HAL open science

Vers une évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales humides

Stéphane Gueneau

To cite this version:

Stéphane Gueneau. Vers une évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales humides. Economies et finances. AgroParisTech, 2011. Français. NNT : 2011AGPT0052 . tel-03690042

HAL Id: tel-03690042

https://pastel.hal.science/tel-03690042

Submitted on 7 Jun 2022

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.

Doctorat ParisTech

DOSSIER DE RECHERCHE DOCTORALE

pour obtenir le grade de docteur délivré par

L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement

(AgroParisTech)

Spécialité : Sciences de l'environnement, option gestion

présentée et soutenue publiquement par

Stéphane Guéneau

le 16 septembre 2011

Vers une évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales humides

Directeur de thèse : **Laurent MERMET**

Jury

M. Michel COLOMBIER, Chercheur HDR, Cirad, Paris	Rapporteur
M. Pascal TOZZI, Chercheur HDR, CNRS UMR 5185, Université de Bordeaux 3	Rapporteur
Mme Laurence TUBIANA, Directrice de recherche, Sciences-Po, Paris	Examinatrice
M. Laurent MERMET, Professeur, AgroParisTech, Paris	Examinateur
M. Benjamin CASHORE, Professeur, Université de Yale, Etats-Unis	Examinateur
Mme Maya LEROY, Docteur, Ingénieur de recherche, AgroParisTech, Montpellier	Examinatrice
M. Marcel DJAMA, Docteur, Chercheur, UMR MOISA, Cirad, Montpellier	Examinateur

AgroParisTech
CIRAD, UMR MOISA (Marchés, organisation, institutions et stratégies d'acteurs)
73, rue Jean-François Breton
34398 Montpellier cedex 5

« Ce ne sont pas les mots qui importent, c'est ce qu'ils modifient autour d'eux, ce qu'ils font germer dans l'esprit qui les accueille »

Jean-Marie Blas de Robles, *Là où les tigres sont chez eux.* Zulma, 2008

À mes enfants, Paul, Tristan et Emma.

.

REMERCIEMENTS

Ce travail est le fruit de plusieurs années de recherches passées dans plusieurs institutions, en collaboration avec de nombreux chercheurs. Je tiens tout d'abord à remercier l'Iddri et tout particulièrement sa directrice, Laurence Tubiana, pour la confiance qu'elle m'a accordée, ainsi que pour son soutien sans faille. Elle a joué un grand rôle, en étant à la fois à l'origine et à la conclusion de cette aventure.

Je tiens également à remercier chaleureusement le Cirad pour m'avoir accueilli au sein de l'UMR MOISA et pour m'avoir permis de bénéficier d'excellentes conditions de travail au cours de ces dernières années. Je pense particulièrement à Marcel Djama à Nicolas Bricas et à Paule Moustier qui m'ont sans cesse soutenu et encouragé, y compris dans les moments les plus difficiles. Je suis également reconnaissant à la direction de cet institut de recherche, en particulier à Partick Caron, pour la confiance qu'elle m'a accordée. Sans le soutien matériel et financier de l'Iddri et du Cirad, il est probable que je n'aurai pu conduire ce travail de recherche.

Ce travail a été réalisé sous la direction de Laurent Mermet, Professeur à AgroParisTech, avec lequel j'ai eu beaucoup de plaisir à échanger. J'ai particulièrement apprécié ses qualités d'encadrement, sa disponibilité, son attention et sa bonne humeur. Bref, des qualités hors pairs et une compétence rare dont on ne peut que rêver lorsqu'on se lance dans une entreprise de recherche doctorale.

Dans ces trois institutions, j'ai côtoyé de nombreuses personnes qui ont été un précieux soutien. Merci à l'ensemble de l'équipe de l'Iddri avec laquelle j'ai eu beaucoup de plaisir à travailler. Une pensée particulière pour Raphaêl Billé, qui m'a présenté Laurent Mermet. Au sein du Cirad, ma reconnaissance et mon amitié vont à l'ensemble des mes collègues de l'UMR MOISA, en particulier ceux du programme de recherche NORMES, pour toutes ces discussions passionnantes que nous avons eu autour de la certification et de la normalisation : Emmanuelle Cheyns, Benoît Daviron, Isabelle Vagneron, Muriel Figuié, Sylvaine Lemeilleur et Eve Fouilleux. Merci également à Pascale Morin et à Laurence Vigues, qui ont su répondre présentes chaque fois qu'un problème matériel se posait, toujours avec le sourire. Au sein d'AgroParisTech, je tiens à remercier particulièrement Maya Leroy et Karine Belna pour leurs conseils toujours utiles.

J’ai également une pensée pour mes collègues de l’INRA impliqués dans le programme NORMES, Pierre Alphandéry et Agnès Fortier, pour les échanges toujours très intéressants que nous avons eus au cours de nos réunions de travail. Je pense également aux « ciradiens » des autres unités de recherche que j’ai côtoyés ces dernières années, en particuliers ceux de l’Unité BSEF dirigée par Alain Billand.

Je n’oublie pas les rapporteurs, Pascal Tozzi et Michel Colombier, ainsi que les examinateurs, d’avoir accepté de faire partie du jury. Je remercie particulièrement le Pr Ben Cashore, éminent spécialiste de la certification forestière, de s’être intéressé à mon travail.

Comme toujours, lorsqu’on approche de la fin, un coup de main est toujours utile pour régler les derniers détails. En ce qui me concerne, ce sont les Van der Loo qui s’y sont collés, en famille, comme d’habitude ! Je n’oublie pas cette solidarité et le sens inné de l’organisation de Gigi.

J’ai la chance d’être entouré d’une famille adorable. Je ne peux que penser aux efforts qu’elle a consentis. Il a fallut qu’elle supporte un individu souvent grognon, parfois déprimé et souvent absent… Mais elle a toujours été présente et n’a pas manqué d’encouragements, même lorsque j’étais au creux de la vague. Merci à Emma, Paul et Tristan et bien sûr, à Laurence. Merci pour leur aide, merci pour leur amour.

CONTENU DU DOSSSIER

DOCUMENT 1 : Présentation du dossier de recherche doctoral intitulé « Vers une évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales humides »

23 pages

DOCUMENT 2 : Dossier de publications intitulé : « Transformations politiques induites par l'émergence d'un dispositif de certification de la gestion forestière : le cas du FSC»,

168 pages

DOCUMENT 3 : Dossier de recherche intitulé « Poser les bases d'un référentiel d'évaluation de l'efficacité environnementale des dispositifs de gestion des forêts tropicales humides »

379 pages

RESUME DES DOCUMENTS

Document 1 : Présentation du dossier de recherche doctoral

Ce document est un texte de présentation et de cadrage de l'ensemble du dossier de recherche doctoral. Il expose brièvement notre itinéraire de recherche afin de mieux comprendre la double démarche que nous avons adoptée et la structure particulière de ce dossier de recherche doctorale. D'un côté, ce dossier comprend une série de travaux publiés sur la question des transformations politiques induites par les dispositifs de certification de la gestion forestière. De l'autre, il présente un travail de recherche qui porte spécifiquement sur les questions d'efficacité environnementale des dispositifs internationaux de prise en charge du problème de déclin des forêts tropicales.

Dans ce premier document, nous introduisons les problématiques abordées et les disciplines mobilisées dans le cadre de ces deux démarches. Nous évoquons également notre posture de recherche. Puis nous mentionnons les perspectives qu'offrent, à notre sens, ces travaux de recherche. En réduisant la distance qui mène vers l'évaluation des dispositifs de prise en charge du problème de déclin des forêts tropicales humides ces deux démarches offrent des perspectives de travaux de recherche futurs portant sur l'efficacité écologique de la gestion des forêts tropicales humides.

Document 2 - Transformations politiques induites par l'émergence d'un dispositif de certification de la gestion forestière : le cas du FSC

Ce document est consacré à l'analyse des effets politiques d'un dispositif de certification de la gestion forestière, le Forest Stewardship Council (FSC). Il intègre un recueil de cinq textes publiés dans des ouvrages et revues scientifiques entre 2007 et 2011, dans le cadre de notre participation au projet de recherches NORMES « *Réguler par les normes : les dispositifs de normalisation dans la gouvernance du développement durable* » financé par l'Agence nationale de la recherche (ANR). Les publications sont précédées par un texte de cadrage qui présente l'historique et les rouages du dispositif FSC, puis introduit brièvement les textes.

Ces travaux de recherche permettent d'améliorer notre compréhension des transformations politiques induites par l'émergence du FSC. Nous mettons en avant les innovations institutionnelles produites par le FSC, la portée et les limites de mise en œuvre de ce dispositif

volontaire, les changements comportementaux qu'il induit, les effets détournés qu'il génère, notamment en termes d'équité entre les catégories d'acteurs concernées. Enfin, l'analyse des rapports publics-privés montre que loin d'être un dispositif privé isolé, le FSC a une certaine influence sur l'élaboration des politiques publiques et réciproquement, son développement est conditionné par un certain degré d'intervention étatique.

Document 3 – Poser les bases d'un référentiel d'évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales humides

Ce document présente le travail de recherche que nous avons conduit sur les questions d'efficacité environnementale des dispositifs de prise en charge des problèmes de déforestation et de dégradation des forêts tropicales humides. Le point de départ de ce travail est le constat de la difficulté de cette prise en charge, malgré les déclarations internationales et les nombreux dispositifs qui se succèdent depuis plusieurs décennies. Ce constat nous a conduit à nous pencher sur les cadres d'évaluation qui permettraient de mesurer l'efficacité environnementale des dispositifs à l'œuvre.

Dans un premier temps, notre travail discute de la pertinence du cadre théorique à mobiliser pour prendre en charge les questions environnementales globales. Puis, à partir d'une large revue de la littérature, nous révélons l'importance et la complexité du problème de déclin des forêts tropicales humides. Enfin, nous montrons l'insuffisance des approches proposées jusqu'à présent pour traiter le problème, et la nécessité d'adopter une approche que replace la préoccupation environnementale au centre de l'analyse. En nous appuyant sur le cadre de l'Analyse stratégique de la gestion environnementale (ASGE) (Mermet 1992, 1998, Mermet & al., 2005, 2010), et en le positionnant par rapport au cadre théorique de l'efficacité des régimes environnementaux internationaux (Underdal, 1992, Young, 1998), nous affirmons que, malgré la complexité du problème de déclin des forêts tropicales humides, il est légitime, utile et possible de construire un référentiel d'évaluation basé sur les enjeux environnementaux qui concernent ces forêts. Nous posons les bases de ce référentiel en détaillant les principaux éléments qui pourront cadrer l'évaluation de l'efficacité des dispositifs de gestion de ces forêts.

Mots clefs : Gestion de l'environnement ; forêt tropicale humide ; certification FSC ; efficacité environnementale.

SUMMARY OF DOCUMENTS

Document 1: Presentation of the doctoral research dossier

This document presents the general framework of the doctoral research dossier. It intends to briefly explain the research methodology, in order to better understand the dual approach adopted and the structure of this doctoral research. On the one hand, the dossier is based on several articles published on the issue of forest certification schemes political transformations. On the other hand, the dossier includes a research on the issue of environmental effectiveness of rainforest management devices. This first document introduces the critical stand, the issues addressed and the disciplines involved in these two approaches. Finally, the prospects offered by this research are mentioned.

Document 2: Political transformations induced by the development of forest management certification: the case of FSC.

This document analyses the political impact of a forest management certification device: the Forest Steward Council (FSC). It integrates five articles published in academic/scientific books and journals between 2007 and 2011, which were published in the framework of the NORMES research project *"Regulation by standards : the instruments of regulations in the governance of sustainable development"*, financed by the French National Agency of Research (ANR). The publications are preceded by a framing text which presents the background and the working of the FSC-instrument, and then introduces the texts succinctly.

The research activities permit to enhance the understanding of political transformations, induced by the FSC. The institutional innovations which were produced by the FSC will be emphasized, as well as the reach and the limits of this voluntary instrument, the behavorial changes it brings about, and the side-effects it generates, in particular in terms of equity between the concerned players in this field.

Finally, the analysis of the public-private relations shows that, far from being a private and isolated instrument, the FSC exerts a certain influence on the elaboration of public politics, and, reciprocally, its development is conditioned by a certain degree of governmental intervention.

Document 3: Laying the bases of a benchmark for assessing the devices which corner the deforestation and rainforest degradation problems.

This document concentrates on the issue of effectiveness of the devices which tackle the problems of deforestation and rainforest degradation. The starting point of this work is the problem-solving difficulties, despite repeated international statements and devices adopted in recent decades.

Based on these observations, the research focuses on evaluation frameworks that would assess the environmental effectiveness of such devices. It starts with a critical analysis of the theoretical framework used to address global environmental issues, specifically the effectiveness of global environmental regimes theories (Underdal, 1992, Young, 1998). Then, an extensive literature review on the rainforest management issues is presented, showing the complexity of the problem. The research pointed out the failures of the current approaches implemented to tackle the deforestation and rainforest degradation. Finally, by using the framework of the Strategic analysis of environmental management (Mermet 1992, 1998, Mermet & a, 2005, 2010), this study demonstrated that despite the complexity of the deforestation and rainforest degradation problem, it is legitimate, useful and possible to construct a referential for evaluation focused on environmental challenges that forests are facing. The basis of this framework is laid out, by detailing the principal elements that will be able to frame the evaluation of the effectiveness of the management of these forests.

Keywords: environmental management; rainforest; FSC certification; environmental effectiveness.

Doctorat ParisTech

DOSSIER DE RECHERCHE DOCTORAL

pour obtenir le grade de docteur délivré par

L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement

(AgroParisTech)

Spécialité : Sciences de l'environnement, option gestion

présentée et soutenue publiquement par

Stéphane Guéneau

le 16 septembre 2011

Titre :

Vers une évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales humides

Document 1 :

Présentation du dossier de recherche doctoral

Directeur de thèse : **Laurent MERMET**

AgroParisTech
CIRAD, UMR MOISA (Marchés, organisation, institutions et stratégies d'acteurs)
73, rue Jean-François Breton
34398 Montpellier cedex 5

SOMMAIRE

1. PARCOURS DE RECHERCHE 4
2. UNE DOUBLE DEMARCHE 6
3. QUESTIONNEMENTS 8
3.1. Une interrogation sur les transformations politiques induites par les dispositifs de certification forestière 8
3.2. Un questionnement qui porte sur l'efficacité de la prise en charge du problème de déclin des forêts tropicales. 10
4. DE LA GOUVERNANCE GLOBALE A LA GESTION DE L'ENVIRONNEMENT : ITINERAIRE DISCIPLINAIRE 11
5. IMMANENCE ET INTERVENANCE : POSITIONNEMENT DU CHERCHEUR 15
6. PERSPECTIVES OFFERTES PAR NOS RECHERCHES 16
7. REFERENCES 18

LISTE DES SIGLES UTILISES

ONG : Organisation non gouvernementale

IDDRI : Institut du développement durable et des relations internationales

FSC : Forest Stewardship Council

GTNFTH : Groupe de travail national sur les forêts tropicales humides

CIRAD : Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement

ASGE : Analyse stratégique de la gestion de l'environnement

AgroParisTech : Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement.

PRESENTATION DU DOSSIER DOCTORAL

1. PARCOURS DE RECHERCHE

Le travail que nous nous proposons de présenter dans ce document s'inscrit dans la continuité d'une activité militante, d'expertise, puis de recherche menée depuis plusieurs années. En 1992, alors que nous assistions à Rio au Sommet de la terre, en tant que jeune salarié d'une association qui travaillait sur les questions d'environnement et de développement (Solagral), nous avions particulièrement suivi les débats portant sur les questions forestières. Lorsque l'on évoquait le problème de l'érosion de la biodiversité, les forêts tropicales étaient au premier plan. Lors des débats sur les changements climatiques, les questions forestières prenaient une place de choix. Consacré à l'environnement et au développement, le Sommet ne manquait pas de mettre en avant le sort menacé des populations forestières, notamment les communautés indigènes et traditionnelles, qui dans le pays hôte de la conférence, avait une résonance très particulière. Nous assistions tous les jours à des manifestations nombreuses de soutien de mouvements sociaux à la cause de la sauvegarde des forêts tropicales.

Malgré cette forte mobilisation, nous avions été frappés par le décalage entre la place que prenaient les discussions sur les questions forestières et le peu de résultat issu du processus de négociation : point de convention mondiale prescriptive sur les forêts, ni même de programme spécifique portant sur la biodiversité forestière dans la Convention sur la biodiversité, ou de prise en compte de la déforestation tropicale dans la Convention sur les changements climatiques. De la négociation sur les forêts, il ne restait pratiquement rien…

Quelques années auparavant, les Organisations non gouvernementales (ONG) écologistes s'étaient bruyamment manifestées en appelant de manière quasi unanime à un boycott des bois tropicaux. Les activités d'exploitation commerciales de bois étaient alors montrées du doigt par les ONG comme les principales responsables de la déforestation (Dudley, Jeanrenaud, & Sullivan, 1995; Buttoud & Karsenty, 2001). Ces appels n'ont pas été suivis par les gouvernements, notamment en raison des risques de « protectionnisme vert » qu'ils pointaient à l'époque. Cette question renvoie à la problématique des interactions entre le commerce international et la régulation de l'environnement, qui a fait l'objet de débats

internationaux animés tout au long des années 1990. A cette époque, nous nous intéressions de près à cette thématique (Biagiotti & al.,1998 ; Ilbert & al., 1999 ; Guéneau & Le Cotty, 1999 ; Guéneau & Chetaille, 2000). Cette réflexion s'est poursuivie sur la certification et les labels écologiques comme instruments permettant de concilier le libre échange et la protection de l'environnement. C'est donc à travers cette problématique de la certification que nous avons commencé à aborder la problématique forestière de manière spécifique. Sur ce sujet, nous avons organisé plusieurs ateliers de travail, publié plusieurs notes de travail, puis un article dans un ouvrage scientifique (Guéneau, 2002).

Nous sommes ensuite entré pleinement dans le secteur forestier, en suivant de près les processus de négociation et en effectuant des missions de terrain essentiellement en Afrique centrale et au Brésil, afin d'y observer la mise en œuvre des politiques forestières. Plusieurs publications et documents de travail ont été réalisés dans le cadre des travaux sur la gouvernance et les politiques forestière que nous avons menés au sein de l'Institut du développement durable et des relations internationales (IDDRI) au cours des années 2000 (Guéneau & Wilson, 2005 ; Guéneau & Jacobée, 2005 ; Guéneau, 2006a ; Guéneau, 2006b ; Nasi & Guéneau, 2007 ; Guéneau, 2007b). Ces travaux nous ont conduits à nous impliquer très activement dans le Groupe de travail national sur les forêts tropicales humides (GTNFTH), arène de discussion pilotée par trois ministères français (Ecologie, Affaires étrangères et Agriculture). Le point d'honneur de notre participation au GNTFTH a été le *Livre blanc sur les forêts tropicales humides*, dont la rédaction nous a été confiée (Guéneau, 2006a)

Une grande partie des débats du GTNFTH portait sur la certification de la gestion forestière. Nous avons continué à nous intéresser à cette thématique à partir de 2006, à l'IDDRI puis au CIRAD, dans le cadre d'un projet de recherche du programme fédérateur Agriculture et développement durable de l'Association nationale de la recherche (ANR). Ce projet piloté par le CIRAD s'intitulait *« NORMES - Réguler par les normes : les dispositifs de normalisation dans la gouvernance du développement durable »*. Il s'est déroulé sur une période de trois ans de 2007 à 2009. Il a donné lieu à plusieurs publications portant sur la certification de la gestion des forêts (Bass & Guéneau, 2007 ; Guéneau & Cashore, 2007 ; Guéneau, 2007a ; Guéneau & Tozzi, 2008 ; Guéneau, 2009 ; Tozzi & Guéneau, 2011 ; Guéneau, 2011)

Au sein du projet de recherche NORMES, nous avons choisi délibérément d'adopter une posture de recherche immanente et intervenante, en nous impliquant concrètement dans le principal dispositif de certification de la gestion forestière tropicale, le Forest Stewardship Council (FSC). Après avoir participé à plusieurs réunions de cette organisation comme observateur, nous avons pris part à sa consolidation en nous impliquant comme administrateur lors de la création de l'antenne française du FSC en 2006, puis en en prenant la Présidence trois ans plus tard. Nous reviendrons plus longuement sur les implications de ce choix.

2. UNE DOUBLE DEMARCHE

Si nous avons choisi de présenter cette brève introduction biographique aux examinateurs, c'est que ces éléments nous semblent importants pour comprendre notre démarche particulière de recherche, qui détermine la structure de notre document.

A la fin de l'année 2008, au moment où nous nous sommes inscrits en école doctorale, nous avions déjà accumulé des connaissances et publié plusieurs travaux portant sur le secteur forestier et la problématique de la déforestation en région tropicale. Dans le cadre du projet NORMES, nous centrions nos travaux sur les implications politiques et institutionnelles des dispositifs de normalisation et de certification créés au nom du développement durable. Il s'agissait de rendre lisible l'émergence du FSC, de rendre compte de ce qu'il produit à travers l'observation et l'analyse des processus d'interactions sociales que ce dispositif construit. Notre démarche consistait alors à nous positionner par rapport aux travaux dans le domaine des relations internationales portant sur le sujet de la certification forestière (Cashore & al., 2004, Gulbrandsen, 2004, Pattberg, 2005). Cette revue de la littérature était complétée par l'observation participante des situations réelles de construction du dispositif de certification du FSC, que ce soit en assistant à différents moments de concertation où les acteurs échangent et s'organisent pour « produire » un dispositif particulier, ou que ce soit sur le terrain, en observant la mise en œuvre concrète de ces dispositifs et leurs effets, en particulier au Brésil et en Afrique centrale. Il s'agissait d'identifier les acteurs qui participent à l'élaboration de ces dispositifs, les alliances et rapports de force entre eux, la manière dont ils abordent les différents sujets relatifs au déclin des ressources forestière tropicales, et comment ces dispositifs s'appliquent concrètement sur le terrain.

En nous engageant dans la rédaction de ce dossier doctoral, notre idée était au départ de nous reposer largement sur nos travaux publiés ou en cours de publication. Notre ambition était de prolonger notre réflexion en engageant un travail d'évaluation de la performance du dispositif FSC de certification de la gestion forestière, dans le sens de sa capacité à produire des résultats concrets sur l'état des écosystèmes forestiers. Une telle position était cohérente avec le projet de recherche dans lequel nous étions engagés. L'une des questions posée dans le projet NORMES concernait en effet les capacités de « résolution des problèmes » induites par les dispositifs de certification. Il s'agissait de *« rendre compte de la portée et de l'efficacité de ces nouvelles formes d'action publique »*.

Néanmoins, au fur et à mesure que le projet NORMES progressait, le cadre théorique dans lequel nous nous situions, issu des sciences politiques, ne fournissait qu'un cadre partiel pour prendre au mot la raison d'être des dispositifs de certification, autrement dit pour analyser leur action en prenant comme référence les motivations qui ont justifié leur émergence. Certains travaux y voient même une raison pour traiter les effets sous l'angle de l'influence des dispositifs, plutôt que sous l'angle de leur efficacité (Pattberg, 2005). D'autres travaux préfèrent aborder la question de l'efficacité à travers une analyse comparée des instruments d'action privés par rapport à des mesures politiques plus classiques de politiques publiques (Cashore & Bernstein, 2004).

En recherchant un cadre théorique qui place ces questions d'efficacité environnementale au centre de l'analyse, nous nous sommes intéressés au cadre d'analyse stratégique de la gestion de l'environnement (ASGE) développé par Laurent Mermet à partir des années 1980 (Mermet, 1992, 1998). Nous nous sommes efforcés de suivre cette piste de recherche que nous découvrions. Une démarche totalement nouvelle a alors consisté à ancrer notre recherche dans ce nouveau cadre théorique et à montrer la pertinence de cette approche pour prendre en charge les questions d'efficacité environnementale que nous posions. Cette démarche étant fortement insérée dans une problématique environnementale spécifique, celle du déclin des ressources forestières tropicales que nous avons à peine esquissé au début de ce document, nous avons cherché à appliquer le cadre théorique de l'ASGE à cette problématique.

Le travail que nous présentons dans ce document reflète ces deux démarches. La première porte sur l'analyse des effets politiques de la certification à travers une série de textes publiés dans le cadre du projet NORMES. Il nous semble important de montrer l'intérêt de cette phase de recherche en présentant les travaux les plus marquants que nous avons réalisés dans

le cadre de ce projet. La seconde démarche consiste en un travail de recherche qui porte spécifiquement sur les questions d'efficacité environnementale des dispositifs internationaux de prise en charge du problème de déclin des forêts tropicales. La manière dont nous avons agencé nos travaux de recherche reprend ces deux démarches.

3. QUESTIONNEMENTS

Les deux démarches que nous venons de mentionner procèdent de deux entrées problématiques générales que nous proposons d'introduire brièvement dans ce document de présentation. Nous y reviendrons plus longuement au cours des deux autres documents qui constituent ce dossier de recherche doctoral.

3.1. Une interrogation sur les transformations politiques induites par les dispositifs de certification forestière

De nombreux dispositifs privés multi-acteurs de gouvernance de l'environnement se développent depuis une vingtaine d'années. Ces dispositifs visent à réguler les activités économiques en définissant et en contrôlant l'application volontaire de normes de « bonnes pratiques » environnementales et sociales. Ils visent à réguler un secteur d'activité dans son ensemble. Les normes sont élaborées dans le cadre d'arènes de concertation structurées au niveau international, qui regroupent des acteurs non-étatiques aux intérêts et visions différents. Elles se distinguent en cela des codes de conduite de responsabilités sociale et environnementale que développent les entreprises. Leur application s'effectue sur une base volontaire et le contrôle de la conformité est généralement confié à un organisme tiers, chargé de délivrer un certificat de conformité sur la base d'un audit. L'obtention du certificat permet d'apposer un label sur les produits, et d'accéder ainsi à une frange de consommateurs « concernés » par les problèmes environnementaux. La prolifération de ces dispositifs de certification volontaire est qualifiée dans la littérature de « privatisation de la gouvernance » (Pattberg, 2005 ; Bartley, 2007), ou de « gouvernance non-étatique pilotée par le marché » (Cashore. 2002)

Ces nouvelles formes de gouvernance privée s'inscrivent pleinement dans le projet de développement durable, cadre de référence incontournable de l'action publique en matière d'environnement (Leroy, 2010). Le développement durable vise à induire des formes de coopération nouvelles qui intègrent des intérêts en tension (préoccupations environnementales, sociales, économiques ; équité sociale, intergénérationnelle, Nord/Sud), à promouvoir la participation de la société civile à la définition des politiques publiques, et à générer une responsabilité accrue des acteurs à leur propre niveau d'intervention.

Le monde forestier n'a pas échappé à l'émergence de ces nouvelles formes de gouvernance privée. On peut même constater qu'il a été l'un des premiers à subir de larges bouleversements liés à cette émergence. Les instruments classiques de planification et le pouvoir des autorités régulatrices du monde forestier ont été en effet de plus en plus remis en question depuis une vingtaine d'années. Les corps des Eaux et Forêts, habitués depuis plusieurs générations à appliquer de manière très centralisée des recettes de planification des opérations de gestion ont été largement bousculés par l'arrivée dans leur champs de nouveaux acteurs et de nouveaux instruments de marché ancrés dans les principes de l'économie néoclassique. Les ONG environnementales ont largement investi les arènes de discussion des politiques forestières et se sont impliquées directement dans la mise en œuvre de projets de gestion. De nouveaux instruments économiques ont été mis en œuvre ou sont en cours de définition, tels que les instruments de « compensation carbone » appliqués aux forêts.

Le secteur forestier est souvent considéré comme un secteur « pionnier » dans la mise en œuvre des nouveaux dispositifs de certification multi-acteurs, en particulier avec l'émergence du FSC en 1993. Cette organisation initiée par des ONG écologistes, s'organise autour de l'élaboration et de la mise en œuvre d'un dispositif de certification de la « bonne » gestion forestière.

L'émergence et la multiplication des nouvelles formes de gouvernance privée des questions environnementales globales, en particulier dans le secteur forestier, sont porteuses de nombreuses interrogations à propos des changements politiques qu'elles induisent, que ce soit au niveau des rapports entre le « public » et le « privé », des rapports de force entre les acteurs économiques et non gouvernementaux, ou encore des changements de comportements des acteurs économiques. Quel sens donner au poids croissant des acteurs privés dans la gouvernance forestière mondiale ? Comment les intérêts divergents des acteurs du monde forestier se conjuguent-ils pour donner naissance à de nouveaux dispositifs de gestion ?

Pourquoi ces formes de gouvernance privée se sont-elles imposées comme l'un des moyens privilégié de prise en charge des aspects environnementaux et sociaux des modes de production, en particulier dans le secteur forestier ? Quelle est leur portée et quels sont leurs apports en termes de prise en charge des problèmes forestiers ? C'est à ces questions que nous avons tenté de répondre dans la première phase de notre recherche. Nous avons choisi d'en présenter les principaux résultats dans la première partie de ce document.

3.2. Un questionnement qui porte sur l'efficacité de la prise en charge du problème de déclin des forêts tropicales.

La deuxième démarche de recherche dans laquelle nous nous sommes engagés prend comme point de départ une question très simple : « Comment sauver les forêts tropicales ? » Combien de fois avons-nous vu ce titre à la une des magazines et des quotidiens ? Régulièrement depuis une trentaine d'années, des évènements climatiques, des incendies, des sommets internationaux, des manifestations de groupes indigènes, des conflits meurtriers entre communautés forestières et exploitants agricoles ou forestiers, des blocages de cargaisons de bois par des ONG écologistes, etc., viennent nous rappeler que ce problème écologique majeur n'est toujours pas réglé, que la situation se dégrade et qu'« il faut agir ».

Pourtant, malgré les différentes solutions proposées, débattues et pour certaines mises en œuvre, malgré les cris d'alarme répétés des ONG écologistes et des communautés forestières traditionnelles et indigènes qui voient leurs habitats et leurs modes de vie chaque jour un peu plus menacées par la disparition des forêts, malgré les déclarations des chefs d'Etats lors des sommets internationaux, malgré la mobilisation de personnalités médiatiques, acteurs, chanteurs et autres vedettes du « showbiz », rien n'y fait, les forêts tropicales continuent de disparaître à un rythme alarmant. Malgré cette prise de conscience généralisée, malgré des chiffres sans cesse plus précis, le problème du déclin des ressources forestières a fini par faire partie de ces problèmes qui semblent s'enraciner dans le pot des préoccupations globales (les *global concerns*), comme tant d'autres questions environnementales majeures. Une sorte de résignation, de lassitude, semble s'instaurer.

Ce constat, bien des observateurs le font (Smouts, 2001 ; Humphreys, 2006). De même que le constat de l'importance de préserver les forêts, non seulement pour satisfaire les besoins

des populations qui en dépendent directement ou indirectement, mais également parce-que de nombreux humains ne peuvent imaginer vivre sans ces espaces naturels, leur faune et leur flore diverse et abondante, et l'imaginaire auxquels ils les renvoient.

Mais les solutions qui sont apportées, et la manière de les concevoir et de les mettre en œuvre nous interrogent. Pourquoi, en dépit d'une mobilisation internationale très forte, les différents dispositifs de gestion des forêts tropicales mis en œuvre depuis plus de vingt ans ne parviennent-ils pas à limiter le déclin des forêts tropicales humides ? Cette question est à l'origine des travaux de recherche que nous avons conduits sur l'efficacité environnementale appliquée à la gestion des forêts tropicales humides. A ce stade, nous ne faisons qu'esquisser le problème en nous en tenant à cette problématique générale. Nous y reviendrons dans la deuxième partie de ce dossier où nous détaillerons notre travail de recherche portant sur l'élaboration d'un référentiel d'évaluation des dispositifs de prise en charge du problème de déclin des forêts tropicales.

4. DE LA GOUVERNANCE GLOBALE A LA GESTION DE L'ENVIRONNEMENT : ITINERAIRE DISCIPLINAIRE

Nous nous attarderons en détail sur les disciplines scientifiques que nous avons mobilisées et sur la manière dont nous les avons utilisées dans les deux autres documents de ce dossier. Pour l'heure, nous voudrions simplement expliquer au lecteur en quoi notre parcours de recherche et la double démarche adoptée ont influencé le choix de ces disciplines.

Dans le cadre du projet de recherche NORMES, nous avons retenu le cadre théorique de la gouvernance globale qui se situe dans le domaine des relations internationales, discipline des sciences politiques. Les raisons qui nous ont poussés à nous référer à ce cadre d'analyse paraissaient au départ évidentes. Les travaux en sciences politiques portant sur la gouvernance globale comptent en effet parmi les principales références permettant d'analyser les problématiques d'environnement global (Lipschutz & Mayer, 1996 ; Young, 1997, Esty & Ivanova, 2002 ; Levy & Newell, 2005 ; Speth & Haas, 2007), les questions forestières globales (Smouts 2001 ; Humphreys 2006), et plus particulièrement les dispositifs de certification privés dans le secteur forestier (Elliott 2000 ; Cashore, 2002 ; Meidinger & al., 2003 ; Bartley, 2003, 2007 ; Kirton & Trebilcock, 2004 ; Cashore & al., 2004 ; Pattberg, 2005, 2007 ; Gulbrandsen, 2004, 2010, Tollefson & al., 2008). A notre connaissance, c'est

dans cette discipline que les travaux sur la certification forestière sont les plus prolifiques et les plus influents. Cette littérature a été largement mobilisée dans le cadre de nos travaux sur la certification forestière qui sont présentés dans le deuxième document de ce dossier.

Lorsque nous avons commencé à nous intéresser aux questions d'efficacité, c'est tout naturellement que nous avons cherché dans la même discipline, celle des relations internationales, si un cadre d'analyse permettait de nous aider à répondre à ces questions. L'un des pans les plus fournis de la littérature du champ des relations internationales appliquée au domaine de l'environnement, est justement celui qui porte sur l'efficacité des régimes environnementaux internationaux (Young, 1989 ; 1994, 1997, Underdal, 1992 ; Haas & al., 1993 ; Miles & al, 2002).

Néanmoins, bien que le problème de l'évaluation de l'efficacité soit clairement posé dans ces travaux, leur préoccupation centrale concerne d'avantage l'efficacité des accords et institutions environnementaux internationaux que « la résolution du problème environnemental » en tant que telle. En ce sens, le cadre conceptuel de l'efficacité des régimes offre des perspectives intéressantes mais ne permet que d'apporter des éléments de réponses partiels aux questions fondamentales que nous nous posons sur l'efficacité des dispositifs de prise en charge du problème de déclin des forêts tropicales. Nous y reviendrons de manière plus détaillée dans le troisième document qui compose ce dossier doctoral.

En cherchant d'autres ressources théoriques plus adaptées pour saisir ce problème de l'efficacité environnementale, nous nous sommes orientés vers la gestion de l'environnement. Cette discipline nous semblait très prometteuse pour répondre à nos interrogations et sortir de l'impasse dans laquelle nous nous trouvions avec notre ancrage initial dans la discipline des relations internationales. De la compréhension et l'explicitation des relations de pouvoirs et de l'émergence de nouvelles formes de pilotage et d'autorité, nous nous sommes donc orientés vers un cadre beaucoup plus normatif, axé sur l'action, la performance environnementale et le changement. Nous avons donc effectué un virage disciplinaire, passant de l'étude de la gouvernance environnementale globale à l'analyse de la gestion de l'environnement.

A ce point, il nous semble utile d'expliquer davantage au lecteur les éléments qui nous ont conduits à opérer ce virage. Le premier élément a été, à la suite de la lecture des thèses de Maya Leroy (2004) et de Raphaël Billé (2004), une compréhension des objectifs des sciences de gestion, de leur application dans le domaine de l'environnement, et de la manière dont elles se distinguent de notre premier cadre de référence autour de la gouvernance.

Nous effectuions en effet une certaine confusion entre les termes gestion et gouvernance, termes qui sont souvent utilisés aux mêmes fins comme le signale Bialès (2000). L'expression « gouvernement d'entreprise », par exemple, est largement utilisée pour qualifier la manière dont une entreprise est « gérée ». On entrevoit à ce niveau le rapprochement entre les deux termes. Pourtant, un bref regard étymologique fait apparaître des différences cruciales entre ces deux termes. Gérer vient du latin *gerere*, qui signifie exécuter, accomplir. Gouverner prend quant à lui ses racines dans le verbe latin *gubernare*, qui fait référence à la conduite d'un navire (Bialès, 2000). Gouverner renvoie par conséquent au fait de diriger, et implique l'idée de domination. Le terme gouvernance, qui dérive du verbe « gouverner », porte sur les formes d'exercice du pouvoir dans les organisations, sur la manière d'organiser les sociétés et les individus. Il insiste notamment sur le caractère non centralisé des formes d'autorité, sur le jeu horizontal plutôt que vertical entre les acteurs de l'organisation, entraînant des formes d'autorité et des modes de prise de décision non hiérarchiques. De son côté, la gestion, si elle se concentre également sur l'analyse des organisations, vise aussi et surtout « l'accomplissement », c'est-à-dire l'amélioration de leurs performances.

Ce préalable sémantique, nous le complétons par une touche plus personnelle relative à notre regard sur les sciences de gestion. Notre orientation en direction des sciences de gestion s'est en effet effectuée avec certaines réticences au départ : de manière intuitive, les sciences de gestion évoquaient pour nous la description et l'analyse du fonctionnement des entreprises, à travers des disciplines telles que le marketing, la logistique, ou la gestion des ressources humaines. Notre plongée dans la littérature des sciences de gestion a largement élargit notre perspective (et nos connaissances !). D'un point de vue général, s'il est vrai que les sciences de gestion ont été *« pensées au début du 20è siècle comme un projet éducatif des chefs d'entreprise »* (David & al., 2001), elles ont largement évolué et sont loin, désormais, d'être circonscrites à une simple théorie de l'entreprise. Leur construction, en tant que discipline scientifique à part entière, est très récente.

En outre, les sciences de gestion présentent un paysage très nuancé, traversé par de multiples courants en évolution constante. Comme le signalent David & al. (2001) dans leur tentative de structuration de la pensée des sciences de gestion, elles *« forment aujourd'hui une discipline éclatée de multiples manières et encore à la recherche d'une cohérence d'ensemble »*. Leur objet central ne se limite pas à l'entreprise mais s'étend à l'organisation en général, c'est-à-dire à *« tout groupement de personnes qui s'associent en vue d'un but déterminé et qui se trouvent ainsi liées, pourrait-on dire, par une communauté de destin »* (Bialès, 2000). Les

sciences de gestion ont une portée générale, dans la mesure où elles proposent une *« théorie de l'action collective »* (Hatchuel, 2008). Elles visent à *« décrire et analyser des situations concrètes d'où des hommes s'organisent, créent des dispositifs dans une volonté de maîtriser la réalisation d'un objectif qu'ils se sont fixé. »* (Leroy, 2004). Il s'agit de sciences du changement qui ne se bornent pas à expliquer et analyser mais cherchent également *« à changer les situations existantes en d'autres situations jugées préférables, dans le domaine des organisations socio-économiques »* (Ben Kahla, 2002).

Reste que les recherches et les cursus universitaires en gestion, au moins en France, sont en grande partie circonscrits au monde de l'entreprise et ne portent que très rarement sur la gestion de l'environnement et des ressources naturelles en tant que telles. Dans la plupart des cas, les formations de troisième cycle qui préparent aux métiers de « gestionnaires de l'environnement » s'effectuent au sein d'écoles doctorales *sciences économiques et de gestion* ou *droit et gestion,* la plupart du temps par le biais d'outils des sciences économiques, et le champ disciplinaire de l'économie de l'environnement d'un côté, et des instruments juridiques du droit de l'environnement de l'autre. Paradoxalement, alors que l'environnement est au centre des préoccupations de gestion, en témoigne l'usage commun et répété des termes « gestion des ressources naturelles », « gestion de l'eau », « gestion forestière », etc., en France, les recherches en sciences de gestion qui portent spécifiquement sur la question de l'environnement et des ressources naturelles sont relativement peu étendues.

Néanmoins, parmi les différentes ressources théoriques disponibles permettant de répondre à nos interrogations sur l'efficacité de la prise en charge du problème de déclin des forêts tropicales, le cadre de l'ASGE proposé par Laurent Mermet et son équipe à AgroParisTech nous a paru d'emblée pertinent (Mermet, 1992, 1998). Ce choix disciplinaire est donc assez éloigné de nos premières références en sciences politiques, notamment celles portant sur l'efficacité des régimes. Toutefois, il les rejoint à travers la visée évaluative clairement affichée par l'ASGE. Nous présentons ces deux cadres de recherche et la manière dont ils s'articulent et orientent notre positionnement théorique dans le troisième document de ce dossier doctoral.

5. IMMANENCE ET INTERVENANCE : POSITIONNEMENT DU CHERCHEUR

Nous avons évoqué, dans notre introduction biographique, notre engagement au sein du FSC. Cette position nous a parfois été reprochée. De l'avis de certains collègues chercheurs, prendre parti pour cette organisation impliquait de s'affranchir d'une position d'observateur « neutre et bienveillant », et de s'insérer dans un cadre soumis à une forte critique, où *« les experts des ONG ont un rôle prépondérant »* (Smouts, 2001). Il convient par conséquent d'éclairer davantage le lecteur sur cette position particulière et ce qu'elle implique.

A travers notre engagement au sein de FSC, nous affirmons que notre travail est animé par des intentions. Nous revendiquons la défense d'une cause, celle du maintien des qualités écologiques des forêts tropicales. Mais les préoccupations qui nous motivent ne nous empêchent en rien de tenir une position de recherche critique et intervenante, au sens d'une implication consciente à un processus de changement, qui conserve une dimension objective. Nous nous inscrivons donc résolument dans cette posture d' « intervenance », telle qu'elle est définie par Laurent Mermet (Mermet, 2005, 2006), c'est-à-dire considérant que toute recherche est intervention. Nous rejetons l'affichage de neutralité, qui verrait le chercheur comme un intervenant surplombant et forcément garant de l'intérêt général. Il ne s'agit pas uniquement de tenir une posture critique, mais de critiquer en tentant de faire progresser, d'orienter, de trouver des solutions à un problème donné non seulement en étant conscient de la direction vers laquelle nous voulons aller, mais également en ne masquant pas notre intention.

Enfin, cette posture critique intègre également un regard réflexif plus général: *« elle renvoie tout autant à l'exercice de prise de recul et d'examen des fondements analytiques des interprétations et des discours proposés par les chercheurs et les praticiens » (Mermet, 2006).* Notre sentiment, au terme de plusieurs années passées à analyser en détail le secteur forestier, est celui d'une nécessité de renforcement de ce sens critique qui s'est progressivement étiolé, laissant place à des pratiques qui relèvent davantage de l'ingénierie que de la recherche, où les préoccupations semblent davantage dominées par le pragmatisme et orientées vers la mise en œuvre des instruments que vers les concepts et la prise de distance. A intervalle régulier, l'apparition d'un nouvel instrument concentre toutes les attentions, en amont des chercheurs qui s'emploient à décrypter les raisons de son émergence,

en aval, des chercheurs qui se focalisent sur sa mise en œuvre et les transformations qu'il génère. Au final, le traitement du problème environnemental pour lequel cet instrument a été élaboré passe au second plan.

La succession d'instruments proposés dans le domaine forestier depuis une trentaine d'années, sans que des résultats tangibles sur la déforestation ne soient constatés, nous a conduits à renouer avec une réflexion « en sens inverse », à nous poser des questions sur les pratiques des sciences sociales appliquées au domaine forestier. Plutôt que de partir des instruments, de les analyser, de comparer les effets des uns par rapport aux autres, et d'étudier leurs possibilités de mise en œuvre dans des contextes économiques, sociaux ou environnementaux particuliers, notre approche s'inscrit dans ce « renversement », en prenant comme point d'ancrage le problème environnemental lui-même et l'efficacité de son traitement. En montrant qu'il est possible d'orienter l'action vers une direction donnée, celle du rétablissement ou du maintien des qualités environnementales des forêts tropicales humides, notre posture est résolument normative.

6. PERSPECTIVES OFFERTES PAR NOS RECHERCHES

Nos travaux de recherche intègrent une réflexion sur un dispositif particulier de gestion, celui du FSC, doublée d'une réflexion sur les questions d'efficacité environnementale dans le domaine des forêts tropicales humides.

D'un côté, nos travaux ont permis d'améliorer les connaissances du dispositif FSC de gestion forestière que nous avons étudié : son histoire, son fonctionnement, la manière dont il s'est imposé et les changements qu'il a induit en termes de comportements humain et de conception du traitement du problème de déforestation et de dégradation des forêts. Ce dispositif s'insère dans un système de relations sociales que nous avons tenté de décrypter. Nous avons analysé les forces qui le soutiennent et les relations de pouvoir qui se sont nouées autour de son émergence.

D'un autre côté, nos travaux prennent pour point d'ancrage la question de l'efficacité environnementale. A partir d'une discussion critique sur l'un des cadres employé pour analyser l'efficacité des institutions et des accords internationaux portant sur l'environnement, le cadre de l'efficacité des régimes, nous montrons l'utilité du cadre de l'ASGE pour

appréhender la question de l'efficacité environnementale. A partir d'une part d'un travail de synthèse des enjeux, de l'intensité et de l'évolution d'un problème environnemental global, celui du déclin des forêts tropicales humides, et d'autre part des défaillances des différents moyens entrepris jusqu'à présent pour y remédier à différentes échelles, nous affirmons la légitimité d'un travail portant spécifiquement sur l'efficacité environnementale. En suivant le cadre de l'ASGE, nous montrons qu'il est possible de poser les bases d'un référentiel normatif d'évaluation de cette efficacité environnementale dans le cas des forêts tropicales humides.

Ces deux démarches et les résultats que nous avons obtenus en les conduisant, permettent de réduire la distance qui mène vers l'évaluation des dispositifs de prise en charge du problème de déclin des forêts tropicales humides. Nous espérons par conséquent pouvoir contribuer, à travers les travaux que nous présentons, au cadrage des recherches futures portant sur l'évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin forestier tropical.

Néanmoins, au terme de notre recherche, la distance est encore longue avant d'envisager dans les meilleures conditions possibles de conduire une évaluation de ces dispositifs. Poser les bases d'un référentiel normatif permet d'avoir en ligne de mire, une cible à atteindre ; mais il faut ensuite affiner les contours de cette cible en déterminant des indicateurs mesurables qui permettront de donner des indications sur l'évolution des processus dommageables, en termes de résultats matériels sur les écosystèmes forestiers. En outre, le fait d'élaborer un référentiel normatif clair ne résout pas certains problèmes spécifiques liés à l'évaluation elle-même : des difficultés d'attribution des effets pourront par exemple surgir lors de l'examen de l'ensemble des causes de variation de l'état écologique. Le travail que nous avons conduit doit donc être compris comme une première étape au cours de laquelle nous avons édifié les deux piliers d'un pont dont le tablier reste encore à construire. Un tel travail pourra être effectué lors d'une prochaine phase de recherche.

7. REFERENCES

Bartley, T., (2003), **Certifying Forests and Factories: States, Social Movements, and the Rise of Private Regulation in the Apparel and Forest Products Fields**, Politics & Society vol. 31 no. 3, pp. 433-464

Bartley, T., (2007), **How Foundations Shape Social Movements: The Construction of an Organizational Field and the Rise of Forest Certification,** Social Problems, Vol. 54, No. 3, pp. 229-255

Bass, S., & Guéneau, S. (2007). **Global Forest Governance: Emerging impacts of the Forest Stewardship Council.** In B. Martimort-Asso, & S. Thoyer (Eds.), Participation for sustainability in trade (Global environmental governance series ed., pp. 161-179). Aldershot: Ashgate.

Biagiotti, I., Guéneau, S., & Mongruel, S. (1998). **Mondialisation et développement durable. Quelles instances de régulations ?** Montpellier: Solagral.

Biales C. , (2000), **La gestion**, Les Cahiers Économie et gestion n°65

Buttoud, G., & Karsenty, A. (2001). **L'Ecocertification de la gestion des forêts tropicales.** Revue Forestière Française , 53 (6), 691-706.

Cashore, B. & Bernstein, S. (2004), **Non-State Global Governance: Is Forest Certification a Legitimate Alternative to a Global Forest Convention?** In : Kirton J. & Trebilcock M. (eds.), Hard Choices, Soft Law: Combining Trade, Environment and Social Cohesion in Global Governance, Aldershot, Ashgate, p. 33-63

Cashore, B. (2002), **Legitimacy and the Privatization of Environmental Governance: How Non-State Market-Driven (NSMD) Governance Systems Gain Rule-Making Authority**, Governance vol. 15, no. 4, p.503–529.

Cashore, B.W., Auld, G. & Newsom, D. (2004). **Governing through Markets: Forest Certification and the Emergence of Non-state Authority,** New Haven, CT: YaleUniversity Press, 327 p.

David A., Hatchuel A, & Laufer R. (coord.), (2001), **Les nouvelles fondations des sciences de gestion**, Paris : Vuibert, 215 p.

Dudley, N., Jeanrenaud, J.-P., & Sullivan, F. (1995). **Bad Harvest ? The Timber Trade and the Degradation of the World's Forest.** London: Earthcan. 208 p.

Elliott, C., (2000), **Forest certification: A policy perspective**, Bogor, Indonesia:CIFOR, 310 p.

Esty D.C. & Ivanova M.H., (2002), **Global environmental governance. Options and Opportunitiues**, New Haven: Yale School of Forestry and Environmental Studies, 258 p.

Guéneau, S. (2002). **La forêt tropicale, entre fourniture de bien public global et régulation privée : quelle place pour l'instrument certification ?** In S. Maljean-Dubois, L'outil économique en droit international et européen de l'environnement. Paris: La découverte. 513 p.

Guéneau, S. (2006a). **Livre Blanc sur les forêts tropicales humides** (Coll. Réponses environnement ed.). Paris: La Documentation Française.

Guéneau, S. (2006b). **Loi forestière brésilienne : un pas vers la durabilité ?** Idées pour le débat (14) . Paris: IDDRI.

Guéneau, S. (2007a). **A certificação do manejo florestal no Brasil: alcance e limites das novas formas privadas de governança**. In P. R. Fontaine Guillaume, & V. V. Geert (Eds.), Politicas ambientales y gobernabilidad en América Latina. Quito: Flasco.

Guéneau, S. (2007b). **Implications politiques des nouvelles formes non étatiques de gouvernance forestière**. Revue forestière française LIX, n°5-2007 , LIX (5), p.494-504.

Guéneau, S. (2009). **Certification as a new private global forest governance system: the regulatory potential of the Forest Stewardship Council**. In A. F. Peters, K. L., & G. Fenner Zinkernagel (Eds.), In: Peters A., Föster T., Koechlin L., & Fenner Zinkernagel G., "Non-State Actors as Standard Setters", Cambridge: Cambridge University Press, p. 379-408.

Guéneau, S. (à paraître en 2011). **La participation et la délibération comme processus de construction d'une gouvernance environnementale globale : le cas du Forest Stewardship Council**. In M. Djama, E. Fouilleux, & A. Fortier (Eds.), Gouverner par les normes. Paris: QUAE.

Guéneau, S., & Cashore, B. (2007). **Des initiatives volontaires privées : la certification forestière**. In L. Tubiana, & P. Jacquet (Eds.), , in :Tubiana L. & Jacquet P. (Dir.), « Nature, Biodiversité et Développement. Regards sur la terre 2008. Paris: Les Presses de Sciences-Po.

Guéneau, S., & Chetaille, A. (2000). **Régulation des échanges et protection environnementale : quels équilibres et quelles articulations entre biosécurité, AME et OMC ?** In H. Ilbert, & S. Guéneau, L'environnement dans les négociations internationales : un passage obligé ? Montpellier : Solagral, p. 10-38.

Guéneau, S., & Jacobée, F. (2005). **Conservation de la biodiversité forestière tropicale en Afrique centrale : dépassionner les débats.** Idées pour le débat N°14/2005. Iddri. Idées pour le débat (14) . Paris: IDDRI.

Guéneau, S., & Le Cotty, T. (1999). **Commerce international, environnement et développement. L'Afrique absente ?** Montpellier: Solagral.

Guéneau, S., & Tozzi, P. (2008). **Towards the privatization of global forest governance?** International Forestry Review , 10 (3), 550-562.

Guéneau, S., & Wilson, A.-M. (2005). **Gouvernance mondiale des forêts : Une évaluation à partir de l'analyse de la position des organisations non gouvernementales.** Idées pour le débat (5) . Paris: Iddri.

Gulbrandsen, L. H., (2010), **Transnational Environmental Governance: The Emergence and Effects of the Certification of Forests and Fisheries.** Cheltenham, UK/Northampton (MA), USA: Edward Elgar, 213 p.

Gulbrandsen, L.H., (2004), **Overlapping Public and Private Governance : can forest certification fill the gaps in the global forest regime?** Global Environmental Politics, vol. 4, n°2, pp; 75-99

Haas, Peter M., Keohane, Robert O. and Levy, Marc A., (1993), **Institutions for the Earth: Sources of Effective International Environmental Protection.** Cambridge, MA: The MIT Press., 448 p.

Hatchuel, (2001), **Quel horizon pour les sciences de gestion ? Vers une théorie de l'action collective.** In : A.David, A.Hatchuel, R.Laufer (eds.), Les nouvelles fondations des sciences de gestion, Paris :Vuibert, 215 p.

Humpheys, D, (2006), **Logjam: deforestation and the crisis of global governance.** London:Earthcan, 306 p.

Ilbert, H., Guéneau, S., & Le Cotty, T. (1999). **Gestion des ressources naturelles: droits de propriété, institutions et marchés**. Montpellier: Solagral.

Kirton J. & Trebilcock M., (2004), **Hard Choices, Soft Law: Combining Trade, Environment and Social Cohesion in Global Governance,** Aldershot: Ashgate. 372 p.

Leroy M., (2010), **Fondements critiques de l'analyse de la performance environnementale des dispositifs de développement durable**, in : Palpacuer, F., Leroy, M. & Naro G., Management, mondialisation, écologie : regards critiques en sciences de gestion, Paris : Lavoisier, IC2

Leroy, M., (2004), **Gestion stratégique des écosystème dans un contexte d'aide internationale : engagements environnementaux et dispositifs de gestion dans la vallée du fleuve Sénégal,** (thèse de doctorat), Paris, ENGREF, 640 p.

Levy D. L. & Newell P.J., (2005), **The Business of Global Environmental Governance.** Cambridge, MA, USA: MIT Press, 360 p.

Lipschutz R.D. & Mayer, J., (1996), **Global civil society and global environmental governance: the politics of nature from place to planet**, New-York, SUNY Press, 365 p.

Meidinger E., Elliott C., & Oesten G., (2003), **Social and political dimensions of forest certification**, Germany: Remagen-Oberwinter, 354 p.

Mermet, L., (2005), **L'intervenance et la dimension « analytique » des recherches en sciences sociales : quels mots pour en parler, pour les assumer ?**, Cycle de conférence RES 3 (Recherches environnementales sur la société), Recherches exposées en Ligne http://www.rgte.centre-cired.fr/reel-rgte/spip.php?rubrique1

Mermet, L., (2006), **L'homme qui a vu l'ours qui a vu l'homme – 10 ans de recherche-ingérence sur le dossier de l'ours du Béarn**, Cycle de conférence RES 7 (Recherches environnementales sur la société), Recherches Exposées en Ligne http://www.rgte.centre-cired.fr/reel-rgte/spip.php?rubrique1

Mermet, L., (2006), **Critiques de la concertation : amorcer le bilan à partir de trente ans de recherches.** In : Billé, R., Mermet, L., Berlan-Darqué M. & al., 2006, Concertation, décision et environnement. Regards croisés. Volume IV. La Documentation Française, Collection : L'environnement en débat

Mermet, L., (1992), **Stratégies pour la gestion de l'environnement. La nature comme jeu de société ?** Paris : L'Harmattan, Collection Environnement, 205 p.

Mermet, L., (1998), **L'analyse stratégique de la gestion environnementale, illustrée par les tribulations d'un noyau relictuel de population d'ours brun dans les Pyrénées occidentales françaises.** RGTE / ENGREF

Mermet, L., Billé, R., Leroy, M., Narcy, J.-B., & Poux, X. (2005). **L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement.** Natures Sciences Sociétés 13, p. 127-137.

Mermet, L., Billé, R., & Leroy, M., (2010), **Concern-Focused Evaluation for Ambiguous and conflicting Policies: An Approach From the Environmental Field**, American Journal of Evaluation 31: p.180-198.

Miles, E. L., Underdal, A., Andresen, S., Wettestad, J., Skjærseth, J.B., & Carlin, E.M., . (2002). **Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence.** Cambridge, MA and London: The MIT Press., 508 p.

Nasi, R., & Guéneau, S. (2007). **Les changements en forêt tropicale : vers de nouvelles formes de gouvernance**. Revue forestière française , LIX (5), p. 524-536.

Pattberg, Philipp, (2007), **Private Institutions and Global Governance. The New Politics of Environmental Sustainability.** Cheltenham, UK and Northampton, USA: Edward Elgar

Pattberg. P., (2005), **What role for private rule-making in global environmental governance? Analysing the Forest Stewardship Council**. International Environmental Agreements 5(2), p. 175–189

Smouts, (2001), **Forêts tropicales, jungle internationale. Les revers d'une écopolitique mondiale**, Paris : Les presses de Sciences-Po, 350 p.

Speth J.G., & Haas, P.M., (2007), **Global Environmental Governance**, New Dehli, India: Pearson Education India, 192 p.

Tollefson C., Gale F. & Haley D., (2008), **Setting the standard : certification, governance and the Forest Stewardship Council**, Vancouver : UBC Press , 404 p.

Tozzi, P., & Guéneau, S. (2011). **Enjeux de la norme environnementale et gouvernance des forêts : jeux d'acteurs et de puissance autour de la certification de la gestion forestière durable**, Espaces et sociétés, 146.

Underdal, A. (1992)., **The Concept of Regime 'Effectiveness'**, Cooperation and Conflict 27, p. 227–240.

Young O.R., (1994), **International governance: protecting the environment in a stateless society**, Ithaca and London: Cornell University Press, 221 p.

Young, O.R., (1997), **Global Governance: Drawing Insights from the Environmental Experience**, Cambridge:MIT Press, 364 p.

Young, O.R., (1989), **International Cooperation. Building Regimes for Natural Resources and the Environment,** Ithaca and London: Cornell University Press, 248 p.

Doctorat ParisTech

DOSSIER DE RECHERCHE DOCTORALE

pour obtenir le grade de docteur délivré par

L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement

(AgroParisTech)

Spécialité : Sciences de l'environnement, option gestion

présentée et soutenue publiquement par

Stéphane Guéneau

le 16 septembre 2011

Vers une évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales humides

Document 2 - Dossier de publications :

Transformations politiques induites par l'émergence d'un dispositif de certification de la gestion forestière : le cas du FSC

Directeur de thèse : **Laurent MERMET**

AgroParisTech
CIRAD, UMR MOISA (Marchés, organisation, institutions et stratégies d'acteurs)
73, rue Jean-François Breton
34398 Montpellier cedex 5

SOMMAIRE

SOMMAIRE 3

TABLE DES ILLUSTRATIONS 4

LISTE DES SIGLES UTILISES 5

INTRODUCTION DU DOSSIER DE PUBLICATION 7

1. PRESENTATION DU DISPOSITIF DE GESTION FORESTIERE DU FSC 7

1.1. Genèse 8

1.2. Finalités 9

1.3. Opérationnalisation 10

1.1.1. La certification de la gestion forestière en pratique 10

1.1.2. L'élaboration du référentiel normatif de gestion forestière du FSC 13

1.1.3. La certification de la chaîne de contrôle 19

1.4. Un instrument volontaire, politique et de marché 23

1.5. Une approche consensuelle qui s'inscrit dans le projet de développement durable 24

1.6. Références 27

2. PRESENTATION DES TEXTES PUBLIES 29

PREMIERE PUBLICATION 31

Global Forest Governance: Effectiveness, Fairness and Legitimacy of Market-Driven Approaches 31

DEUXIEME PUBLICATION 55

Certification as a New Private Global Forest Governance System: The Regulatory Potential of the Forest Stewardship Council 55

TROISIEME PUBLICATION 87

Towards the privatization of global forest governance? 87

QUATRIEME PUBLICATION 119

Des initiatives volontaires privées pour conserver la biodiversité des forêts tropicales ? 119

CINQUIEME PUBLICATION 141

La participation et la délibération comme processus de construction d'une gouvernance environnementale globale : le cas du Forest Stewardship Council. 141

CONCLUSION DU DOSSIER DE PUBLICATION 165

1. TRANSFORMATIONS POLITIQUES INDUITES PAR LES INNOVATIONS INSTITUTIONNELLES DU FSC 165

2. CHANGEMENTS COMPORTEMENTAUX INDUITS ET EFFET DETOURNES PROVOQUES PAR LE FSC 166

3. IMPLICATIONS POLITIQUES DES MODIFICATIONS DES RAPPORTS ENTRE LE PUBLIC ET LE PRIVE GENEREES PAR L'EMERGENCE DU FSC 167

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1 - Schéma général de la certification FSC 11
Figure 2 - La structure organisationnelle du FSC..... 21

Tableau 1 - Exemples d'indicateurs correspondants au critère 6.3 de FSC élaborés par un organisme de certification pour la gestion des forêts du Cameroun 18
Tableau 2 - Normes de gestion forestière FSC actuellement en vigueur dans les régions de forêts tropicales 18

Encadré 1 - Les 10 principes de bonne gestion forestière du FSC..... 16
Encadré 2 - Exemple de critères FSC de bonne gestion forestière. Critères relatifs au Principe 6 (Impact environnemental) 17

LISTE DES SIGLES UTILISES

AG : Assemblée générale

ASI : Accreditation Services International

COFRAC : Comité français d'accréditation

FoE : Friends of the Earth / Les Amis de la Terre

FSC : Forest Stewardship Council

GTZ : Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (Coopération technique allemande)

ISO : Organisation internationale de normalisation

MSC : Marine Stewardship Council

OIBT : Organisation internationale des bois tropicaux

WWF : World Wildlife Fund / Fonds mondial pour la nature

INTRODUCTION DU DOSSIER DE PUBLICATION

Ce dossier présente cinq textes publiés entre 2007 et 2011 dans des ouvrages ou revues scientifiques, sur le sujet de la certification de la gestion forestière, en prenant comme étude de cas le dispositif de certification élaboré et mis en œuvre par le Forest Stewardship Council (FSC). Ces cinq textes sont reproduits dans leur intégralité. Afin de permettre au lecteur de se familiariser avec l'objet étudié, nous proposons en introduction de ce dossier de présenter brièvement le dispositif de gestion forestière. Dans un deuxième temps, nous ferons un bref résumé des questions qui sont abordées par les cinq textes que nous présentons. Nous terminerons cette partie en synthétisant les principaux résultats obtenus au cours de cette phase de recherche.

1. PRESENTATION DU DISPOSITIF DE GESTION FORESTIERE DU FSC

La conférence de Rio a fait naître un formidable espoir, celui d'une institutionnalisation du développement durable, un développement compatible avec la préservation de l'environnement. Nombreux ont été les environnementalistes à saluer les résultats substantiels de Rio, notamment les instruments juridiques contraignants et les plans d'action qui semblaient pouvoir se mettre en œuvre dans le cadre d'Agendas 21 nationaux et locaux (Antoine & al., 1994). Néanmoins, malgré l'engouement général suscité par les conclusions du Sommet de la terre, le problème forestier, lui, restait entier, et n'apparaissait plus sur le devant de la scène. Les Etats minimisaient l'absence de convention sur les forêts, indiquant que la déclaration signée à Rio était encourageante, et que le processus de négociation se poursuivait.

Très concernés par ce manque d'ambition des Etats face à l'urgence du problème forestier, certains environnementalistes n'ont pas attendu que les discussions intergouvernementales reprennent. A la fin du sommet de Rio, la page était tournée, et ces acteurs étaient bien conscients que si rien ne se passait à Rio, malgré une mobilisation sans précédent, alors il serait difficile d'attendre une action d'envergure des gouvernements en faveur de la préservation des forêts. Il fallait agir autrement, prendre les devants. C'est à l'initiative de ces acteurs, juste après la conférence de Rio, en 1993, qu'est né le Forest Stewardship Council

(FSC), une organisation non gouvernementale qui a émergé des cendres de Rio pour tenter de prendre en charge le problème du déclin forestier tropical.

Le FSC repose sur le principe d'une certification de la gestion forestière, à l'instar du principe adopté dans de nombreux autres secteurs comme par exemple le secteur agricole avec la certification de l'agriculture biologique. Avant d'aller plus loin dans le détail de son fonctionnement, nous proposons de présenter dans un premier temps un rapide historique des faits qui ont conduits à sa création, ainsi que les objectifs qu'il entend satisfaire.

1.1. Genèse

L'origine du FSC est à chercher dans la continuation des initiatives portées par les ONG écologistes au cours des années 1980. A cette époque, ces ONG faisaient pression sur les entreprises qui ne prenaient pas en considération les aspects de protection de l'environnement dans la gestion des forêts exploitées, en les menaçant d'appeler les gouvernements et les consommateurs à boycotter l'utilisation des bois tropicaux. L'ONG Friends of the Earth (FoE) a joué un rôle considérable dans ce mouvement, en montrant que les causes de la déforestation ne pouvaient être attribuées aux seuls problèmes domestiques, mais qu'au contraire, le commerce international jouait un rôle moteur dans le déclin des forêts tropicales. Un travail d'enquête a été mené durant plus de dix ans montrant la responsabilité de l'Europe, comme principale région consommatrice de produits forestiers tropicaux, dans la déforestation mondiale (Dudley & al., 1995)

A partir du milieu des années 1980, l'antenne britannique de FoE propose d'intégrer des mesures de protection des forêts dans les règles régissant le commerce international des bois tropicaux. Elle diffuse cette proposition à travers des actions de campagne et de lobbying auprès du gouvernement britannique, de la Commission européenne et d'institutions internationales telles que l'OIBT. En 1987, elle publie son « Good Wood Guide » (guide de la bonne utilisation du bois) qui permet de classer les entreprises selon trois catégories selon qu'elles commercialisent plus ou moins de produits forestiers issus de forêts non gérées. Bien que critiquée en raison de la fiabilité des arguments utilisés par l'ONG pour déterminer ce qu'elle considère comme du bois « acceptable » par rapport à du bois « non acceptable », cette initiative a été le véritable déclencheur de l'émergence des programmes de certification de la gestion forestière. L'idée d'identification de l'origine des bois commercialisés fait son

chemin, en particulier au Royaume–Uni où des écologistes, experts forestiers et membres du gouvernement commencent à préparer une première ébauche d'un programme permettant de faire le lien entre les produits forestiers vendus sur les marchés européens et la gestion socialement et écologiquement responsable des forêts tropicales. Certaines entreprises telles que Ecological Trading Company font des propositions qui vont dans le même sens, en suggérant la création d'une agence internationale indépendante permettant d'assurer une traçabilité des bois.

Parallèlement, aux Etats-Unis, d'autres initiatives telles que la Woodworker Alliance for Rainforest Protection, un regroupement de professionnels américains concernés par le déclin des forêts tropicales et de responsables d'ONG telles que Rainforest Alliance et le WWF renforcent également ce mouvement, en créant un groupe de travail sur la certification. Ces initiatives britannique et américaine vont attirer de plus en plus d'individus, d'organisations écologistes et d'entreprises de distribution telles que B&Q et se structurer en une forme de réseau qui se réunit à plusieurs reprises de manière informelle entre fin 1990 et fin 1993. Au sein de ce réseau, l'idée de créer une structure permettant de vérifier que les produits forestiers commercialisés proviennent de forêts gérées durablement est poussée. Un nom pour cette structure est proposé, le Forest Stewardship Council et une direction intérimaire est mise en place afin de réfléchir aux premiers textes fondateurs du FSC : une charte et des statuts, une première version des normes de gestion durable, et un guide plus opérationnel portant sur le système de vérification de la gestion forestière.

En octobre 1993, l'assemblée fondatrice du FSC se tient à Toronto. Elle réunit 134 participants provenant de 26 pays. Durant cette Assemblée, sont votés les premiers textes fondateurs qui forment la structure et le fonctionnement général de FSC. Certains points ont été largement débattus comme par exemple l'inclusion des plantations forestières dans le périmètre de la certification FSC, élément qui reste encore à l'heure actuelle un point de tension important (Synott, 2005).

1.2. Finalités

L'objectif du FSC, tel qu'il est formulé de manière formel est de promouvoir une *« gestion écologiquement appropriée, socialement bénéfique et économiquement viable »* (www.fsc.org). Une gestion forestière écologiquement appropriée implique que l'exploitation

des produits ligneux et non ligneux de la forêt soit respectueuse de la biodiversité et des grands équilibres écologiques. Une gestion forestière socialement bénéfique doit permettre aux populations locales et à la société en général de profiter à long terme des retombées économiques de l'exploitation des ressources forestières, et ainsi les inciter à s'orienter vers le maintien des ressources forestières en respectant des plans de gestion à long terme. Une gestion forestière économiquement viable implique que le mode de gestion utilisé soit profitable à l'exploitant, sans pour autant porter atteinte à l'intégrité de la ressource forestière, ni à la biodiversité, ni aux populations locales.

Au-delà de cet objectif formel, la raison d'être du FSC est à chercher de manière plus fondamentale, dans les problèmes de déclin des forêts tropicales. Comme nous l'avons montré à travers l'historique du FSC que nous avons rapidement décliné dans la section précédente, le FSC a bien été créé à l'origine en raison du problème de déforestation largement médiatisé au cours des années 1980. Le diagnostic montrant le rôle déterminant de l'exploitation commerciale non contrôlée des forêts dans les problèmes forestiers mondiaux a joué un rôle majeur dans l'émergence du FSC. L'organisation reconnaît elle-même qu'elle a été établie « en réponse aux préoccupations sur la déforestation globale » (www.fsc.org ; FSC 2010). En se plaçant de ce point de vue, si l'objectif formel affiché du FSC est de promouvoir une gestion forestière qui prenne en compte les trois dimensions du développement durable, son objectif ultime est bien de jouer un rôle de résolution des problèmes de déclin global des forêts. Dans un document faisant le bilan de dix ans de fonctionnement du FSC, David Nahwegahbow, et Heiko Liedeker, respectivement Président du Conseil d'administration et Directeur exécutif du FSC ne disaient pas autre chose, en affirmant que *« La déforestation et la perte de biodiversité se sont poursuivies au cours des dix dernières années. FSC a un rôle à jouer pour changer cette situation. »* (FSC 2004)

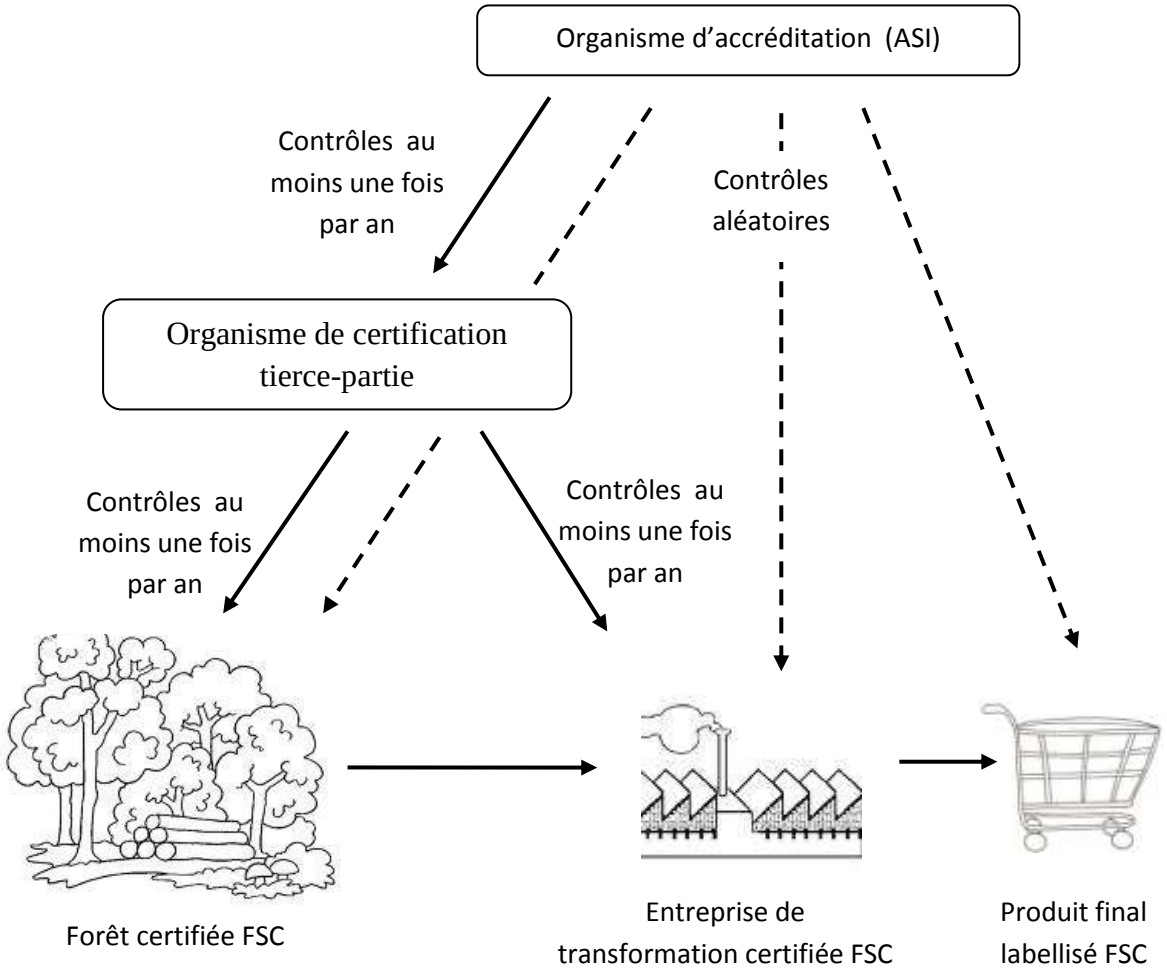
1.3. Opérationnalisation

1.1.1. La certification de la gestion forestière en pratique

Le dispositif FSC repose essentiellement sur une procédure de certification de la gestion durable des forêts. Le principe de la certification est relativement simple : *« la* certification *se rapporte à la délivrance d'une assurance écrite (le certificat) par un organisme extérieur indépendant, qui audite un système de management et vérifie qu'il est conforme aux exigences*

spécifiées dans la norme. » (ISO, 2004). Concrètement, ce processus se déroule selon certaines étapes bien précises (Upton & Bass, 1995 ; Elliott, 2000) qui sont résumées dans leur ensemble dans la Figure 1.

Figure 1 - Schéma général de la certification FSC



En premier lieu, un gestionnaire d'une parcelle boisée (entreprise, propriétaire individuel, communauté, organisme public ou parapublic…) qui exploite le bois de manière commerciale décide d'envoyer un message à ses clients à propos de la manière dont il gère ses forêts. Il anticipe une demande de ces derniers pour des produits forestiers issus de forêts bien gérées. En bout de chaîne, le client veut des garanties à propos des allégations de bonne gestion que lui fournira le gestionnaire. Pour satisfaire cette condition, le gestionnaire doit faire appel aux services d'un organisme certificateur « tierce partie », Le qualificatif de « tierce partie » distingue ce mode d'évaluation de la conformité à une norme par rapport aux

deux autres types de certification : « l'auto-vérification » lorsqu'une organisation vérifie elle-même, sa mise en conformité, et le contrôle par une « seconde partie » lorsque le respect de la conformité est contrôlé par le client ou consommateur ou encore par une fédération professionnelle ou une entité créée par un collectif d'organisations. Dans ces deux derniers cas, la crédibilité du contrôle est souvent mise en doute, en raison des conflits d'intérêts évidents entre l'entité contrôleuse et l'entité contrôlée.

Pour avoir l'autorisation de délivrer un certificat, l'organisme certificateur doit être accrédité par une entité faisant autorité, chargée d'évaluer sa capacité à délivrer un certificat de conformité en toute indépendance et impartialité. La procédure d'accréditation répond elle aussi à une norme bien précise, en général la norme ISO Guide 65:1996 intitulée **«** Exigences générales relatives aux organismes procédant à la certification de produits »**.** Généralement, l'accréditation est délivrée par une instance publique comme le COFRAC en France (Comité français d'accréditation). Dans le cas de la certification FSC, l'accréditation des organismes certificateur est réalisée par une entité internationale privée, ASI (Accreditation Services International) En collaboration avec un autre système de certification portant sur les produits halieutiques (MSC : Marine Stewardship Council), FSC a créé une entité d'accréditation (par exemple en France, le COFRAC) contrôle le bon fonctionnement des organismes de certification et d'inspection.

L'organisme certificateur choisi par le gestionnaire procède alors à un pre-audit, permettant d'évaluer si l'entité candidate à la certification répond à un cahier des charges. Le pre-audit réalisé par l'organisme certificateur permet de réaliser une première évaluation de la distance qui sépare le cahier des charges du mode de gestion pratiqué par l'entité candidate à la certification. Ce pre-audit indique par conséquent une recommandation qui indique si les conditions sont requises pour obtenir la certification, si certaines conditions ou actions correctives mineures ou majeures doivent être remplies par l'entité candidate pour obtenir le certificat, voire si la certification n'est pas envisageable dans les conditions actuelles de gestion. L'entité candidate à la certification peut alors prendre la décision de lancer la procédure de certification matérialisée par la signature d'un contrat avec l'organisme certificateur.

Ce dernier procède alors à un audit détaillé, dont le rapport peut révéler la nécessité pour le gestionnaire de réaliser plusieurs actions correctives afin de se mettre en conformité par rapport au cahier des charges. Dans ce cas, selon la gravité des actions correctives, le

gestionnaire peut être amené à améliorer son système de gestion avant que le certificat ne lui soit attribué, au terme d'un audit de contrôle. Mais le certificat peut lui être délivré si l'audit révèle uniquement certaines actions correctives mineures que le gestionnaire devra mettre en œuvre dans un délai déterminé. Dans le cas du FSC, le rapport d'audit est soumis à un processus de contrôle supplémentaire : une revue menée par des « pairs », qui sont généralement des experts consultés par l'organisme de certification, et un processus de consultation publique. Si au terme de ce processus, le rapport n'est pas remis en cause, le certificat de gestion forestière est délivré pour une durée de cinq ans au terme de laquelle un renouvellement devra être demandé par le gestionnaire. Durant toute la durée du certificat, l'organisme certificateur est tenu de réaliser un audit de contrôle annuel, et des audits aléatoires peuvent également être réalisés en cas de suspicion de non respect du cahier des charges.

1.1.2. L'élaboration du référentiel normatif de gestion forestière du FSC

Le cahier des charges sur lequel se base l'organisme certificateur est une norme (standard) au sens définit par l'ISO[1] : un « document établi par consensus, qui fournit, pour des usages communs et répétés, des règles, des lignes directrices ou des caractéristiques, pour des activités ou leurs résultats, garantissant un niveau d'ordre optimal dans un contexte donné ». Plusieurs types de normes doivent être distingués. Les normes de produits, les plus communes, ont été élaborées afin de faciliter les échanges commerciaux. Elles se rapportent aux caractéristiques des produits, et permettent à différents opérateurs de distinguer les produits (par exemple, les normes sur la calibration des fruits). Les normes de production se rapportent quant à elles à la façon dont les produits sont fabriqués. Sur un point de vente, deux produits pourront donc être rigoureusement identiques, mais la manière de les élaborer pourra varier considérablement. On retrouve dans cette catégorie de normes, des caractéristiques liées aux conditions sociales et environnementales de production : par exemple les conditions de travail ayant permis la fabrication du produit (travail esclave, travail des enfants, niveau de rémunération des producteurs), ou la prise en compte des problèmes environnementaux (traitement des eaux utilisées dans les processus de fabrication, rejets de CO_2, etc.). Ces

[1] http://www.iso.org/sites/ConsumersStandards/fr/1-1-what-standards-context.htm consulté pour la dernière fois le 20 mai 2011

normes de production peuvent à leur tour être divisées en deux catégories : les normes de procédures (ou de gestion) qui visent à améliorer la prise en charge de l'environnement lors du processus de production (par exemple, un calendrier de mise en œuvre d'un système de gestion environnemental) ; les normes de performance qui renvoient à des niveaux d'exigence de qualité environnementale mesurables (par exemple un niveau de rejet de polluants à ne pas dépasser).

Concernant le dispositif FSC, la norme de référence de gestion forestière est le standard FSC-STD-01-001 (version 4-0), qui constitue un ensemble de 10 principes et 56 critères de bonne gestion forestière (cf. encadrés 1 et 2). Cette norme a été préparée à l'origine par les membres fondateurs du FSC répartis en trois collèges – environnemental, social et économique – et a été approuvée formellement par consensus par ses membres parties-prenantes en 1994. Elle a été révisée à trois reprises depuis sa première approbation. Elle est actuellement en cours de révision, une nouvelle version devant être approuvée d'ici fin 2011.

Les différentes dispositions normatives qui composent ce standard sont pour la plupart des normes de performance, dans le où l'exigence normative ne porte pas sur un niveau d'amélioration de la gestion, mais bien sur un seuil à atteindre. Si le niveau n'est pas atteint – autrement dit si les 10 Principes et Critères du FSC ne sont pas respectés – le certificat n'est pas délivré à l'entité candidate. Néanmoins, cette notion de norme de performance doit être relativisée pour deux raisons. En premier lieu, parmi les différentes prescriptions exigées, certaines relèvent davantage de la procédure que de la performance au sens strict. Par exemple, l'obligation d'élaboration et de mise en œuvre d'un plan de gestion (Principe 5) est en soit une exigence de performance (sans plan d'aménagement, point de certificat), mais comporte également des aspects de procédure, dans la mesure où les dispositions inscrites dans ce plan de gestion peuvent varier légèrement et être ajustées au cours du temps en fonction des progrès techniques et scientifiques. Deuxièmement, à l'issue de l'audit, la recommandation d'actions correctives, mineures ou majeures, qui permet à l'entité candidate de se mettre en conformité vis-à-vis de la norme, requiert un délai de mise en œuvre. Autrement dit, la norme autorise un certain degré d'amélioration de la gestion.

La norme de référence de gestion forestière du FSC est une norme cadre relativement générale, qui fixe de grandes directives – les Principes et Critères. Pour être réellement opérationnelle, du point de vue d'un organisme de contrôle, elle doit être adaptée au niveau local, par le biais de l'élaboration de standards incluant des indicateurs précis (cf. tableau 1).

Les Principes et Critères du FSC sont donc une norme à vocation universelle qui s'applique à l'ensemble des forêts du monde qui font l'objet d'un travail spécifique de déclinaison au niveau local portant uniquement sur les indicateurs. L'élaboration de ces indicateurs, regroupés au sein d'un référentiel national FSC, font l'objet d'une procédure normalisée et accréditée par FSC au niveau international. A ce niveau, deux options sont possibles. Soit un groupe de travail national est mis en place, avec une structure équivalente à celle de FSC au niveau international (trois chambres décisionnelles). Si ce groupe de travail est accrédité par FSC au niveau international, il peut lancer un processus d'élaboration des indicateurs qui seront élaborés par consensus selon une procédure similaire à celle qui a conduit à l'adoption des Principes et Critères au niveau international. Le référentiel national ainsi construit peut ensuite être décliné au niveau régional en fonction des contextes forestiers locaux – par exemple en France, un référentiel pour la France métropolitaine et un référentiel pour la forêt guyanaise.

Cependant, dans de nombreux pays, la formation et la reconnaissance des initiatives nationales du FSC peut prendre un certain nombre d'années. Afin d'éviter que ce processus d'élaboration au niveau national ne bloque les possibilités de certification forestière de gestionnaire candidats, FSC autorise les organismes certificateurs à élaborer leurs propres référentiels de gestion forestière. Ces référentiels intérimaires disparaîtront lorsqu'une norme nationale sera élaborée au niveau national. Les détenteurs de certificats disposeront alors d'un délai d'un an pour se mettre en conformité avec le nouveau référentiel. Les référentiels intérimaires élaborés par les organismes de certification sont soumis à une consultation publique et doivent être approuvés par FSC au niveau international avant leur mise en œuvre.

Encadré 1 - Les 10 principes de bonne gestion forestière du FSC

1. Respect des lois et des principes du FSC

La gestion forestière doit se conformer à toutes les lois en vigueur dans le pays où elle a lieu ainsi qu'à tous les traités internationaux dont ce pays est signataire. Elle sera de même conforme aux « Principes et Critères » du FSC.

2. Propriété foncière, droits d'usage et responsabilités

La propriété foncière et les droits d'usage à long terme des ressources du terrain et de la forêt doivent être clairement définis, documentés et légalement établis.

3. Droit des peuples autochtones.

Les droits légaux et coutumiers des peuples autochtones à la propriété, à l'usage et à la gestion de leurs terrains, territoires et ressources doivent être reconnus et respectés.

4. Relations avec les communautés et droits des travailleurs

Les opérations de gestion forestière doivent maintenir ou améliorer le bien-être social et économique, à long terme, des travailleurs forestiers et des communautés locales.

5. Bénéfices multiples des forêts.

Les opérations de gestion forestière doivent encourager l'utilisation efficace des multiples produits et services de la forêt pour en garantir la viabilité économique ainsi qu'une large variété de prestations environnementales et sociales.

6. Impact environnemental

La gestion forestière doit maintenir la diversité biologique et les valeurs qui y sont associées, les ressources hydriques, les sols, ainsi que les paysages et les écosystèmes fragiles et uniques, de manière à assurer la conservation des fonctions écologiques et l'intégrité de la forêt.

7. Plan de gestion

Un plan de gestion, en relation avec l'échelle et l'intensité de l'exploitation, doit être écrit, appliqué et mis à jour. Les objectifs à long terme de la gestion et les moyens d'y parvenir doivent être clairement indiqués.

8. Suivi et évaluation.

Un suivi, en relation avec l'échelle et l'intensité de l'exploitation forestière, doit être conduit pour évaluer l'état de la forêt, les rendements des produits forestiers, la filière du bois, les opérations de gestion et leurs impacts sociaux et environnementaux.

9. Protection des forêts à haute valeur écologique pour la conservation.

Les activités de gestion des forêts avec une haute valeur de conservation devront conserver ou augmenter les attributs qui les caractérisent. Les décisions sur les forêts avec une haute valeur de conservation seront toujours considérées suivant le principe de précaution.

10. Plantations forestières

Les plantations doivent être planifiées et aménagées en conformité avec les Principes 1 à 10. Même si les plantations sont capables d'offrir une variété de prestations sociales et économiques et contribuent à satisfaire les besoins mondiaux de produits forestiers, elles doivent être un complément de la gestion des forêts naturelles. Elles doivent contribuer à réduire les pressions sur celles-ci et à promouvoir leur restauration et conservation.

Encadré 2 - Exemple de critères FSC de bonne gestion forestière. Critères relatifs au Principe 6 (Impact environnemental)

6.1. Des évaluations d'impacts doivent être réalisées, en relation avec l'échelle et l'intensité de la gestion forestière ainsi qu'en fonction de la rareté des ressources concernées. Ces évaluations doivent être adéquatement intégrées au système de gestion. Elles doivent traiter aussi bien de la protection des paysages que des impacts des installations de transformation sur place. Les évaluations doivent être effectuées avant le commencement des opérations dommageables.

6.2. Des garanties pour la protection d'espèces rares et menacées et de leur habitat (par exemple, zones de nidification et d'alimentation) doivent exister. Des zones de conservation et des surfaces de protection, en relation avec l'échelle et l'intensité de la gestion forestière, ainsi qu'en fonction de la rareté des ressources concernées doivent être établies. La chasse, le piégeage et la collecte inadéquats doivent être contrôlés.

6.3. Les fonctions et les valeurs écologiques doivent être maintenues intactes, améliorées ou restaurées, notamment:

a) la régénération et la succession de la forêt;

b) la diversité génétique, la diversité des espèces et des écosystèmes;

c) les cycles naturels qui affectent la productivité de l'écosystème forestier.

6.4. Des échantillons représentatifs des écosystèmes existants dans le paysage doivent être protégés dans leur état naturel et indiqués sur les cartes, en relation avec l'échelle et l'intensité de l'exploitation ainsi qu'en fonction de la rareté des ressources concernées.

6.5. Des lignes directrices écrites doivent être préparées et appliquées de façon à contrôler l'érosion, à minimiser les dommages causés lors de la récolte (ou abattage), lors de la construction de routes et lors de toute autre nuisance d'ordre mécanique et de façon à protéger les ressources hydriques.

6.6. Les systèmes de gestion doivent promouvoir le développement et l'adoption de méthodes non chimiques respectueuses de l'environnement pour la lutte phytosanitaire et s'efforcer d'éviter l'usage de pesticides chimiques. Les produits recensés de types 1A et 1B selon l'Organisation Mondiale de la Santé, ceux à base de chlorure d'hydro carbone, ceux qui sont persistants, toxiques ou dont les dérivés s'accumulent dans la chaîne alimentaire et restent biologiquement actifs au-delà de leur usage prévu, de même que tout pesticide mis à ban par des traités internationaux doivent être proscrits. Si des produits chimiques sont utilisés, un équipement et une formation adéquate doivent être fournis aux opérateurs afin de minimiser les risques pour la santé ou l'environnement.

6.7. Les produits chimiques, leurs récipients, les déchets non organiques, solides ou liquides, notamment d'huile et de carburant, doivent être évacués de manière écologiquement appropriée, hors du site des opérations forestières.

6.8. L'utilisation d'agents de contrôle biologique doit être documentée, minimisée, suivie et strictement contrôlée, selon les lois nationales et selon des protocoles scientifiques internationalement reconnus. L'usage d'organismes génétiquement modifiés doit être proscrit.

6.9. L'utilisation d'espèces exotiques doit être soigneusement contrôlée et activement suivie afin d'éviter des impacts écologiques négatifs.

6.10 La conversion à plantations ou à des sols d'utilisation non forestière ne doit pas avoir lieu, sauf dans des circonstances où la conversion:

a) signifie une partie très limitée de l'unité de gestion forestière; et

b) n'a pas lieu sur des régions forestières avec une haute valeur de conservation; et

c) permettra des prestations de conservation claires, substantielles, additionnelles et de long terme tout au long de l'unité de gestion forestière.

Tableau 1 - Exemples d'indicateurs correspondants au critère 6.3 de FSC élaborés par un organisme de certification pour la gestion des forêts du Cameroun

Indicateurs	Moyens de vérification	Sources d'informations
6.2.1 Un programme d'inventaire des espèces rares et menacées et leurs habitats est mis en œuvre en collaboration avec les organismes de conservation et les autorités compétentes. 6.2.2 Les zones de conservation et les aires de protection sont délimitées et effectivement protégées. 6.2.3 Il existe des mesures permettant de conserver la diversité des espèces animales et végétales 6.2.4 Les opérations de chasse, pêche et cueillette sont contrôlées et les activités inappropriées sont évitées. 6.2.5 Le personnel de terrain et les sous-traitants sont informés et sensibilisés sur l'existence d'espèces rares et menacées et des zones de conservation et de protection de manière à réduire les impacts des opérations forestières au minimum	Des Procédures et preuves de sanctions existent. Rapports des contrôles ou comptes rendus existent. Contrat de partenariat avec l'Etat existe. Rapports périodiques d'évaluation existent Programme de lutte anti-braconnage. Visites de terrain Entretiens	Archives du gestionnaire Ministères (Ecologie et Forêts)

Tableau 2 - Normes de gestion forestière FSC actuellement en vigueur dans les régions de forêts tropicales

Country	**Name of the Forest Stewardship standard**	**Approval Date**
Bolivia	Bolivian Standard for Forest Management Certification of Brazil Nut (*Bertholletia Excelsa*).	March, 2002
Bolivia	Bolivian Standard for certification of forest management of timber yielding products in the low lands	August 2004
Brazil	Brazilian Standard for Forest Management Certification On "Terra Firme" In the Brazilian Amazon	May, 2002
Brazil	Brazil Small and Low Intensity Managed Forest Standard	July, 2010
Cameroon	Cameroon FSC Community Forests Standard	July 2010
Colombia	Columbian Standard for Forest Management Certification of Natural Forests.	February, 2003
Colombia	Colombian Standard for Forest Management Certification of Plantations	October, 2003
Colombia	National Forest Stewardship Standard for Colombia - Guadua (Bamboo)	November 2006
Papua New Guinea	Papua New Guinea National Forest Management Standard	December 2008
Peru	Peruvian Forest Management Standards for the Production of Brazil Nuts (*Bertholletia Excelsa*)	October, 2001
Peru	Peruvian Standard for Forest Management Certification for timber products in the Amazonian forests.	May, 2002

1.1.3. La certification de la chaîne de contrôle

En règle générale, le gestionnaire forestier cherche à obtenir un certificat FSC afin de satisfaire un – ou plusieurs – clients qui désirent montrer au consommateur que les forêts d'où sont issus les produits qu'il vend sont bien gérées. Pour ce faire, le moyen le plus simple est d'étiqueter les produits à l'aide d'un logo reconnaissable. Le logo FSC est désormais visible dans de nombreux points de vente de produits forestiers (bois, papiers…) en Europe et en Amérique du Nord au moins.

Toutefois, entre le gestionnaire et le consommateur final, de nombreux intermédiaires interviennent en prenant possession du bois issus de la forêt certifiée, en le transformant, le transportant, voire le mélangeant avec d'autres bois issus de forêts non certifiés FSC. C'est la raison pour laquelle, il est nécessaire de contrôler l'ensemble de la filière d'approvisionnement de la forêt jusqu'au point de vente final, de manière à garantir que le produit vendu au consommateur final soit réellement issu de forêts gérées selon les principes et critères du FSC. Ce sont les organismes de certification qui se chargent de cette procédure, à la demande des entités qui prennent possession du bois issu de la forêt certifiée FSC, à chaque maillon de la chaîne. Ainsi, un produit vendu au consommateur final ne pourra disposer du label FSC uniquement si l'ensemble des opérateurs qui interviennent tout au long de la chaîne d'approvisionnement disposent d'un certificat « Chaîne de contrôle ».

A ceci s'ajoute une difficulté supplémentaire liée à l'insuffisance de matière première certifiée FSC. En effet, pour satisfaire les besoins de l'industrie forestière jusqu'à ce qu'un approvisionnement suffisant en matériaux certifiés FSC soit disponible, FSC a adopté en 2004, une norme autorisant les industriels à mélanger le bois certifié FSC avec un pourcentage de matière non certifiée FSC appelée « bois contrôlé ». L'objectif de cette norme est d'assurer les approvisionnements en bois certifié FSC tout en évitant le bois provenant de sources inacceptables. Dans la norme Bois contrôlé de FSC, les matériaux non certifiés mélangés aux matériaux FSC doivent répondre à cinq conditions. Ils ne peuvent provenir d'exploitations illégales. Il ne peut s'agir de bois exploités en violation des droits traditionnels et civils. Ils ne doivent pas être issus de forêts à hautes valeurs pour la conservation. Les matériaux ne peuvent être des bois récoltés dans des forêts naturelles qui sont converties en plantations ou en d'autres usages non forestiers. Enfin, ils ne peuvent être issus de forêts où sont plantés des arbres génétiquement modifiés.

La procédure permettant d'identifier si la matière provient de sources « bois contrôlés » est bien plus simple que la procédure de certification FSC. Certaines zones forestières présentent de bonnes conditions pour l'approvisionnement en bois contrôlés, alors que d'autres doivent faire l'objet d'une procédure d'évaluation de risque, qui dans certains cas peut prêter à contestations. FSC a établit des lignes directrices permettant aux entreprises d'évaluer les risques lorsqu'elles s'approvisionnement en bois contrôlé. La norme relative à la certification FSC de Chaîne de contrôle stipule que les produits peuvent être labellisés FSC si le produit est composé à 70% minimum de matière FSC, les 30% restant devant être du bois contrôlé.

Le modèle organisationnel du FSC repose sur plusieurs règles dont les objectifs sont en premier lieu de maintenir un équilibre entre ses parties prenantes, et en second lieu d'étendre son influence au niveau mondial. Deux niveaux doivent être distingués.

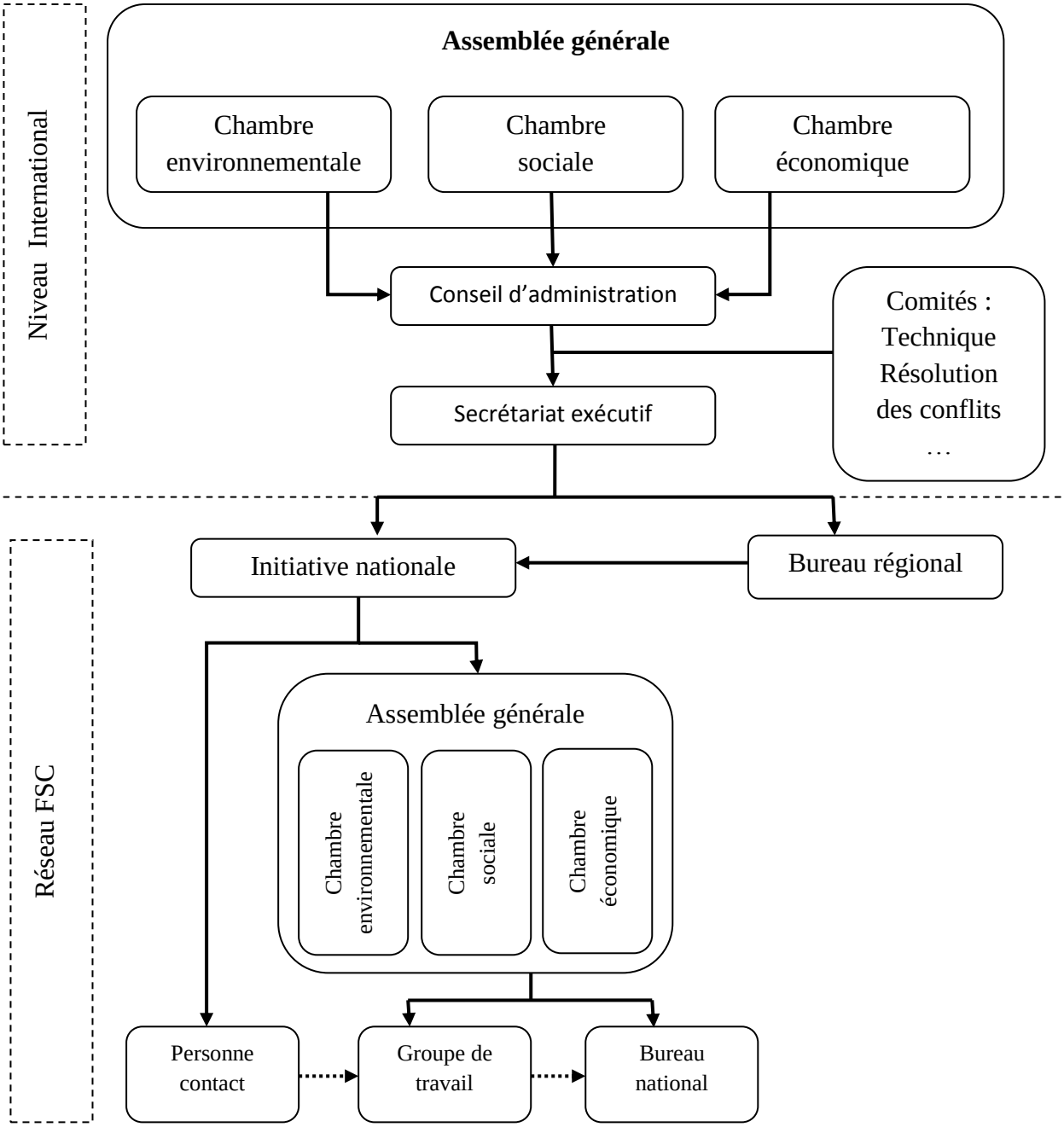
Au niveau international, l'AG est l'organe de décision suprême. Elle comporte trois chambres ; environnementale, sociale et économique. La chambre économique comprend les membres ayants des intérêts économiques dans le secteur forestier ou dans le secteur bois et papier et dans toute autre activité pouvant avoir des conséquences en zones forestières. La chambre environnementale comprend les membres n'ayant pas d'intérêts économiques liés aux objectifs et activités du FSC, constitués d'associations et toutes organisations impliquées dans la protection de l'environnement. La chambre sociale est composée de membres n'ayant pas d'intérêts économiques liés aux objectifs et aux activités du FSC et impliqués dans le développement des droits sociaux politiques et culturels ou œuvrant à la protection des droits de l'Homme. Chaque chambre est scindée en deux sous-chambres Nord et Sud, la première étant composée d'organisations et d'individus basés dans des pays à hauts revenus, tels qu'ils sont définis par les critères des Nations Unies, la deuxième comportant les autres membres basés dans des pays à revenus faibles et moyens.

L'AG guide la politique de l'organisation en fixant les grandes orientations et en votant les principales règles du jeu. Elle se réunit tous les trois ans durant une semaine au cours de laquelle les parties prenantes débattent et votent les motions qui ont été préalablement préparées et soumises à un comité chargé de les centraliser et de les harmoniser.

Un conseil d'administration composé de neuf personnes est désigné parmi les membres de l'Assemblée générale. Il est formé de manière à ce que soient représentés des membres issus des trois chambres, et dans chaque chambre, de chacune des deux sous chambres. Ce conseil

d'administration se réunit beaucoup plus fréquemment. Il est chargé de veiller à la mise en œuvre des décisions de l'AG par le Secrétariat exécutif dont le siège est basé à Bonn.

Figure 2 - La structure organisationnelle du FSC



Source : d'après Elliott, 2000

A cette structure internationale s'ajoute une organisation décentralisée en réseau (cf. Figure). Au niveau régional, des bureaux exécutifs sont chargés de faire la promotion du système FSC dans chaque grande région. Au niveau national, des initiatives nationales représentent FSC.

Elles ont plusieurs statuts, selon leur stade d'évolution. Au départ, il peut s'agir d'une simple personne contact chargée de « monter » un réseau d'organisation et d'individus afin de créer un groupe de travail national FSC. Ce Groupe de travail devra avoir la même structure en trois chambres que celle qui prévaut au niveau international, à la différence près que des représentants de l'autorité publique peuvent être représentés au niveau national en tant qu'observateurs. Le but du groupe de travail est de transposer les normes FSC (Principes et Critères) en référentiel national (Indicateurs), de veiller à la bonne utilisation du label FSC et d'éviter les utilisations abusives ou frauduleuses de la marque FSC qui est une marque déposée, et de faire la promotion du FSC au niveau national afin notamment de développer le marché des produits certifiés FSC. Ce groupe de travail peut ensuite devenir un bureau national FSC officiellement accrédité par le Secrétariat exécutif de FSC au niveau international et lié à ce dernier par contrat.

La structure organisationnelle du FSC est relativement similaire à d'autres organisations internationales qui se déploient en réseau à l'échelle nationale. Deux différences sont néanmoins fondamentales. La première est l'absence de représentation active des pouvoirs publics. En faisant ce choix, FSC fait l'hypothèse implicite qu'en tenant la puissance publique à l'écart du système, les défaillances de prises en charge de l'environnement liées à l'existence d'un marché politique seront limitées. La seconde différence est la représentation équilibrée entre les trois catégories de parties prenantes, réparties en trois chambres, environnementale, économique et sociale. L'idée sous-jacente d'une telle répartition est de placer le secteur économique en position minoritaire par rapports aux intérêts « non économiques », sociaux et environnementaux, de manière à ce qu'une alliance naturelle entre ces forces non-économiques garantisse une prise en charge adéquate des préoccupations environnementales et sociales liées aux questions forestières.

1.4. Un instrument volontaire, politique et de marché

En tant que dispositif de certification de la gestion forestière, le FSC est décrit tantôt comme un instrument économique de marché (Upton & Bass, 1995), tantôt comme un instrument politique (Bartley, 2007), tantôt comme un instrument volontaire (Grolleau, 2004). En réalité, il est les trois à la fois.

En économie de l'environnement et des ressources naturelles, on distingue généralement trois types d'instruments qui se rapportent à la prise en charge des défaillances de marché, externalités environnementales ou biens publics environnementaux. Les instruments de première génération sont les règlementations que les autorités publiques mettent en œuvre pour obliger les opérateurs économiques à intégrer la protection de l'environnement dans leurs pratiques. Les instruments de deuxième génération sont plus récents et se sont largement développés au cours de ces dernières décennies. Il s'agit de mécanismes de marché qui incitent les opérateurs économiques à internaliser les externalités environnementales. Taxes, redevances, subventions et marchés de droits font partie de la panoplie des instruments économiques à disposition de l'autorité publique afin de prendre en charge les problèmes environnementaux. Enfin la dernière génération d'instruments repose sur des approches volontaires de la part des acteurs économiques, c'est-à-dire d'une volonté des opérateurs privés de prendre en charge les problèmes environnementaux sans intervention de la puissance publique. Ces instruments prennent des formes assez diverses, mais se distinguent par quelques caractéristiques communes : ils sont généralement à l'initiative d'entités non étatiques (entreprises individuelles, secteur d'activité, partenariats entre ONG et entreprises), sont d'application volontaire, imposent des mesures environnementales qui vont au delà de la règlementation en vigueur (parfois au détriment d'une limitation des contraintes négociée avec les pouvoirs publics : règlementation minimale, levée des taxes…), et visent à traiter un problème de la manière la plus efficiente (avec le meilleur rapport coût/efficacité).

La certification de la gestion forestière permet de donner aux consommateurs un élément de comparaison des produits en plus du prix, de la performance et d'autres caractéristiques, tout en procurant aux fabricants de produits certifiés un avantage réel par rapport à leurs concurrents. Le consommateur concerné par le problème de déclin forestier peut choisir d'acheter des produits qui disposent du label FSC. En règle générale les produits labellisés sont plus chers que les produits conventionnels car ils intègrent les coûts de la gestion

forestière. La certification est donc un instrument économique de marché dans le sens où elle joue sur les prix des produits.

Mais dans la mesure où le gestionnaire d'une forêt n'est pas obligé par l'autorité publique d'obtenir un certificat, la certification de la gestion forestière est de manière évidente un instrument volontaire. Ce caractère volontaire est d'ailleurs discuté dans la littérature (Grolleau, 2004), car le choix du gestionnaire est dicté par le marché. Si le marché est demandeur de produits certifiés, le gestionnaire qui refuse d'intégrer des normes de gestion des forêts qu'impose la certification sera sanctionné par un retrait de ses produits du marché. La nature volontaire de l'instrument est donc très relative.

Enfin, la dimension politique de la certification se reporte au mode d'élaboration des normes de gestion forestière. Dans la mesure où ce sont des entités privées qui élaborent les normes, et que toutes les entités ne prennent pas part à la conception des normes, les dispositifs de certification sont forcément au cœur d'enjeux de pouvoir et d'influence et de domination. Lorsque les marchés sont demandeurs de produits certifiés, la certification de la gestion forestière s'impose de fait et joue un rôle de régulation qui s'apparente à l'ordre public. La certification peut également résulter de formes de délégation de régulation des autorités publiques à la sphère privée. A travers ces différentes caractéristiques, on distingue clairement l'ancrage de la certification de la gestion forestière dans les principes de l'économie néoclassique : recours au marché pour régler les problèmes, mise en retrait de la force publique, liberté d'action des entreprises, efficacité économique.

1.5. Une approche consensuelle qui s'inscrit dans le projet de développement durable

Si certaines initiatives des politiques forestières internationales en sont restées au stade de la proposition ou de la négociation, tel n'a pas été le cas de la certification de la gestion forestière, en particulier celle promue par le FSC, qui a trouvé rapidement un terrain d'application, suscitant par la même un formidable engouement et une redynamisation des discussions forestières internationales (Pattberg 2005). A ce titre, le FSC est certainement l'organisation qui a suscité le plus d'espoir et d'engouement de la part des « défenseurs » des forêts. Le FSC ayant été initié et porté par des organisations écologistes, au moment où elle a émergé, elle apparaissait comme un mécanisme innovant et très prometteur. . Pour la première

fois, les ONG écologistes négociaient en tête à tête avec le secteur privé, sans l'intermédiaire des Etats ou de leurs représentants. La mise en œuvre de la certification permettait de vérifier, sur le terrain, la mise en œuvre concrète de modes de gestion des forêts tropicales. On s'éloignait des discours et des bonnes intentions pour se focaliser sur la gestion concrète, sur le terrain.

Au moment où elle a émergé, la certification de la gestion forestière du FSC s'inscrivait pleinement dans le projet de développement durable, dans une volonté de ne plus opposer environnement et développement. On peut même considérer que le FSC est un « enfant » du développement durable. La gouvernance du FSC et les procédures d'élaboration des normes de gestion forestière se basent en effet sur un équilibre entre les sphères économiques, écologiques et sociales, les trois piliers du développement durable. Les modalités de fonctionnement du FSC sont basées sur la participation, la délibération, la transparence et la responsabilité des acteurs. La recherche de consensus entre chaque partie prenante est recherchée. La certification fonctionne comme un opérateur de changement du comportement, tant au niveau des modes de consommation que des modes de production des produits forestiers. Les coûts générés par le processus de certification sont, en théorie au moins, contrebalancés par des avantages pour chaque catégorie d'acteurs. Les organisations écologistes y voient des avantages environnementaux à travers l'amélioration des pratiques de gestion des forêts. Les forestiers y voient des avantages en termes d'amélioration des pratiques sylvicoles par une meilleure planification et gestion de l'exploitation des parcelles, ce qui permet d'optimiser les rendements à long terme. L'industrie forestière y voit un avantage économique lié à la réduction des coûts de transaction par le truchement de la préservation de leur réputation (différencier le bon grain de l'ivraie), de la fourniture d'une information crédible à leurs clients, et de la création d'avantages compétitifs par rapport aux opérateurs économiques qui ne jouent pas le jeu de la gestion durable. Enfin, les communautés locales et les populations forestières peuvent y trouver une manière de générer des revenus, mais surtout, de conserver leurs modes de vie traditionnels sur des espaces forestiers qui font l'objet de beaucoup de convoitises.

Par ailleurs, le dispositif FSC s'inscrit également dans un mouvement très général d'inspiration très libérale, où le recours à des instruments économiques est mis en avant et où l'efficacité de l'Etat est critiquée. Le FSC a en effet émergé à partir d'une critique de la performance des Etats à prendre en charge le problème forestier, notamment à travers un

mécanisme intergouvernemental contraignant. Le FSC est un dispositif volontaire qui fait appel aux forces du marché et cherche à s'affranchir de la présence des gouvernements. Il s'inscrit davantage dans une logique de durabilité « faible » que de durabilité « forte » (Godard 1994), plus proche des théories économiques classiques de la croissance que du principe de précaution. Dans l'approche proposée par la certification de la gestion forestière du FSC, l'action publique est accaparée par des acteurs non étatiques. C'est le consommateur qui est censé jouer le rôle de moteur dans le changements des pratiques des exploitants forestiers, en faisant des choix en fonction des informations dont il dispose au moment de l'acte d'achat, informations qui lui sont données à l'aide de signes comme les labels qui garantissent que le produit est issue d'une forêt dont la gestion a été certifiée. L'idée d'exploitation forestière n'est aucunement remise en cause : la croissance du secteur forestier reste possible à travers une internalisation des externalités environnementales ; la labellisation, pratique privée et volontaire, ne nuit pas au libre échange. L'exploitation industrielle dont on dénonçait les effets environnementaux, devient subitement, avec la certification, la solution du problème.

De nombreux observateurs, analystes et chercheurs soulignent le caractère novateur du FSC, notamment ses résultats procéduraux, en particulier les avancées démocratiques qu'il a provoquées et qui le distinguent d'autres formes de gouvernance des questions forestières. Quelques citations, largement reprises par le secrétariat du FSC et par ses promoteurs et soutiens, permettent d'illustrer ce constat de progrès induits par le FSC, dans la manière de prendre en charge les problèmes forestiers.

Ces citations proviennent de travaux conduits par des chercheurs en sciences politiques ou spécialistes des questions de gouvernance de l'environnement : *"The FSC is the only partnership in which social and environmental interests have their own formal place in the organisation." (Visseren-Hamakers, & Glasbergen, 2006) ; "By bringing together many different actors and interests within one forum, by verifying these commitments, and by providing a model for other actors and other issue areas, the FSC provides an institutionalised solution to global environmental problems" (Pattberg, 2005)*

L'efficacité du FSC est même louée dans certains bestsellers de vulgarisation scientifiques célèbres, tels que l'ouvrage *« Collapse »* (L'effondrement) du biologiste et géographe de renom Jared Diamond: *"The effectiveness of the Forest Stewardship Council has received the ultimate compliment from logging companies opposed to it: they have set up their own*

competing certification organizations with weaker standards." "All of these "knockoffs" differ from FSC in that they do not require independent third-party certification, but they permit companies to certify themselves (I'm not joking)."(Diamond, 2005)

Pour compléter le tableau, d'autres citations élogieuses proviennent de certaines agences de coopération (GTZ) : *"The Forest Stewardship Council (FSC) which has a tripartite structure in which social, environmental and economic interest groups have equal voting weight enjoys a higher credibility with the general public and civil society in particular than alternative schemes which tend to be dominated by a single interest group."(Lang, 2006)*

1.6. Références

Diamond, J., (2005), **Collapse : How Societies Choose To Fail or Succeed**, Peguin, New-York, London, 576 p.

Lang, B, (2006), **Experiences with voluntary standards initiatives and related multi-stakeholder dialogues**, GTZ

Pattberg. P., (2005), **What role for private rule-making in global environmental governance? Analysing the Forest Stewardship Council**. International Environmental Agreements 5(2): 175–189.

Visseren-Hamakers, I.J., Glasbergen, P., (2007). **Partnerships in forest governance**. Global Environmental Change 17, 408–419.

Grolleau, G., Mzoughi N. & Thiébaut, L., (2004), **Les instruments volontaires : un nouveau mode de régulation de l'environnement ?** Revue internationale de droit économique2004/4 - t. XVIII, 4, p. 461-481.

ISO, (2004), **Norme ISO-IEC 17000 : 2004. Évaluation de la conformité -- Vocabulaire et principes généraux**, ISO, 47 p.

Bartley, T., (2007), **How Foundations Shape Social Movements: The Construction of an Organizational Field and the Rise of Forest Certification**, Social Problems, Vol. 54, No. 3, pp. 229-255

Upton, C.. & Bass S., (1995), **The Forest Certification Handbook**, London: Earthcan, 220 p.

FSC, (2004), **Looking for the Future... 1993-2003 Ten Years of FSC**, FSC International, Bonn, 16 p.

Elliott, C., (2000), **Forest certification: A policy perspective**, Bogor (Indonesia): CIFOR, 310 p.

FSC, (2010), **Forest Stewardship Council Fact Sheet**, February 2010, FSC Bonn, 4p.

Dudley, N., Jeanrenaud, J.-P., & Sullivan, F., (1995), **Bad Harvest ? The Timber Trade and the Degradation of the World's Forest.** London: Earthcan, 208 p..

Antoine, S., Barrère, M., & Verbrugge,G., (1994), **La planète Terre entre nos mains: guide pour la mise en œuvre des engagements du Sommet planète Terre**, La documentation française, 442 pages

Synnott, T., (2005), **Some notes on the early years of FSC, 19 November 2005**, (Ref. du 5/05/2011), Disponible sur : http://www.fsc.org/fileadmin/web-data/public/document_center/publications/Notes_on_the_early_years_of_FSC_by_Tim_Synnott.pdf

Sites consultés :

- http://www.fsc.org
- http://www.iso.org

2. PRESENTATION DES TEXTES PUBLIES

Les cinq textes que nous présentons dans ce dossier sont les suivants :

Publication 1 : Bass S. & Guéneau S., (2007), *Global Forest Governance: Effectiveness, Fairness and Legitimacy of Market-Driven Approaches,* in: Participiton for sustainability in Trade, Thoyer S. & Martimort-Asso B., Aldershot, England : Ashgate Publishing Limited, , p.161-182 (Global environmental governance series.)

Publication 2 : Guéneau S., (2009), *Certification as a New Private Global Forest Governance System: The Regulatory Potential of the Forest Stewardship Council,* in: Non-state Actors as Standard Setters., Koechlin, L, Foerster, T., Fenner G. & Peters A., (dir.), Cambridge, UK : Cambridge University Press, p. 379-408 .

Publication 3 : Guéneau S. & Tozzi, P., *Towards the privatization of global forest governance?* International Forestry Review, 2008, Vol.10(3), p. 550-562

Publication 4 : Guéneau S., & Cashore B., 2008, *Des initiatives volontaires privées pour conserver la biodiversité des forêts tropicales ?* in : *Biodiversité, Nature et développement,* Tubiana L. & Jacquet P., Paris : Les presses de Sciences-Po, p. 203-216 (Regards sur la Terre. L'Annuel du développement durable 2008)

Publication 5 : *Guéneau, S.,* 2011 (à paraître), *La participation et la délibération comme processus de construction d'une gouvernance environnementale globale : le cas du Forest Stewardship Council. In :* Alphandery P., Djama M., Fortier A, Fouilleux E (dir)., « *Normaliser les conduites au nom du développement durable. Dispositifs, savoirs, politiques »,* Versailles, France : Editions QUAE

La première publication présentée propose d'aborder le FSC comme un système de gouvernance privée des forêts. Cette contribution prend comme point de départ les difficultés d'instauration d'un régime de gouvernance classique, et examine si des systèmes privés, notamment le FSC, proposent des solutions viables permettant de lever ces blocages. Les facteurs de contestabilité du FSC, en termes d'efficacité, d'équité et de légitimité sont mis en exergue afin de montrer les insuffisances des systèmes de gouvernance privés.

La seconde publication s'attache à décrire les nouvelles modalités de gouvernance globale des forêts avant d'apporter certains éléments sur le potentiel régulatoire de l'un d'entre eux, matérialisé par le FSC. L'analyse du potentiel régulatoire du FSC s'effectue à travers une mise à l'épreuve des deux caractéristiques fondamentales qui distinguent le FSC des autres formes de gouvernance forestière : un système de normes privées volontaires dont la portée est universelle ; des modalités d'application et de contrôle de ces normes à travers un instrument de marché singulier, la certification. Le potentiel régulatoire est mis en évidence à travers trois dimensions : les effets comportementaux, les effets collatéraux et détournés, les transformations institutionnelles et politiques induites par le FSC.

En analysant les processus politiques liés à la mise en place des dispositifs de certification forestière tels que le FSC, la troisième publication questionne la réalité souvent alléguée d'une privatisation croissante de la gouvernance forestière. L'analyse porte sur les articulations entre politique publique et gouvernance privée, en mettant en évidence la corrélation entre le caractère performatif des institutions de certification et le comblement préalable d'un certain nombre de lacunes des politiques publiques, en particulier dans les pays dotés de ressources forestières tropicales.

La quatrième publication cherche à déterminer si les dispositifs de certification de la gestion forestière, en particulier le FSC, ont un impact sur la préservation de la biodiversité. A travers une étude des rapports d'audit de certification et une revue de la littérature d'études de cas menées dans plusieurs pays, les principaux changements de comportements susceptibles de maintenir la biodiversité sont mis en avant. Le texte se poursuit en évoquant les limites et perspectives offertes par la certification.

La cinquième publication cherche à mettre à l'épreuve certaines spécificités organisationnelles du FSC, qui se réfèrent au paradigme du développement durable, et sont mises en avant comme des avantages « de gouvernance » du FSC par rapport à d'autres formes d'organisation plus classiques. Au moyen d'une observation participant du déroulement de l'Assemblée générale du FSC, il s'agit de discuter de la manière dont certains principes sont réellement mis en œuvre, tels que la transparence, l'inclusion, la participation, la démocratie, l'équité entre le Nord et le sud et l'équilibre intérêts sociaux, écologiques et économiques.

PREMIERE PUBLICATION

Global Forest Governance: Effectiveness, Fairness and Legitimacy of Market-Driven Approaches

Auteurs : Stéphane Guéneau & Stephen Bass

Type de publication :

Chapitre d'ouvrage publié dans :

Thoyer S. & Martimort-Asso B.,

Participiption for sustainability in Trade

Date : 2007

Editions : Ashgate, Global environmental governance series

Chapter 10

Global Forest Governance: Effectiveness, Fairness and Legitimacy of Market-Driven Approaches

Stephen Bass and Stéphane Guéneau

IIED, United Kingdom and Iddri, France

Introduction

Traditionally, international environmental governance has focused on the issue of global public goods that states cannot provide individually, with intergovernmental cooperation being aimed at the creation of an international regime (Krasner 1983; Young 1997 2001). Over the past decade, this governance 'model' has been marked by a crisis of multilateralism that is notable for the refusal of certain large countries, such as the United States, to engage in international collective action on environmental protection. In addition, other multilateral agreements, notably on trade and production sectors, are struggling to meet objectives that are ecologically acceptable. This crisis has given rise to new forms of global environmental governance.

Alongside mechanisms for international coordination between sovereign states, a hybrid form of governance is gradually emerging: it is characterized by global policy networks (Reinike 1998; Streck 2002) where public and private actors share authority and a common goal. At the same time, a third 'non-state market-driven governance' (NSMD) model, where authority is diffuse and based in the marketplace (Cashore 2002; Bernstein and Cashore 2003), has asserted itself.

This new order raises questions on the nature of international collective action and on the legitimacy of these governance systems, their comparative effectiveness – their ability to provide solutions to global environmental problems – and their complementarity. These questions are particularly pointed where global forest governance is concerned.

So far, no form of international coordination focusing specifically on forest conservation and management has really materialized. Although global forest governance is a topic that continues to prompt heated intergovernmental negotiations, the relevance and legitimacy of a multilateral approach are now being addressed: at the same time as these diplomatic efforts, other governance systems are bringing non-governmental actors into play – NGOs, the private sector, local institutions – actors who have had very little influence over the globalization process up until now.

Do these newer systems represent a viable solution? Do they make it possible to overcome the constraints associated with a classical governance system in the form of a legally binding multilateral agreement on forests? This chapter attempts to answer these questions. After reviewing the evolution of global forest governance, we will analyse the main points of contention surrounding the new forms of governance.

Ineffectiveness of State Forest Governance Systems

Before 1992, particularly during negotiations leading up to the Earth Summit, the international community was extremely attentive to forest matters. When it discussed ways of fighting global warming, it often stressed the impact of the world's forests on carbon storage. It also pointed out repeatedly that tropical deforestation represented the greatest threat to biodiversity. As a result, governments became actively involved in talks to put together a legally binding multilateral agreement on forests.

As early as 1985, the Ninth World Forestry Congress, held in Mexico City, concluded with a manifesto urging 'all human beings of all nations and their governments, within the framework of their own sovereignty, to recognize the importance of forest resources for the biosphere and the survival of humanity'. A few years later, in 1991, Edouard Saouma, Director-General of the Food and Agriculture Organisation of the United Nations, opened the Tenth World Forestry Congress with the following remarks: 'climate change, the imperilled environment and the North/South interchange are of concern to the whole world. Preserving and developing the essential functions of the forest must therefore be tackled as a worldwide undertaking on three fronts: the ecological, the economic and the social'.

At the time, global diplomacy was working to strengthen international environmental law, and the preservation of forest ecosystems – those of the tropical rainforest in particular – was generally considered to be a matter deserving of greater international collective action.

The Bogging Down of Intergovernmental Negotiation Processes

Right from the start, multilateral negotiations on forests were marked by intense North–South divisions. Broadly speaking, developed countries considered that forests were part of our global heritage and required international protection. They argued that the lack of global rules for forests could lead to the rapid disappearance of rich forest ecosystems. At the same time, developing countries contended that forests were natural resources over which they had sovereignty, and that their development depended in part on those resources. Consequently, at the 1992 Earth Summit in Rio, the international community was unable to reach a consensus on the substance of a global forest agreement. The vastly different goals of developed countries and developing countries stood in the way of any positive outcome. Diverse interests in forest environmental services were also overlaid by differing trade interests, with timber importers and exporters seeking a range of international provisions – not all consistent with environmental requirements.

Despite this persistent North–South impasse, specific negotiations for forests were not abandoned. Based on the Rio Declaration and Statement of Forest Principles, and Chapter 11 of Agenda 21 ('Combating deforestation'), these carried on under the auspices of the United Nations Commission on Sustainable Development (CSD). In 1995, CSD decided to set up a special body – the Intergovernmental Panel on Forests (IPF) – to develop consensual proposals to strengthen the management, preservation and sustainable development of all types of forests. In February 1997, IPF approved a set of over one hundred proposals for action designed to take up the challenge of global forest management. The delegates were unable to agree, however, on a number of vital matters; for instance those to do with financial assistance, the trade/environment relationship and the opportunity for beginning talks on a global forest agreement.

In June 1997, the governments at a UN General Assembly Special Session adopted IPF's proposals. Their commitment to implement these proposals represented an important decision on forest policy at the very highest level, without actually constituting an international forest

agreement per se. IPF's successor, the Intergovernmental Forum on Forests (IFF), was mandated to facilitate implementation of the IPF proposals. In concrete terms, this new body looked at how well the different countries were getting on with implementing IPF's recommendations, based on the annual progress reports they submitted. IFF was also supposed to 'identify the possible elements of and work towards a consensus on international arrangements and mechanisms, for example a legally binding instrument on all types of forests' – the key stumbling block in negotiations.

In its final report presented in 2000, IFF proposed an International Arrangement on Forests (IAF), a successor mechanism providing for two bodies. First, there was IFF's direct successor, officially instated in October 2000: the United Nations Forum on Forests (UNFF). A subsidiary body of the Economic and Social Council (ECOSOC), UNFF was supposed, among other things, to 'consider, within five years, the parameters of a mandate for developing a legal framework on all types of forests' – wording that was vague enough to satisfy those for and those against a legally binding instrument.

The second IAF component, the Collaborative Partnership on Forests (CPF) – a means for collaboration between the main international organizations involved in forest governance – was created in April 2001 to assist UNFF. CPF's fourteen founding members include intergovernmental institutions (UNEP, UNDP, World Bank, FAO, ITTO), the Secretariat of UNFF and Rio's key environmental agreements (UNFCCC, CBD, CCD), international research bodies (ICRAF, CIFOR, IUFRO), the GEF Secretariat and IUCN. The CPF network was also supposed to help implement the 280 or so proposals for action coming under these successive negotiation processes.

With UNFF coming to the end of its mandate and IAF to be evaluated in the near future, the question of a legally binding agreement on forests remains very controversial. Government participation is decreasing – witness the low number of progress reports the UNFF Secretariat has received from different countries on the implementation of the proposals for action.[2] Influential players internationally with significant forests, such as Brazil, Malaysia and Sweden, are still fiercely opposed to a legally binding agreement. Even Canada, a major advocate of an international forest agreement, is beginning to express doubts regarding the possibilities of reaching that objective.

[2] *Forest Watch*, Issue 91, FERN, December 2004.

One of the ideas suggested for getting around the obstacles was moving towards a legally binding multilateral agreement in discrete stages. With this approach, an 'umbrella' agreement would contain a number of broad principles, or guidelines, and include regional protocols that would have a certain amount of autonomy, while abiding by these principles. This way, each forest region would be able to promote its own interests and progress, independently from the others, in terms of implementing legally binding instruments. This idea was not acted on, however, once again, because of continued opposition to the multilateral challenges, less significant though they were, to this proposal.

Lack of Consensus on International Architecture

The debate on international forest governance is also wrapped up with the need to clarify the international institutional architecture, which many people consider complex and fragmentary. One of the motives for opening international negotiations on forests is therefore tackling the fragmentation of the global forest regime, including its many legal and institutional overlaps. In addition to UNFF, there are two multilateral instruments devoted to forests specifically: the International Tropical Timber Agreement (ITTA) and the FAO Committee on Forestry. Other non-specific international mechanisms also incorporate provisions that are essential for forests. For example, the Kyoto Protocol attached to the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) addresses the role played by forests as carbon sinks. The last Conference of the Parties (COP) of the Convention on Biological Diversity (CBD) developed a special work programme on forest biodiversity. The Unesco World Heritage Convention deals in part with protection of the world's most remarkable forest ecosystems. The CITES convention regulates trade in certain species of wood. The Convention to Combat Desertification contains provisions on the role played by forests in the preservation of arid and semi-arid ecosystems. International Labour Organization (ILO) Convention 169 deals with the issue of indigenous peoples, which is so important in tropical forested areas.

The divisions over forestry issues with these many multilateral legal instruments have led governments to debate two different options for global forest governance. The first has been discussed above: a new instrument that would be more or less legally binding and would aim, among other things, at improving coordination between these different mechanisms. The

second option is less ambitious: strengthening existing institutional frameworks in order to implement the many measures currently proposed by different international authorities, in particular the IPF/IFF and CBD proposals for action.

This strictly institutional debate came to a head in April 2002, at the sixth Conference of the Parties to the CBD, where CBD addressed the forestry issue specifically for the first time. The scientific community had estimated that the world's forests contained one half to three-quarters of terrestrial biodiversity. An expanded work programme on forest biological diversity was adopted (Decision VI 22) and the Parties were urged to implement it on a voluntary basis, in keeping with their countries' priorities and needs.

To give this programme a more operational dimension, negotiations were suggested to create an additional CBD protocol. With this option, the Parties could be forced to implement the CBD forest program measures. It was opposed on two fronts, however – by those in favour of strengthening IAF with a view to a legally binding multilateral agreement on forests, and by those from developing countries who refused to see forestry issues treated from the angle of biodiversity preservation specifically and insisted that the contribution of their forests to their economic development be given greater consideration by negotiators from rich countries.

International negotiations are not the only level affected by this wrangling. In some countries, ministries in charge of forestry support one option over another based on their own trade or environmental sensibilities, sometimes to the extent that it is impossible to detect a clear position in talks.

Lack of NGO Support

At the Earth Summit, NGOs held great hopes for the international negotiation. Since then, however, they have become somewhat sceptical about the potential of multilateral talks on the environment to produce regulatory instruments that are truly legally binding and are effective, with good rules of observance, monitoring and sanction mechanisms. They base this position on several arguments (Guéneau and Wilson 2003).

NGOs alert political decision-makers regularly to the slowness of multilateral talks on the environment and the risk of ending up with a consensus that reflects the lowest common denominator. They point out that a lack of political will leads to non-implementation – despite

the fact that the issues are fundamental and pressing. They cite the Convention on Climate Change as an example: how long it is taking for the Kyoto Protocol to come into force, the weakness of its objectives, shortcomings in monitoring and evaluation, the red tape involved in and compliance procedures applied to the Parties' commitments (annual progress reports), and the lack of financial means and technical assistance. Lastly, they note the problems with equity in international negotiations, which result in delegations from developed countries having more influence than those from developing countries.

NGOs also point out the lack of government openness to civil society representatives in negotiations – the UNFF talks especially. Most large NGOs are therefore not very inclined to support a new international instrument. Others consider that certain conditions must be met for IAF to play its role fully as a coordinator of international collective action aimed at forests (Mankin 2004), without actually turning it into their key concern.

Increasing Influence of Approaches Based on Public–Private Partnerships

In relation to the weaknesses of multilateral solutions, a pragmatic view of forest governance is emerging. This view entails forming 'coalitions of the willing' that include public actors (governments and international organizations) as well as private actors with different viewpoints (NGOs and private sector) for the purpose of reaching a common goal. There is by no means universal support for this view, however.

Regional partnerships

The heterogeneous nature of forest resources, exploitation methods and social, cultural and environmental issues have prompted governments to decide that it is a good idea to deal with some forestry issues regionally. Forest management standards, for instance, were the subject of a dozen or so regional negotiation proceedings, or 'processes', which defined criteria and indicators for sustainable forest management that are now widely recognized by producers: the Helsinki Process for Europe (1993), Montreal Process for North America (1993),

Tarapoto Process for the Amazon (1995) and the African Timber Organization's Criteria and Indicators (1996), to name a few.

In parallel with this strictly standard-based approach, more ambitious attempts were made to strengthen regional forest governance. For example, the heads of state of Central African countries organized a summit in 1999 on the conservation and sustainable management of tropical forests. The summit was followed by the creation of the Conference of Ministers in charge of Forests in Central Africa (Comifac), which met for the second time early in 2005. This new institution, which was charged with the tasks of boosting regional cooperation and facilitating dialogue with donor countries, is still financially strapped. For Comifac's action plan to be implemented, member states would have to make a real financial contribution and donor countries would have to provide better support – and these things are far from happening. Financial considerations aside, there is also internal wrangling over leadership.

Designed to get around such recurrent institutional problems, a number of governance innovations came into being at the World Summit on Sustainable Development held in Johannesburg in 2002. Three regional public–private partnerships devoted specifically to tropical forests – referred to as Type II Initiatives – were set up. Composed of governments, international organizations and NGOs, these partnerships were created to raise funds and implement programmes for the conservation and sustainable management of forests in the world's three tropical regions.

For Central Africa's forests, the Congo Basin Forest Partnership was put together by the South African and United States governments in collaboration with a number of other governments, international institutions, large NGOs (such as the Wildlife Conservation Society, WWF and Conservation International), and representatives from the private sector. In all, there are twenty-nine partners associated with this original initiative. A similar initiative, the Asian Forest Partnership, was launched by the Japanese government. Lastly – on a more modest scale – a network of model forests in Latin America was confirmed by Canada, a number of partner countries and UNDP.

These new forms of governance reflect two fundamental trends. First, there is the increase in private- and government-sector intervention in forest governance systems, particularly in regions where attempts to re-establish the rule of law have failed. Second, the global approach to the world's forests that prevailed in the late 1980s and early 1990s is apparently being supplanted by more pragmatic regional approaches. Could global forest governance be the

result of the addition of such coalitions of the willing, focusing on the planet's most endangered forest areas?

Industry-based Approaches: Example of the Fight against Illegal Logging

Another way to tackle forest governance is to develop industry-based regional approaches. The fight against illegal logging and illegal trade is an example of this recent type of approach. In effect, international treatment of forestry matters involves a prioritization of problems – and illegal logging,[3] or delinquent forestry practices, has gradually moved up just about to the top.

This all began in 1998 when the G8 Summit concluded with a plea for governments to join forces and fight illegal logging. More recently, this objective, along with the reinforcement of capacities and improvement of dialogue between Central African actors, was advocated by France, when it took on the leadership of the Congo Basin Forest Partnership.[4] NGOs have also made illegal logging one of their campaign themes, pointing out the role played by illegal logging and trade in deforestation, loss of tax revenue and increased poverty. According to WWF, 50% of Cameroon's logging operations are illegal and 80% of Brazil's lumber is produced illegally.[5]

In 2001, World Bank organized a conference on illegal logging that brought together thirteen countries, including the United Kingdom, the United States and a number of East Asian countries; NGOs; and representatives from the private sector. This conference gave birth to the FLEG (Forest Law Enforcement and Governance) process. In April 2002, the European Union organized a multi-stakeholder workshop to develop its own plan for fighting illegal logging: the Forest Law Enforcement, Governance and Trade (FLEGT) Action Plan.[6] The plan aimed to increase the ability of developing countries to control illegal logging and reduce trade in illegal wood between these countries and the European Union. In Africa, a Ministerial Conference in October 2003 launched a similar process: the Africa Forest Law

[3] By illegal, we mean non-compliant with the laws of the country of origin (Brack and Hayman, 2001).

[4] cf. Speech by French President Jacques Chirac at the opening of the 2nd heads of state summit on the conservation of Central Africa's forest ecosystems, Brazzaville, 5 February 2005.

[5] WWF, The Timber Footprint of the G8 and China, <www.panda.org>.

[6] cf. European Commission External Relations Directorate General, Forest Law Enforcement, Governance and Trade (FLEGT), Brussels Workshop, 22–24April 2002, Summary of Discussions.

Enforcement and Governance (AFLEG) process.[7] These regional processes for fighting illegal logging and trade represent a concrete application of broader-based public–private partnerships such as the Congo Basin Forest Partnership.

The key measures of the action plans created by these regional processes are geared towards strengthening the laws of producing countries and improving bilateral, regional and international cooperation in the fight against illegal logging and trade. These processes result in bilateral partnership agreements, such as the agreement signed between the United Kingdom and Indonesia in April 2002 to reduce British imports of wood products and timber produced illegally in Indonesia. Among other things, this agreement provides for verification of legality through greater civil society involvement, joint examination of the legislative reforms needed to combat forest crimes, incentives for 'serious' manufacturers, mechanisms for tracking timber movement and so on.

Through such examples of bilateral and regional cooperation, the first stirrings can be seen of new forms of governance, where organized civil society, the private sector and importing countries play a central role in dealing with the failings of the countries unable to govern forest resources. These industry-based, multi-actor forms of governance already appear to yield better results than classical intergovernmental processes.

For example, the legality requirement can be included in conditionalities imposed on suppliers when public timber procurement policy is designed in consumer countries. Manufacturers also become involved in legality by developing independent verification systems with NGOs. This is the case with the Congo Basin forest concession monitoring system developed by IFIA in collaboration with several NGOs, including Global Forest Watch, the World Resources Institute (WRI), IUCN and WWF (Achancho 2004). This system is designed to single out countries that comply with the laws in force by means of legality certification. Companies participate voluntarily in complying with laws and commitments to sustainable forest development, set out by a multi-party steering committee composed of representatives from regional organizations (Comifac), NGOs and the private sector. WRI is responsible for auditing how these requirements are met. Mediation procedures are provided for any offenders it finds, creating reputation incentives (or disincentives) for the company in question. If the company still fails to comply at the end of a one-month time limit, its certificate of legality can be taken away. The certificate attesting to the legality of the logging operation is attached to the other documents required to export products. Certifiers have

[7] cf. Declaration of the Africa Forest Law Enforcement and Governance (AFLEG) Ministerial Conference, October 2003.

developed certification and control systems that vary somewhat, such as the 'timber origin and legality certificate' created by Eurocertifor in 2004.

In spite of some criticisms, NGOs – including the hardliners – consider the FLEG(T) process to be a possible way of creating an international sustainable forest management standard. They therefore suggest using FLEG(T) processes and partnership agreements to progress rapidly at the bilateral and regional levels with countries that hope to agree on the definition of a high standard of sustainable forest management and benefit from the support of the European Union and other G8 members. According to the NGOs Greenpeace, FERN and WWF, once a critical mass of producing countries and consumer countries have agreed on guidelines for a sustainable forest management standard, it will be possible to return to a multilateral option – an option for which the EU and G8 will have laid the groundwork at the same time as bilateral, regional negotiations.[8] A set of regional approaches directed in participatory fashion by coalitions of the willing could therefore be a viable alternative to global forest governance systems stemming from intergovernmental negotiations based entirely on nation-state participants.

Non-state Network Governance Systems

NGOs active in the international forest policy debate have markedly improved their ability to influence forest governance systems (Bass 1996; 2003; Haufler 2003; Meidinger 2003). During the 1980s, several NGOs, frustrated with government inaction and the absence of clear agreement at the intergovernmental level, called for a tropical timber boycott. Although some governments, such as those of the Netherlands and Austria, were ready to follow suit with official bans, this strategy was not very successful.

The failure of attempts to boycott tropical timber is fairly indicative of the limited latitude for action as a result of the trade policies of consumer countries. When these countries wanted to ban tropical timber exports, they were faced with the threat of trade sanctions. Differences in forest management standards between countries are generally as a result of the heterogeneous nature of natural endowments, development status and community preferences, and therefore do not justify resorting to such trade policy instruments as import bans, quotas

[8] Illegal Logging and the Global Trade in Illegally Sourced Timber; a Crime Against Forests and Peoples, NGO Statement, April 2002. Available at: <www.fern.org/pubs/ngostats/logging.pdf >.

or taxes. Any attempts at arbitrary trade restrictions that are not justified on exceptional grounds, such as public health protection, could infringe World Trade Organization (WTO) rules and be the subject of a Dispute Settlement Body case.

Thus, regarding the forest sector, governing trade and environment issues within the WTO rules is obviously incomplete. And the chances of arriving at a forest agreement that is truly effective and legally binding are very low. This therefore brings us back to the well-worn question of how to govern global forestry without an international coordination mechanism playing the role of world government. It is in response to this question that NGOs supported a new network-based form of world governance.

As for the timber distribution companies, they looked for new ways to protect their activities from boycott threats, which they took very seriously. They realized that they would have problems giving consumers guarantees that the products they sold came from sustainably managed forests. They recognized that they could arrive at the most credible alternative to boycotts through greater collaboration with NGOs on the joint development of a non-state network-based governance system. Thus the Forest Stewardship Council (FSC) was born in 1993.

The FSC Case

The FSC is an international association that provides standard-setting, trademark assurance and accreditation services for companies and organizations interested in responsible forestry. FSC's mission is to promote environmentally appropriate, socially beneficial and economically viable management of the world's forests. Its role is both to determine good international forest management standards and to provide accreditation services to certifiers and National Initiatives.

The FSC Accreditation Program provides for three types of services: accreditation of certifiers, FSC National Initiatives, and FSC National Standards. FSC-accredited organizations certify forest owners and managers in accordance with criteria and indicators that meet FSC guidelines. The certification process is voluntary.

FSC has a unique governance structure that is founded on sustainable development principles (Bass 2002). Since 1993, FSC has distinguished itself through its:

1. *Sustainable development based organization:* Members (primarily NGOs, forest producers and traders) are divided among three 'chambers' – economic, environmental and social – reflecting the three pillars of sustainable development.
2. *Equity/fairness:* Within each chamber, there is voting parity between North and South member countries. However, some regions are overrepresented, particularly the countries of the North. Others, such as African countries, are underrepresented.
3. *Multi-stakeholder participation:* Members are a diverse mixture of representatives from environmental and social groups, the timber trade and forestry profession, indigenous peoples' organizations, responsible corporations, community forestry groups and forest product certification organizations from around the world. Membership does not include government, however. This is because FSC wanted to be a voluntary initiative and avoid falling foul of trade laws, and because it did not want to duplicate the 'lowest common denominator' positions of (inter)governmental forest initiatives.
4. *Global standard setting:* ***The FSC has ten Principles of Forest Stewardship that*** apply to all tropical, temperate and boreal forests**.** These Principles and fifty-six associated Criteria (P&C) form the basis for all FSC forest management standards. They cover economic, environmental and social factors. They were arrived at as a result of a great deal of consultation; they could be said to embody 'the spirit of Rio'; and they are regularly reviewed and revised. They can be applied to all types of forests around the world.
5. *Global presence:* FSC is a global network with an international centre in Bonn, regional offices in all parts of the globe, National Initiatives in thirty-four countries and certified forests in sixty-two countries. FSC operates through its network of National Initiatives in over thirty countries.
6. *Local implementation and flexibility:* National multi-stakeholder working groups translate FSC's Principles and Criteria into national and subnational standards relevant to the forest type. These are evaluated for certification purposes by certifiers and other involved and affected parties on a case-by-case basis. As a result, standards differ from one country to the next, but are considered compatible internationally. The standards include implementation of all relevant legislation, but tend to set a higher benchmark.

7. *Independence and credibility:* Standards are independently verified on site in the forest (and on the basis of the logging company's documented forest management system) by accredited auditors, resulting in a certificate and labelled timber.
8. *Relationships with major retailers/wholesalers:* WWF has organized buyers' groups (usually retailers, mostly in countries of the North) that have pledged to stock FSC-certified timber only.
9. *Incentive impact:* Labelled timber offers an incentive to producers. The reward tends to be market access, but in some areas includes a price premium.

Because of its demanding requirements, FSC has not managed to impose a harmonized system for the standardization and encouragement of sustainable forest development that is acceptable to all actors worldwide. All the same, 50 million hectares have been certified over the past ten years in over sixty countries as complying with FSC standards, and several thousand products bear the FSC trademark.[9] More important still: FSC has undeniable influence over negotiations and practices in different parts of the world.

FSC's influence over forest policy

According to Azevedo (2004), although the FSC certification programme only applies to a fairly limited percentage of Brazilian forests, it has had a significant impact. It has contributed to improve working conditions in forest activities, to change forest management practices and to enhance community relations with indigenous people in areas where there are forest activities. Tollefson (2004) highlights the important role of forest certification as a precursor to public regulation focused on indigenous rights in British Columbia.

FSC's rapid success prompted certain economic operators and states with sensitive forestry interests to react by developing their own market-driven regulation systems. National certification programmes were introduced in several large countries, such as Malaysia, Brazil and Indonesia, and private initiatives were born in North America, Europe and Africa. Although less restrictive than FSC's system, these certification schemes nevertheless structured and codified forest management practices.

[9] See <www.fsc.org>.

At the same time, in order to promote FSC's system worldwide, WWF set up a network of buyers' groups, now known as the Global Forest and Trade Network (GFTN) – a partnership between different stakeholders, NGOs, local institutions, negotiators and retailers in the timber, paper, and manufactured wood products industries. The first buyers' group was created in the UK in 1991. Now this group is made up of large chains of home renovation, furniture and carpentry stores, paper firms, newspaper and magazine publishers amongst others. Other groups were set up in Europe, North America and Australia, and then the trend hit Southern Europe, Asia (Japan, Taiwan, Hong Kong), Brazil and Africa. Most of the major markets are now covered by these buyers' groups. Many local institutions (municipalities, regions, etc) have adopted procurement policies requiring wood from certified or locally logged forests – for example, the Nord-Pas-de-Calais regional council and municipalities (Lille, Rennes) in France.[10] At the beginning of 2001, Germany's North Rhine-Westphalia government decided to buy only FSC-certified timber.[11] By promoting voluntary certification at different forest governance levels, FSC provided leverage for local actors who, in the case of timber consumer countries, felt excluded from the international forest regulation process.

At the national level, the most significant governance impact has derived from the FSC national certification working groups. Multi-stakeholder in nature, and including government at this level, in many countries they are the only forum for reviewing forest matters. They have focused on such critical issues as 'What is good forestry? How should we recognize it? How can we hold managers accountable? How can we encourage improvement? And how can we reward them?' Even when certification does not itself prove to be the answer to these questions, the debate has been effective. There are cases of working group deliberations being taken into other policy arenas. At the very least, the work of such groups has had an excellent capacity development effect (Bass 2002).

Contestability of New Non-State Forms of Governance

Public–private coalitions and network governance systems are 'competing' more and more with inter-state international governance processes, challenging the very need for a legally binding instrument on forests. The obvious popularity of these new forms of forest

[10] Bâtir sans détruire. Les collectivités locales protègent les forêts tropicales. Campaign led by Les Amis de la Terre and Robin des Bois, 2000

[11] FSC Arbeitsgruppe Deutschland e.V., Press Release, 19 January 2001.

governance must not, however, obscure a number of questions (Guéneau 2002). First of all, the effectiveness of market-driven regulation systems using instruments such as certification or the monitoring of illegal logging and trade is being questioned. Do these systems make it possible to fight deforestation effectively? Second, despite its organizational model favouring balanced representation of different categories of actors, some of the arguments against the FSC system are based on its unfairness, or inequity. Lastly, there is debate on the legitimacy of forms of governance that involve organized civil society as opposed to being based on government intervention.

Effectiveness of non-state governance instruments

Considering the certification boom around the world and the exponential increase in certified forest surface area, there is no doubt that the FSC system has achieved a high profile and has had successes. These have already inspired an extension of this market-driven regulation system to other sectors, such as the seafood industry. Plans are also under way for similar systems for the agricultural, tourism and mining industries. These outcomes are certainly significant, but should be viewed from a variety of perspectives. First, as a result of fears on the part of manufacturers and forest owners that environmentalists would force management requirements on them that would be too strict and/or irrelevant, competing certification programs have rapidly sprung up. These include the Canadian Standards Association (CSA) programme, Sustainable Forestry Initiative (SFI), Pan-European Forest Certification Scheme (PEFC), Pan-African Forest Certification Scheme (PAFC), and national certification programmes in Brazil, Chile, Malaysia and Indonesia. While FSC's standards apply to forests worldwide, these other programmes are primarily of a regional or national nature. What we are witnessing then, is a race between programmes to impose their own criteria on the market by increasing the certified surface area they control. Considering how heated the debate over certification has been between the private sector and the non-governmental sector, it is likely that network governance systems will end up weakened by this battle for standard control, in part because of loss of credibility amongst confused consumers and state authorities.

Second, although the development of these programs has certainly regulated the timber industry – in particular, allowing 'good' producers to be distinguished from the 'bad', especially in countries where controls are difficult – there are signs that certification could

merely entrench management practices suited to ‘good’ producers and their business models – which will not always produce desirable results. In other words, what will be the real incentives associated with market-driven governance systems?

Two things need to be pointed out here. First, the NGOs supporting FSC advocate its high performance standards, while other certification programmes emphasize flexibility through procedural standards. Second, it seems obvious that market-driven governance systems will only be able to have an impact on a very limited portion of tropical forests: the part that exports timber to the European and North American markets, which discriminate in favour of ‘green’ products.

The following observation seems to apply to certification systems as well as programmes for fighting illegal logging and trade: only large companies exporting most of their output to developed countries with strong environmental sensibilities subject themselves voluntarily to forest management and/or legality verification measures. However, neither the timber destined for the large booming consumer markets of Southern countries, with China leading the way, or the timber sold on the domestic markets of tropical countries, led by Brazil, appear at this point to be influenced by market-driven governance systems. And yet it is precisely these countries that are making the tropical timber markets so dynamic: according to ITTO, Chinese imports of tropical timber increased by 33% between 2003 and 2004 (Ze Meka 2005) and China is soon to be the biggest timber importer. What is more, certification of good forest management does not have any significant influence over crucial issues of ‘asset stripping’ forms of logging or forest conversion into farmland – the leading causes of deforestation. Certification appears to offer no incentive or sanction for ‘poor’ producers.

Market-driven governance systems are therefore having difficulties gaining recognition in places with weak local governance systems. Kern (2003) stresses the case of Indonesia, where illegal logging accounts for 70% and where FSC withdrew the certification of a large teak plantation subsequent to finding that its standards and procedures were not being complied with. Local governance systems, calling on local policies and controls, would therefore appear to be necessary to fight illegal logging. Despite the enthusiasm of private producers, NGOs and governments for improved forest governance systems, a number of authors (Karsenty 2002) also feel that – more than the fight against illegal logging by repressive action – it is the fight against the underlying causes of illegal activities that needs to be given priority, i.e. fighting underdevelopment.

Are the New Forms of Forest Governance Fair?

Questions of equity, or fairness, are a central issue in discussions on market-driven forest governance systems (Thornber 2003; Thornber, Plouvier and Bass 1999). The statistics speak for themselves: according to the International Tropical Timber Organization, tropical forests represent only 7% of certified forests worldwide (Ze Meka 2005). The FSC system itself, which is organized internally around the equitable distribution of responsibilities between North and South, shows uneven results: over half of its certified forest surface area is concentrated in Europe and less than a quarter in tropical regions, where the forests are the most abundant. Out of the 50 million hectares of forest certified by FSC, only a little less than 2 million hectares are in Africa – no certificates have been issued for any countries in the Congo Basin – and less than 400,000 hectares are in Asia, half in Japan alone. Plantations account for a large proportion of FSC-certified tropical forest.

It is a fact that it is easier to certify the forests that are the most homogeneous, that is, plantations and temperate forests, where resource inventories and development plans are also well established; there are less land-ownership problems; practices are recorded clearly; forestry employees are competent and well-trained, laws are obeyed and controls facilitated; and the political regimes are stable. In some countries – those of Central Africa, for instance – the implementation of sustainable development plans, which should inevitably lead to certification, necessarily takes longer and is more costly than in the countries of the North, even though most tropical timber is in competition with certified temperate and boreal forest products. In addition, the threat of reducing non-certified timber imports for public markets or industrial lumber markets is very real in Europe. The risk is that part of the flow of tropical timber will be redirected towards markets where legality controls are limited and/or the demand for certified timber is low.

Problems of fairness are also related to company size. The costs of certification, which include the cost of the preliminary certification evaluation, making the management changes required to obtain certification, and the annual audits, effectively limit the certification prospects of small producers. A portion of these costs are fixed costs, and consequently induce scale effects: the bigger the forestry operation, the smaller the proportion of the overall cost of the certified product, and the more competitive advantages forest certification generates. Small operations, on the other hand, have the most difficulty bearing these costs. Even though FSC addressed this problem a while ago by setting up a special certification

programme for small owners and producers, most of the companies certified to date are bigger and well-resourced – or are small tropical community groups whose certification was funded by donors. Certification has therefore had the initial effect of recognizing the best producers and making good ones even better – with little impact on the real forest problem of the asset-stripping behaviour of the bad producers.

How Legitimate are Non-state Governance Systems?

Traditional global governance systems are based on relationships between states, with the outcome being the creation of institutions responsible for organizing cooperation so that states can pursue common or shared goals. Opting for this kind of regime gives states a number of rights and obligations to guide their public policy. With these systems, governance is founded on democratic legitimacy in sovereign countries.

The source of legitimacy with the new forest governance systems is completely different, however. The institutions created under these systems are based on markets rather than territory. International pressure from NGOs makes it possible to govern at least some forestry matters independently of states, on political terrain that is different from that of intergovernmental relations (Bernstein and Cashore 2003). What are the underlying reasons for legitimacy with these governance systems? How are they more legitimate than systems based on the democratic legitimacy of states? These questions are vital insofar as certain actors contest the legitimacy of non-state actors to play what they see as the state's role. In addition, the privatization of a number of the sovereign functions of states, such as creating standards and implementing or enforcing them, is problematic. If companies pay for access to the regulation system, and specialized bodies or organizations are remunerated for monitoring compliance with standards, how can the system's neutrality and independence be guaranteed?

In the opinion of Bernstein and Cashore (2003), actor participation and responsibility is more important than democratic legitimacy in judging a system's legitimacy. In other words, a rule or an institution is legitimate if the different groups of actors concerned by this question consider it to be relevant and appropriate.

From this angle, transparency, better participation, and the way interests are allocated and distributed both by FSC's decision-making power structure and national working groups in the forest industry are indications of legitimacy. FSC's openness to the private sector, and

companies' attempts at self-regulation through certification or voluntary codes of conduct, also back up this system's legitimacy (Kern 2003). Lastly, civil society participation in decision-making processes in places where the rule of law is difficult to enforce is another argument used to demonstrate the legitimate nature of non-state governance systems.

At the national level, FSC working groups are created wherever possible. When this is not possible, however, procedures are provided to assure the system's legitimacy locally. They include mandatory consultation of local actors and mechanisms for communities and local NGOs to lodge complaints. Kern therefore considers that, in some countries, the rights granted to local people via FSC can be better than those they are granted by national laws. This statement needs to be put into perspective, however, considering the lack of means and deterioration in government services in many forestry countries. Should the improvement of local forest governance be prompted by outside intervention or, conversely, should it be founded on the development and support of an indigenous vision embraced by local actors?

Conclusion

We can conclude that non-state forest governance systems will have increasingly significant effects on how forestry is treated at different levels, from the local to the global. They 'compete' with the international governance process and call into question the need for a legally binding instrument on forests. If the legitimacy of market-driven systems has gained growing recognition locally and internationally, their effectiveness remains to be proven – particularly with regard to the more vulnerable actors, the majority of whom are found in tropical forested areas under highest pressure.

What seems to impress most observers about FSC is its role as a catalyst for change in forest practices and policy. This influence, which is considerable, revolves around its role in reinforcing the articulation between public and private spheres in the development of global forest governance mechanisms. Forest governance cannot be dogmatically based on one approach alone, but rather requires better articulation between different systems.

We would not advocate a swing too far towards NSMD forms of governance. Excessive attention to NSMD, at the cost of basic state processes and capacities, runs the risk of

establishing two-tier governance. Evaluating market-driven governance systems through the lenses of effectiveness, fairness and legitimacy has begun to reveal their incompleteness, as well as their potential.

References

Achancho, Valantine. 2004. Final Report of the Workshop on Voluntary Independent Forest Concession Monitoring in Central Africa., Douala, March, <www.ifiasite.com/pdf/ifi>.

Bass, Stephen. 2002. Global Forest Governance: Emerging impacts of the Forest Stewardship Council. International Institute for Environment and Development, Brief Paper for International SUSTRA Workshop, 'Architecture of the Global System of Governance of Trade and Sustainable Development', 9–10 December, Berlin.

——. 1996. Certification as a Manifestation of Changing Roles in Forestry, Presentation for the short course 'Making Forest Policy Work', Oxford Forestry Institute, July.

——. 2003. Certification in the forest political landscape. In Errol Meidinger, Chris Elliott and Gerhard Oesten (eds.), Social and Political Dimensions of Forest Certification, 2003, www.forstbuch.de, Remagen-Oberwinter, Germany

Bernstein, Steven and Benjamin Cashore. 2004. Non-State global governance: Is forest certification a legitimate alternative to a global forest convention? In John J. Kirton and Michael J. Trebilcock (eds), Hard Choices, Soft Law: Combining Trade, Environment and Social Cohesion in Global Governance, Ashgate

Brack, Duncan and Gavin Hayman. 2001. Intergovernmental Actions on Illegal Logging. RIIA, March.

Cashore, Benjamin. 2002. Legitimacy and the privatization of environmental governance: How Non-State Market- Driven (NSMD) governance systems gain rule-making authority. Governance: An international journal of policy, administration and institutions, 15.4: pp. 503–529.

European Commission. 2003. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament, FLEGT Proposal for an EU Action Plan. Brussels: European Commission.

Guéneau, Stéphane. 2002. La forêt tropicale : entre fourniture de bien public global et régulation privée, quelle place pour l'instrument certification?. In L'outil économique en droit international et européen de l'environnement. La Documentation française, Collection Monde européen et international.

Guéneau, Stéphane and Anne-Marie Wilson. 2003. Gouvernance mondiale des forêts: Une évaluation à partir de l'analyse de la position des organisations non gouvernementales. Iddri, October, <www.iddri.org>.

Haufler,Virginia. 2003. New forms of Governance: Certification Regimes as Social Regulations of the Global Market. In Errol Meidinger, Chris Elliott and Gerhard Oesten (eds.), Social and Political Dimensions of Forest Certification, 2003, www.forstbuch.de, Remagen-Oberwinter, Germany

Karsenty, Alain. 2002. Pour une hiérarchie des causes et manifestations de l'exploitation illégale des bois tropicaux, Cirad-Forêt, Paper presented to the French Working Group for Tropical Rainforests, April.

Kern, Kristine. 2003. Global Governance Through Transnational Network Organizations: the Scope and Limitations of Civil Society Self-organisation. WZB discussion paper, Berlin 2003

Krasner, Stephen D. 1983. Structural Causes and Regime Consequences: Regimes as Intervening Variables. In Stephen D. Krasner (ed.), International Regimes. Ithaca: Cornell University Press, 1–21.

Mankin, Bill. 2004. The IAF at the Crossroads: Tough Choices Ahead, WWF Forests for Life program, September. WWF International, Gland, Switzerland

Meidinger, Errol. 2003. Forest Certification as a Global Civil Society Regulatory Institution. In Errol Meidinger, Chris Elliott and Gerhard Oesten (eds.), Social and Political Dimensions of Forest Certification, 2003, www.forstbuch.de, Remagen-Oberwinter, Germany

Reinecke, Wolfgang. 1998. Global Public Policy: Governing without Government? Washington, DC: Brookings Institution Press.

Rezende de Azevedo, Tasso. 2004. The Forest Stewardship Council: a Developing Country Perspective. In John J. Kirton and Michael J. Trebilcock (eds), Hard Choices, Soft Law: Combining Trade, Environment and Social Cohesion in Global Governance, Ashgate

Streck, Charlotte. 2002. Global Public Policy Networks as Coalitions for Change In Daniel C. Esty and Maria H. Ivanova, Global Environmental Governance: Options & Opportunities, Yale School of Forestry & Environmental Studies, New Haven, USA

Tollefson, Chris. 2004. Indigenous Rights and Forest Certification in British Columbia, In John J. Kirton and Michael J. Trebilcock (eds), Hard Choices, Soft Law: Combining Trade, Environment and Social Cohesion in Global Governance, Ashgate

Thornber, Kirsti. 2003. Certification: A Discussion of Equity Issues. In Errol Meidinger, Chris Elliott and Gerhard Oesten (eds.), Social and Political Dimensions of Forest Certification, 2003, www.forstbuch.de, Remagen-Oberwinter, Germany

Thornber Kirsti, Dominiek Plouvier and Stephen Bass. 1999. Certification: Barriers to Benefits - A Discussion of Equity Implications. European Forest Institute Discussion Paper, 8, EFI, Joensuu, Finland

WWF. The Timber Footprint of the G8 and China. <www.panda.org>

Young, Oran (ed.). 1997. Global Governance. Drawing Insights from the Environmental Experience. Cambridge (MA) and London: MIT Press

——. 2001. Inferences and Indices. Evaluating the Effectiveness of International Environmental Regimes.Global Environmental Politics 1.1: 99–121.

Ze Meka, Emmanuel. 2005. Impact écologique de la demande internationale des bois tropicaux. Communication à l'atelier 'Gérer durablement la biodiversité tropicale et subtropicale: île et forêts' de la Conférence internationale 'Biodiversité: science et gouvernance'. Paris, 26 January.

DEUXIEME PUBLICATION

Certification as a New Private Global Forest Governance System: The Regulatory Potential of the Forest Stewardship Council

Auteur : Stéphane Guéneau

Type de publication :

Chapitre d'ouvrage, publié dans :

Koechlin, L, Foerster, T., Fenner G. & Peters A., (dir.)

Non-state Actors as Standard Setters.

Date : 2009

Editions : **Cambridge University Press**

14

Certification as a New Private Global Forest Governance System: the Regulatory Potential of the Forest Stewardship Council

STÉPHANE GUÉNEAU[12]

Abstract

This paper analyses the regulatory potential of the Forest Stewardship Council (FSC), an international organization dedicated to the certification of good forest practices. First, we examine the reasons for the failure to implement a binding forest agreement at the international level. Then, we go on to describe new forms of global forest governance. Thus, we can attempt to provide insights into the regulatory potential of the FSC. In order to achieve this, we turn our attention to the intrinsic limitations of the FSC as a private global governance system. Finally, we analyse the behavioural changes, side effects and political impacts brought about by the FSC.

With the emergence of global environmental problems, such as the destruction of biodiversity and climate change, forests have become matters of worldwide interest and subjects for international coordination. In this context, tropical forest ecosystems are particularly significant due to their richness in biodiversity: tropical forests contain half of all known vertebrates, 60% of all plant species and an estimated 90% of all terrestrial species (UNEP, 2001). Moreover,

[12] Programme Officer, IDDRI (Institut du développement durable et des relations internationales), France. This work was carried out with the financial support of the ANR- Agence Nationale de la Recherche - The French National Research Agency, under the Programme Agriculture et Développement Durable, project ANR-05-PADD-NORMES

the deforestation rate is highest in tropical forests and causes around 25% of greenhouse gas emissions each year (FAO, 2005).

Faced with this global challenge, states have launched negotiations to establish an international regime on forests. At the same time, new forms of global governance have progressively have brought private actors – non-governmental organisations (NGOs) and companies – into forest regulation. The Forest Stewardship Council (FSC), which certifies good forest management practices, exemplifies these new forms of non-state global governance on forest.

A number of researchers have examined the ability of private governance mechanisms, such as the FSC, to compensate for the shortcomings of the international regime on forests (Meidinger, Elliott & Oesten, 2003, Cashore & Bernstein, 2005; Haufler, 2003, Meidinger, 2003, Gulbrandsen, 2004; Kern, 2003, Gale 2006). Other scholars have assessed the effectiveness of such private regimes to determine whether certification really changes forest management (Gulbrandsen, 2005, Espach, 2006).Still others have looked at the influence of private governance systems, differentiating between their regulatory, cognitive, discursive and integrative functions (Pattberg, 2004, 2005).

Though they may use different methods and though they may identify weaknesses, these authors are united by their interest in the FSC as a new private governance system. In various ways, they attempt to show how the FSC complements the existing regime on forests, is an alternative regulatory mechanism or an institutionalized solution to global forest problems. This recent research will support our analysis of the regulatory potential of the new forms of private governance.

1. The failure of intergovernmental negotiation processes on forests

As ‘global public goods’ (Kern, 2004) that benefit numerous states and cannot be controlled by any one, forests present a particular challenge to national regulators. In response, governments began in the early 1980s to negotiate on forest regulation. These intergovernmental coordination efforts aimed to create binding and hierarchical measures for implementing international policies at the national level (Young 1997) and produced forest management and protection standards (Skala-Kuhmann, 1996, Chaytor, 2001, Humphreys, 1999, Tarasofsky, 1999, Guldbrandsen, 2004). They therefore resulted in the creation of a ‘regime’, that is, “a set of principles, standards, rules and decision-making procedures, whether explicit or implicit, around which actors’ expectations converge in a specific area of

international relations" (Krasner, 1983). However, from the beginning, it was a regime weakened by fragmentation.

1.1. A fragmented international architecture

The architecture of international forest regulation is complex and segmented, due to the overlapping responsibilities for forest issues among different institutions and instruments. The forest negotiation process at the 1992 Rio Earth Summit resulted in non-binding texts, including the Forest Declaration and chapter 11 of Agenda 21, and continues today under the auspices of the United Nations Forum on Forests (UNFF). Two other multilateral instruments are specifically devoted to forests: the International Tropical Timber Agreement (ITTA) and the FAO Committee on Forestry. Other non-specific international mechanisms incorporate provisions that are essential for forests. In particular, the Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) regards forests as carbon sinks and the prevention of deforestation as a means of combating carbon emissions. The Convention on Biological Diversity (CBD) developed a special work program on forest biodiversity, the World Heritage Convention deals with the protection of the world's most remarkable forest ecosystems and the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES) regulates trade in certain species of wood. Even the Convention to Combat Desertification contains provisions on the role played by forests in the preservation of arid and semi-arid ecosystems, whereas Convention 169 of the International Labour Organization (ILO) the rights of indigenous people, who are of great importance in tropical forested areas.

1.2. North-South Differences and the Crisis of Multilateralism

Fragmentation led several governments and forest experts to recommend a binding multilateral agreement to centralise and coordinate international efforts on forest protection. However, their efforts were hampered by intense divisions in the negotiation between the global 'North and South'. In short, developed 'Northern' countries considered forests to be part of a global heritage requiring international protection. They argued that the lack of global rules in relation to forest protection could lead to the rapid disappearance of richly biodiverse forest ecosystems. By contrast, developing countries in the 'South' argued that forests were natural resources over which they had sovereignty, and that their economic development depended partly on those resources. Consequently, at the 1992 Earth Summit in Rio, the

international community was unable to reach a consensus on the substance of a global forest agreement. The vastly different goals of developed and developing countries prevented a positive outcome.

In recent years, other changes in the international system have inhibited forest protection initiatives. The crisis in multilateralism has had a profound impact. Unilateralism was evident in United States' refusal to ratify major multilateral environmental agreements, especially the UNFCCC and in objections to the current order by developing countries. Brazil, for example, has remained steadfast in its refusal to accept any binding multilateral forest agreement that could constitute an obstacle to its agribusiness export-oriented development model.

It was therefore not surprising that, at the last session of the UNFF in 2006, governments agreed that propositions made by the international community would be voluntary and that discussions on a binding multilateral instrument would be postponed – until 2015. In sum, though international negotiations on forests continue, it is clear that major stumbling blocks still exist.

1.3. The Shortcomings of the International Regime

Despite the lack of an international consensus on forest regulation, an international regime based on soft law, has gradually developed around the elements described by Guldbrandsen (2004)[13]. Though an important achievement, this regime contains major weaknesses. First, governments failed to agree how they should implement substantial measures to protect forests and the interests of indigenous populations and local communities. Second, enforcement tools are weak: with reporting the main mechanism for monitoring the implementation of international proposals, there is insufficient pressure on governments to meet their current commitments or to make further undertakings with regard to forest conservation and management. Third, there are no consensual multilateral rules aimed specifically at the trade in forest products from well-managed forests.

[13] According to Gulbrandsen, the regime includes : the ecosystem approach; the principle of protected areas; the recognition of local knowledge of forest resources and the need for equitable sharing of benefits arising from their use; the recognition of the role forests play in climate change; the consensus between states on a series of good forest management criteria and indicators resulting from nine different regional negotiation processes; the implementation of non-binding international principles through national forest programs and a reporting system allowing states to demonstrate their commitment to and progress made in terms of forest policy.

Environmental NGOs have been extremely active in highlighting these weaknesses (Wilson & Guéneau, 2003). Their lobbying ensured forest matters were acknowledged by the CBD and some NGOs successfully christened the sixth Conference of the Parties of the CBD, held in La Hague in 2002, the 'Ancient Forest Summit'. At the close of the negotiations, most NGOs condemned the non-binding nature of the CBD work program and revised their hopes for the international forest negotiation process accordingly. Nonetheless, through their media campaigns, their partnerships with public authorities and their use of market instruments to improve regulation, the role of NGOs in global forest governance has continued to grow. In their changing role, NGOs are making vital contributions to the emergence of new global forest governance systems.

2. New global governance systems

The concept of global governance was developed by James Rosenau as early as 1987 and has since inspired a great deal of research. Updating ideas in regimes theory about 'governance without government', Rosenau foresaw a means of regulating human activities that emerges despite a lack of international mechanisms administered by the official authorities.

Though it is well established and researched, the subject of 'global governance' remains highly controversial. Definitions of governance abound – Pattberg cites ten (2006) – and are used in relation to many different forms of coordination between many different types of actors: NGO participation in international decision-making processes, international public-private partnerships, the growing role in world politics of transnational companies, to name just a few. According to Pattberg, the concept of governance has in fact become something of a buzzword in international relations (2006).

These different forms of coordination called 'governance' have at least one thing in common, however: they underline several ways in which public action has changed (Holec & Brunet-Jolivald, 1999). First, the concept of governance implies a rejection of traditional political models, in which government authorities are solely responsible for managing public affairs. It thus differs from the classical notion of government, where government represents the institution and governance the act of governing (Rosenau & Czempiel, 1992). Second, the concept of governance permits, and even emphasises, the range and diversity of actors involved in managing public affairs. So, it is able to acknowledge that the boundaries between public and private are redefined with the transfer of responsibilities between the state, civil

society and market forces. Finally, the concept of governance presupposes interaction and negotiation between diverse stakeholders, making it possible to look beyond conflicting interests and towards consensus.

2.1. Transnational advocacy networks

Building on Rosenau's work, several authors have concentrated on the privatization of governance, that is, the growing role of private bodies in the regulation of transnational activities. One line of research has concentrated on transnational advocacy networks. Its aim is to analyze the way in which collections of private bodies could influence global policy, elevating issues as new priorities through militant action or lobbying at international negotiations (Keck & Sikkink, 1998; Arts, 1998; O'Brien & al, 2000).

These networks are particularly active in the field of forestry with all major environmental NGOs counting forest programs among their priorities for action. For example, forest protection campaigns were particularly strong in the run-up to the Rio Earth Summit in 2002, and can be credited with leading some OECD member countries to attempt bans on tropical timber imports. More recently, high rates of deforestation in the Brazilian Amazon, prompted Greenpeace International to launch a campaign aimed directly at soy producers and the governor of the state of Mato Grosso. The recent report (Greenpeace, 2006) emphasises the responsibility of the agricultural commodity giants, ADM, Bunge and Cargill, which control 60% of the soy production in Brazil and supply more that three quarters of all the soy used for animal food in European processing industries. In an earlier 'crackdown' in May 2005, Greenpeace blocked the Cargill soy grain terminal for several hours in Santarém deep in the Amazon rainforest. A month earlier, in Europe Greenpeace activists occupied several McDonald's restaurants, accusing the multinational company of fuelling the destruction of the Amazon to grow soy to feed the chickens used in its products.

This campaign was given a great deal of media coverage and affected Brazil's soy industry, already in a state of crisis due to the government's monetary policy. McDonald's and other companies quickly demanded that Brazilian soy traders belonging to ABIOVE (Brazilian Association of Vegetable Oil Industries) cease trading products that contribute to Amazon deforestation. In a statement made on 24 July 2006, ABIOVE and ANEC (Brazilian Cereal Exporters' Association) announced their commitment to stop trading products grown in areas within the Amazon biome that are deforested after the date of the announcement. During the two-year moratorium, both associations commit to work with the government and organizations representing producers and civil society. They will prepare an action plan

including a mapping and monitoring system, develop strategies to encourage producers to comply with Brazilian law and work with stakeholders to develop new instruments for their operations in the Amazon biome.

2.2. Public-private partnerships

The role of non-state actors in global governance is also being considered from the perspective of their contribution to political processes with public authorities. Certain authors regard public-private partnerships and 'global public policy networks' (Reinicke & Deng 2000, Börzel & Risse, 2005) as new forms of governance for global environmental issues.

These new forms of governance also represent a significant element of the regulatory architecture relating to forests. Alliances between governments, NGOs and the private sector are developing on a geographic or sectoral basis and are winning considerable support from bilateral and multilateral donors. For example, in Africa, the Congo Basin Forest Partnership was launched during the World Summit on Sustainable Development in Johannesburg in 2002 by the United States and South African governments. In all, twenty-nine partners are associated in this initiative, including other governments, international institutions, forest research institutes, NGOs and private sector representatives.

An example of a sectoral alliance is Forest Law Enforcement and Governance, a partnership established by the World Bank, thirteen governments, NGOs and private sector representatives to combat illegal logging. NGOs have made the fight against illegal production one of their main campaigns, highlighting the role of forest crime in deforestation, loss of tax revenue and increased poverty (for example, according to WWF, 50% of Cameroon's logging operations are illegal and 80% of Brazil's timber is produced illegally (Toyne & al., 2002)). The FLEG aims to combat forest crime through voluntary partnership agreements that provide mechanisms for verifying the legality of timber and greater civil society involvement and incentives for loggers to implement laws.

Producers can also work towards legality by developing independent verification systems with NGOs. This is the case with the Congo Basin forest concession monitoring system (FORCOMS) developed by the Interafrican Forest Industries Association (IFIA) in collaboration with several NGOs. This system uses certification to identify companies that comply with the law. Companies participate voluntarily in complying with laws and commitments to sustainable forest development, set out by a multi-stakeholders steering

committee. The World Resources Institute is responsible for auditing how these requirements are met and awarding certificates accordingly. Any breaches are reported to the media and if the company still fails to comply after one-month, its certificate of legality can be withdrawn. The legality certificate is attached to the other documents required to export products.

2.3. Private governance systems

It is only very recently that scholars have turned their attention to regulation processes which are exclusively private, that is, generated through transnational dialogue between different kinds of non-state actors (e.g. NGOs and companies). These private configurations are new in so far as they do not seek to influence public policy via media campaigns or participation in public-private coalitions. They also differ from other forms of private governance, which are made possible by governments implicitly or explicitly delegating part of their decision-making powers (e.g. self-regulation processes that companies develop to improve their corporate social responsibility) (Cutler & al., 1999). Instead, these processes result in global rules, outside any state framework.

For Cashore (2002), states have no decision-making power faced with what he calls non-state market-driven governance systems. In these systems, political decision-making processes are based on the manipulation of global markets by non-state bodies. Pattberg (2004) describes this new phenomenon as the institutionalization of private governance: "This institutionalisation of private governance is different from ad-hoc partnership or strategic alliances because it involves the notion of shared norms and principles as well as the prescription of roles and responsibilities". So, in forestry, 'good management' standards are increasingly being defined by non-state actors, especially within multi-stakeholder consultation forums.

One such forum is the Forest Stewardship Council (FSC). Created as an independent non-profit organization in 1993, the FSC is governed by a board of directors representing nationally diverse actors from different forestry backgrounds – environmentalists, forestry companies and indigenous peoples' organizations (notably states are not included). The FSC sets forest management standards through negotiations after comparing different points of view and though the standards are potentially applicable to a wide range of actors, participation in the scheme is voluntary. Certification is the FSC's primary means of ensuring its standards are implemented. FSC-International establishes principles and criteria of

compliance and accredits independent third party certification bodies. Accredited certifying bodies then check whether individual operators comply with the FSC forest management standards and, if so, issue a certificate guaranteeing compliance. Certification bodies can also certify operators against indicators drawn up by national FSC initiatives if such initiatives are in existence and have been recognized by FSC-International.

As an international multi-stakeholder forum, the FSC can be seen as contributing to efforts to build a global civil society. The FSC's internal governance rules aim to guarantee all participants identical participation conditions and to ensure transparent decision-making. The members of FSC-International are divided into three chambers – economic, social and environmental. Their votes are weighted equally regardless of the number of participants in each chamber, ensuring parity of representation between Southern and Northern members in each chamber, whatever the number of voters from the North or the South. The forum for dialogue set up by the FSC is open to all – organizations and individuals – but the voting weight of individual members must not exceed 10%. The various systems for mediating conflicting interests within FSC-International can therefore be seen as an attempt to find a democratic solution to collective problems at the global level.

3. Some limitations on the FSC's potential as a private global governance institution

3.1. Governing through the market?

Through his analysis of forest certification, Cashore (2002) made a significant contribution to conceptualizing the new forms of private global governance, for which authority is diffuse and located in the marketplace. According to this liberal view of the regulation of public affairs, it is consumers – through their willingness to pay more for certified products than for conventional products – who will encourage producers to improve their forest management practices. However, market research conducted to date indicates that consumers are seldom inclined to pay a premium for certified products (Ozanne & Vlosky, 1997, 2003), even though they are increasingly concerned about the destruction of tropical forests and now know more about certification systems. Even in Europe, where environmental awareness is strongest, consumers demand very little in the way of certified forest products (FAO, 2006a).

To circumvent this problem, the NGOs behind the FSC have carried out active campaigns targeted at retailers and importers. By committing to buy only FSC-certified timber, major private companies have created demand. The social pressure generated by these campaigns

has led stakeholders to accept an institutionalized compromise concerning the way in which certification is to regulate the forest sector (Lafrance, 2005).

Nevertheless, the FSC certification market is efficient only in sectors where distributors are in a position of oligopoly. For example, in the civil construction sector, trade in timber and by-products is concentrated among certain specialized companies, which can demand that their suppliers obtain FSC certification. In some countries, sales are scattered among a large number of SMEs and so there is no bottleneck. Further, demand for certified products is highest in European markets and is growing in Canada and the United States. However, the major markets of Asia and Latin America are not yet receptive to certified forest products (FAO, 2006b). The market for certified forest products is therefore growing in countries where environmental awareness is particularly high and in sectors where private multinational groups are particularly well established. This chiefly concerns the pulp and paper market, which is dominated by a small number of multinationals, certain markets for wood products sold retail by major 'do it yourself' chains (Home Depot, B&Q, etc.), and several large furniture distribution chains (Ikea, etc.). The restricted certification market still constitutes a serious limit to the FSC's scope as a forest governance system.

Another limitation exists at the supply level: since retailers do not assume the cost of certification by increasing the sale price for their products, this cost is passed on to producers. Why should these producers increase their production costs and reduce their profits by engaging in costly forest certification programs? The reason for tropical producers to obtain certification is therefore essentially to maintain their access to American and Northern European markets. However, factors independent of certification, such as the price or the quality of forest products, still largely condition international trade in tropical timber. Timber retailers point out that it is very difficult to source FSC-certified timber, especially from tropical forests (LCB 2005). In some cases, companies were obliged to top up their timber deliveries sourced from certified forests with timber from non-certified forests in order to find the quantity and quality of tropical timber ordered (Counsell & Loraas, 2002).

Finally, it is worth noting that a large part of world timber production is excluded from these certified forest product markets, since less than 10% of timber is traded internationally (FAO, 2007). Forest products are predominantly sold and used by domestic consumers, many of whom do not know, or do not care, about the conditions in which timber is produced. In developing countries consumption levels are still very high and markets for timber often informal if they exist at all. This intrinsic limitation of the FSC's scope as a private global

governance system is discussed by Thornber and colleagues (2000). They conclude that the FSC is primarily relevant for producers operating in the business economy and has little effect on rural producers situated outside the market economy, despite the fact that these actors play a vital role in the dynamics of forest cover change, especially in tropical areas.

In September 2006, the area of FSC-certified forest reached seventy-nine million hectares in 74 countries. The number of countries concerned is clearly representative of a success, as is the area of forests certified or managed against FSC standards. But in relation to the four billion hectares of forest around the world, the possibilities for forest governance provided by FSC must be kept in perspective.

3.2. Governing through standards? The discrepancy between international standards and the local context

The certification process contributes to forest law enforcement in countries where the forest management services are weak. A sanction system exists, whereby the certificate may be withdrawn at any time if the forest company no longer complies with FSC standards. Certification bodies can also be sanctioned through temporary or permanent withdrawal of their accreditation. For example, FSC accreditation was temporarily withdrawn from the Dutch certifier SKAL in 2001 (Kern 2004).

However, the effectiveness of the system must not be judged solely on the basis of its strengths in enforcement, but also on its acceptability by a wide range of actors. In places where forest ownership is characterized by small, highly fragmented areas, forest producers are strongly opposed to the FSC certification system. Opposition to the FSC system is even stronger when forest management traditions are firmly rooted in history and owners manage their property generation upon generation, as is the case in France.

Certification costs also penalize small-scale operations (Guéneau, 2002). These costs include the costs of preliminary assessments for certification, the costs of managing changes needed to obtain certification and the cost of the yearly audit. Some of these costs are fixed and therefore result in scale effects: the smaller the forest operation, the higher the proportion of these costs in the total price of the certified product and the greater the disadvantages of certification. Large operations find it easiest to bear these costs and remain competitive. Therefore, the discrepancy between international standards and local contexts limits the FSC's scope as a global governance institution.

This discrepancy is particularly noticeable in tropical countries. According to Atyi and Simula (2002), some of the main obstacles to the proliferation of certification in tropical countries is the lack of flexibility in certification standards, the disregard for the context in which natural resources are used and conflicts between national legislation and certification rules. In fact, the FSC has developed far more quickly in boreal and temperate forest areas than in tropical areas. Where certification has been used in tropical areas, it has tended to be in industrial plantations; the FSC also had little impact on small-scale operations and community-managed forests. For example, between 2000 and 2005, the area of FSC-certified industrial plantations in Brazil represented around two thirds of all certified forest areas in Brazil[14]. These factors limit the FSC's ability to impose binding rules, including those in international agreements, as pointed out by researchers Kern (2004) and Pattberg (2006).

North-South divisions are also apparent in the FSC's decision-making and standard-setting bodies. The geographical distribution of FSC members changed very little between 1993, when the FSC was set up, and late 2005. Currently, North American and European representatives make up around 60% of all FSC members; this was already the case in 1993. Moreover, certain large forested countries and regions are un- or under-represented, e.g. Russia, Finland and the Congo Basin.

The FSC has attempted to rectify this imbalance through weighted voting: Southern participants always control 50% of all votes in each chamber, whatever their actual number of representatives. However, the balanced voting system is not itself sufficient to remedy imbalances in power and knowledge between Northern and Southern representatives. Southern actors are in the minority in debates and may be less able to identify and oppose decisions inimical to their interests due to their lack of access to technical resources. Low level of participation by representatives from tropical countries also limits their ability to contribute to agendas and standards in ways that closely reflect their concerns. Then the criterion chosen by the FSC to define the 'Northern' and 'Southern' categories (average per capita income), results in the inclusion of some transitional countries, such as Poland and Hungary, in the 'Southern' category. Thus half of all votes are given to less than 15% of the world's population, the richest group, and voting blocs do not distinguish Northern forests (boreal and temperate) from tropical forests, where conservation challenges are far more pronounced (Dingwerth, forthcoming). It is also worth noting that Southern members are represented by a high proportion of individuals: in late 2005, the figures stood at 59%, 53%

[14] Figures available on the FSC-Brazil Web site (http://www.fsc.org.br/)

and 71% respectively in the environmental, social and economic chambers. Democratic procedures often cited in support of the FSC may actually mask the under-representation in FSC decision-making bodies of socially organized groups and private sector representatives from tropical countries.

These factors undoubtedly help to sustain the discrepancy between the FSC's international standards and the local context in which they are applied. The FSC has attempted to reduce this discrepancy by fostering the national initiatives in tropical countries, which could adapt the FSC's principles and criteria using good management standards suited to local contexts. To reduce *per capita* auditing and certification costs FSC-International has promoted 'group certification' through the intermediaries (e.g. forest cooperatives, companies or consultants) and, in 2004, approved new standards for small and low-intensity managed forests (SLIMFs). So, FSC rules and standards are now more flexible and better suited to the local contexts in tropical countries and FSC-accredited certifying bodies are also more present in tropical areas than in the past.

The adaptation of the FSC's rules has allowed certain groups of actors to obtain certification more easily. For example, 1.5 million hectares of indigenous lands in the Brazilian Amazon were certified according to FSC standards in late 2006. The most extensive tropical forest certification ever, it was obtained by Kayapo Indians, who principally farm Brazil nuts, on the basis of FSC standards for non-wood forest products. Nevertheless, some scholars argue that there are still problems with forest certification initiatives for community forest management. Garcia Drigo and colleagues (2006) show that the reasons motivating communities to obtain FSC certification are short-term increases in income and the possibility of protecting their lands against new settlers. But the new occupants within the communities often prefer to clear the land of trees in order to set up extensive cattle ranching operations, rather than to manage the forest according to FSC principles. Furthermore, certification projects for community forests are strongly dependent on financial and technical assistance from NGOs and donors. The communities may not be sufficiently aware of the financial risks associated with certification and so market low-quality products that find no buyers in the marketplace (Garcia Drigo & al, 2006).

3.3. Certification as a means of fighting illegal logging?

Over recent years, the area of forest under management in the tropics has grown considerably – at least on paper. According to ITTO, 96.3 million hectares (or 27%) of permanent natural tropical forests used for production are currently covered by management plans. In reality, however, many plans are unimplemented (ITTO, 2006) and, despite the regulatory bans on development in several tropical countries, many forest producers log using illegal practices. Enforcement of forestry laws is also weak due to insufficient personnel, the remoteness of resources and the confusion created by multiple laws, decentralization and other political processes (ITTO, 2006).

Theoretically, certification could provide a means of countering this threat – after all, compliance with national laws is a condition for obtaining FSC certification. However, the wide gap between FSC standards and actual management practices in tropical forest means that there are few real incentives for foresters to work within legal frameworks to achieve certification. One Amazon forestry company speaks of operational costs being 30% higher in certified forests than in conventionally logged forests (Gullison, 2003) and other forest operators that comply with laws contend that they are in fierce competition with those who continue to use illegal practices (Espach 2005). In the Brazilian Amazon, many timber processing companies are obliged to purchase their own forest land simply so they can guarantee they are selling FSC-certified products.

3.4. The Problem of Land Tenure Insecurity

Another disincentive to certification in tropical forests is land tenure insecurity. Land disputes are still common in tropical forested countries. As a result, producers are often unwilling to implement costly management plans, even less, to meet demanding certification standards that they may not be able to comply with in the long term (Becker, 2004). In Brazil, illegal occupation of private forest areas is common practice, as is the falsification of land titles. In June 2005, for example, some 2000 people settled on Amazon property belonging to the Martins Group, whose forests are managed in line with FSC standards (Pinto, 2005). These new occupants cleared trees and jeopardized the company's wildlife reintroduction plans. There have been several other cases of land disputes between certified forestry companies and local communities (Lachefski & Freris, 2002; Carneiro, 2004, Fanzeres & Murrieta, 2000). Brazilian authorities also regularly suspend logging permits in certified areas as they wait to

clarify the land tenure situation. Faced with the complexity of this situation, some Brazilian companies are abandoning their forest activities in favour of lower risk activities. These land tenure problems are also observed in the small number of FSC-certified community forests.

3.5. The Problem of Forest Land Conversion

Another factor limiting the FSC's scope as a private global governance system is the cost/benefit ratio for FSC-certified forest management methods. The economics behind this are simple: due to high discount rates in developing countries, the timber harvested in the distant future should have only a low value that does not justify investment in the technical forest management model required for certification. This argument, often used in Anglo-Saxon literature (Niesten & Rice, 2004), is nevertheless challenged by several authors. Karsenty and Nasi (2004) believe that if we take account of technological progress in industrial timber processing, the economic rent that is regularly recreated makes long-term investment in the management of natural forests attractive. The same authors add that forest management also has an impact on short-term economic results due to higher labour productivity and lower operating costs. Several comparative studies between reduced impact logging and conventional logging seem to support the arguments of Karsenty and Nasi. According to Barreto (1998), Holmes (2002) and their colleagues, the productivity gains and waste reduction resulting from well-managed operations gives them economic advantages over conventional operations.

Nonetheless, sustainable management for timber production is less profitable for the different stakeholders (governments, dealers and local communities) than other forms of land use (ITTO, 2006). Due to high discount rates and land tenure and political insecurity representative of tropical countries, the opportunity costs of long-term forest management are very high in relation to the conversion of forestland to farming uses (Gullison, 2003). In fact, certification gives the FSC very little control over the conversion of forests into pastureland and farmland, which is actually the main cause of deforestation in numerous tropical countries.

4. The FSC's regulatory effects

4.1. Behavioural Effects

The FSC's growing impact on global forest management is often demonstrated using indicators such as the area of forest certified, the number of certificates issued and their respective progress. For example, by late 2006, almost 900 FSC forest management certificates had been issued by FSC-accredited monitoring bodies. These figures are often presented as evidence of the FSC's success, even though they do not 'prove' that certification influenced certificate-holders to improve their forest management practices.

Whether or not certification allows companies to develop green marketing strategies without actually making any substantial changes in their practices remains a highly controversial question. Several researchers have attempted to provide answers using specific indicators, such as the corrective action recommended by certification bodies during the initial audit process (Thornber, 1999, Gullison 2003, Newsom & al., 2005). This research shows certification bodies that have asked companies engaged in a certification process to implement corrective actions in several environmental and social fields.

In Brazil, the assessment report drawn up by the Scientific Certification Systems (SCS), a monitoring body on forest management certification for the Cikel company, showed that considerable behavioural changes in the company's practices were required (Bauch & al.). SCS asked the company, inter alia, to define areas used by traditional Quilombo communities for their subsistence hunting and gathering activities. This demarcation then required formal acceptance by the communities. Other initiatives have focused on social measures (improving workers' rights, compulsory local recruitment, etc.) or environmental measures (developing a wildlife characterization map, defining monitoring indicators for rare and endangered wildlife, etc.).

Nevertheless, significant differences exist between tropical regions. In the Brazilian Amazon, monitoring procedures are more attuned to environmental and social issues than in Africa (Cassagne, 2006). For example, a special attention is dedicated to the reduction of workers accidents.. On the other hand, the technical prescriptions required to elaborate the forest management plans – e.g. maps - are more detailed in Africa.

Furthermore, as certain authors point out, many companies already demonstrated 'better than average' forest management practices before being certified (Atyi & Simula, 2002). This is particularly true for certified public forests, when forest authorities are powerful enough to apply management standards and to monitor their effectiveness. However, it is also the case for certain private tropical forests, when NGOs, financial backers and research institutes provide technical assistance and funding to improve forest management. According to

Pattberg (2005), almost a third of operators engaged in a forest management certification process in Germany already complied with FSC standards before the certification process began. A survey conducted in Brazil and Argentina by Espach (2006) reports that FSC certification results in relatively few changes in practices. As Richards (2004) points out, the broader the gap between a company's forestry practices and the practices needed to obtain FSC certification, the lower the incentives to become certified. In other words, companies with the poorest forest management practices are least inclined to improve through certification.

4.2. Side Effects

Certification may also have side effects, that is, unwanted consequences that can be directly linked to the emergence of the FSC and whose effects on global governance were unanticipated and do not correspond to the goals initially announced by the FSC.

The FSC's first "side effect" concerns the structural problems of international inequality. FSC certification has had far more success in Northern countries than in tropical (Southern) countries where, paradoxically, biodiversity is richest and the forests most endangered. According to FSC-International, over 82% of FSC certified forest areas are in Europe and North America. Only 3% of these areas are in Africa (2.5 million hectares, of which 1.7 million alone are in South Africa) and 4% in the Asia-Pacific region. These North-South disparities are partly explained by cost differentials between developed countries and developing countries. According to Gullison (2003), certification costs for large forestry companies in the United States or Poland stand at 0.02 to 0.03 US$ per cubic meter, compared to 0.26 to 1.10 US$ in tropical countries and over 4.00 US$ for small-scale producers in Latin America.

These differences become material when tropical forest products compete on the same markets with temperate and boreal timber and other materials such as PVC and aluminium (e.g. for joinery). The requirements of certain actors on the major European Union markets, who force suppliers to systematically engage in certification, can act as prohibitive measures for tropical timber. Hence, we cannot completely exclude the possibility that certification is used for strategic purposes by some actors to push out or exclude competitors from markets. This assumption must, however, be supported by further economic analysis.

The exclusion of uncertified tropical timber from European markets could have a further side effect: increased exportation to markets that do not value good forest management practices. So, should it become the norm for the main markets, especially in Europe, to demand certified products, tropical suppliers and producers could be forced to turn their export flows towards buoyant markets that are less sensitive to environmental considerations (a prime example being China). Economic agents in tropical countries could also be tempted to sell their companies to foreign investors, who are not inclined to improve their environmental practices in light of their preferential access to markets with little concern for environmental issues. Worse still, if the barriers to European markets are too high, tropical forest owners could be tempted to convert forests to different, more profitable uses, such as farming or livestock ranching, that would result in the removal of forests completely.

In the pulp and paper industry there is also an uneven geographic distribution of FSC timber. So, certain paper pulp production units, whose customers have opted for FSC certification, encounter difficulties sourcing timber from forests managed according to FSC standards. In France, for example, relatively few forests are certified by the FSC since many forest owners and the State Forestry Office (ONF) have opted for a competing certification system. This means that many French pulp and paper factories are obliged to source timber from abroad to meet orders from European paper manufacturers demanding the FSC label. Paradoxically, this situation could lead to serious environmental impacts linked to the transportation of timber.

And so a further side effect of the private global forest governance system is the emergence of voluntary certification systems that compete with the FSC. During the 1990s, several private initiatives were founded in North America (SFI or Sustainable Forestry Initiative in the United States and CSA, Canada Standard Association) and in Europe (PEFC or Pan-European Forest Certification Scheme). Other voluntary certification programs were launched by governments, especially in developing countries. These initiatives were all established in direct response to the possibility that economic actors or states could lose control over forest governance due to the creation of the FSC.

Most of the certification systems competing with FSC have been grouped within the PEFC (the Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes). This program has become an international mechanism for the mutual recognition of voluntary national certification initiatives. In the PEFC the standards that serve as a reference for certification are the forest management criteria and indicators resulting from a dozen regional intergovernmental negotiation processes. These include the Helsinki process set up in 1993

for Europe, the Montreal process set up the same year for North America, the Tarapoto process set up in 1995 for the Amazon and the African Timber Organization's criteria and indicators defined in 1996.

PEFC standards contain mandatory procedures for improving practices. They are not as stringent as FSC standards, which set performance levels that apply to all forest operators. The area of forest managed according to PEFC standards is growing rapidly. PEFC now covers over two thirds of the total area of certified forest in the world, with FSC counting for 28%.

Several private and public forest owners and managers who support the PEFC system believe it to be more legitimate than FSC as a global governance institution, since it is based on official negotiations between states, rather than discussion forums; in their opinion, FSC is manipulated by NGOs that act as pressure groups. Further, accreditation of monitoring bodies that issue the PEFC certificate is carried out by national accreditation associations belonging to the International Accreditation Forum (IAF), which guarantees that these bodies are competent, impartial and obtain recognition of their competence at the international level. This is not the case for the FSC, which is itself responsible for accrediting independent certification bodies. Finally, the PEFC is open to diverse stakeholders even though it was created by private forest owners and operators. In France, for example, the leading environmental NGO, France Nature Environnement, is a member of PEFC-France. The fact that NGOs belong to PEFC undeniably strengthens its legitimacy but the FSC supporters still argue that the PEFC remains a certification program designed by and for private sector representatives

Analysing the development of the FSC and the PEFC in parallel, it appears that there has been a certain convergence between the two systems. The PEFC has evolved towards internationalization and greater openness to members of civil society. The FSC, on the other hand, has set up more flexible procedures allowing for better linkage between its global principles and criteria and the specific local contexts. Nonetheless, there remains a vast gulf between the two systems that is likely to prevent formal mutual recognition. First, strong tensions between the two systems in the past have scarred the relationship in ways that are yet to heal. Second, profound differences still exist between the two systems, with the FSC's certification system based on performance indicators and the PEFC's system based on compliance with procedures. Consequently, FSC certification requires all certificate holders comply with one set of national standards, whereas PEFC certification allows for significant

local differences within forest management units. Third, the FSC uses systematic on-site inspection to monitor compliance with standards, a much stricter procedure than the PEFC's examination of documents, particularly management plans. Having regard to these differences, it is unlikely that the two certification systems will converge in the foreseeable future.

What conclusions can we draw from the impact of the development of the FSC's rival certification systems on its influence as a global governance institution? In a sense, the creation of the PEFC can be explained as an attempt to compensate for some of the FSC's weaknesses as a global governance institution. PEFC standards were quickly accepted by a significant number of operators who felt the FSC was insufficiently attentive to their specific situations. We could thus conclude that the FSC consolidated global forest governance by triggering the emergence of other competing certification schemes. The FSC's rival certification programs allow for forest sector regulation by codifying forest managers' practices and consolidating their implementation by means of independent monitoring mechanisms. In response, it could be argued that PEFC standards do not demand that certified forest managers reach a given performance level. But this does not alter the fact that they should require an improvement in practices, which is far better than no improvement at all.

Then again, the competitive struggle between the two systems may limit the FSC's possibilities for regulating the actors who choose PEFC certification and, for the reasons mentioned above, PEFC certification seems to generate fewer improvements in forest management methods than FSC certification though comparative research is still lacking (Ozinga & Krul, 2004). Moreover, the proliferation of certification programs, and therefore of logos, could confuse consumers and weaken the credibility of all efforts to encourage responsible consumption. Producers who want or need both certificates encounter higher transaction costs, as they are required to pay both certification fees even if the certifying body could issue both certificates in a single audit. Finally, governments may promote private voluntary schemes to support national timber industries and, within those industries, organized industrial lobbies may use certification to gain a competitive advantage or restrict market access for foreign companies. For example, the French government has traditionally favoured of PEFC, partly by backing the certification of public forest management through PEFC standards, and partly by providing financial support to this private voluntary initiative.

4.3. Political Effects

The FSC's political effects can be understood by considering its cognitive and discursive functions. By creating forums for multi-stakeholder dialogue, the FSC acts as a institution for 'cognitive and discursive governance' (Pattberg, 2005): NGOs improve their knowledge of the problems affecting companies they previously labelled as unscrupulous, and companies learn to better understand the position of NGOs they previously considered radical. These forums for dialogue provide a means of settling disputes that were hitherto based largely on ignorance and misinformation.

The FSC is also an example of what Callon and colleagues (2001) called the "new arenas of technical democracy" since it requires actors to engage in learning, information-sharing and lay expertise processes This dimension is particularly important in the forest sector, where decision-making processes take place in a context of scientific uncertainty. The sustainable management of forests is a complex issue, which varies in space and time and suffers from serious disagreements even within the international scientific community. For example, in tropical areas, the uncertainty characterizing long-term forest dynamics makes it difficult to assess the impact operations will have on the state of the forest after two rotation cycles (Karsenty, 1999). The development of forest management standards must also take into account diverse expertise on issues that are still subject to considerable scientific controversy, such as measuring biodiversity value. In this uncertain world, building forums for dialogue is a way of revealing social demands and collective preferences, and consequently fostering the emergence of new discursive regimes that permeate political processes.

The FSC has thus helped to influence international forest debates and policy, with certification even becoming one of the main subjects of international forest negotiations (Bass, 1996, Bass, 2002). At the national level, the creation of FSC national initiatives and multi-stakeholder working groups – which may include governments – can have a significant political impact. In some countries, these are often the only forums for discussion and consultation that exist on forest issues. Within these forums, debates go far beyond the problem of forest certification (Guéneau & Bass, 2007). When there are no national initiatives making it possible to organize debates and foster the emergence of social demands, the individual certification procedures developed by the FSC include the compulsory consultation of local actors and complaints procedures for local NGOs. This means that in many countries, the rights granted to local NGOs through the FSC process are greater than those they are

given under national legislation (Kern 2004). FSC thus plays a role in supporting the emergence and consolidation of civil society in some countries.

The FSC also has a political impact through the dissemination of an institutional model to an ever-wider range of sectors. Numerous initiatives have copied the FSC's structure and operational style, in the fisheries sector (MSC, Marine Stewardship Council), in marine aquarium organizations (MAC, Marine Aquarium Council), in tourism (STSC, Sustainable Tourism Stewardship Council), and in several agricultural sectors (RSPO, Roundtable on Sustainable Palm Oil; RTRS, Roundtable on Responsible Soy).

Another of the FSC's political effects can be appreciated through its integrative functions. This 'governance through integration' (Pattberg, 2005) concerns the way in which private voluntary regulation schemes fit into public policy measures and, vice versa, how public policies can find scope for implementation via FSC. These integrative functions are not specific to the FSC, since in many other sectors public action is largely supported by private regulation initiatives, either for improving the effectiveness of public policy instruments, or for public policy-making. This is the case, for example, in organic farming, which was originally a private voluntary initiative and is now largely regulated by law.

In the forest sector, private certification initiatives have begun to influence public action through the greening policies recently launched for public markets. Several European governments committed to only using timber of verifiable origin from well-managed, certified forests. Some countries, such as Denmark, have embraced the FSC system. On the other hand, in France, government regulations adopted in April 2005 states that, by 2010, all public procurement of tropical timber will come from forests managed sustainably. The French approach does not therefore promote one certification program over another. Both the French approach and others could produce indirect effects by favouring local certified timber, which is in abundant supply, over tropical certified timber.

This risk of protectionism implied in certification has been discussed on several occasions in international negotiations. The growing integration of environmental concerns in public procurement has, for many years, been the subject of a debate on WTO compatibility. According to the WTO's international trade rules, an importing country cannot ban imports of a product under the pretext that the production processes and methods (PPMs) used for this product have an environmental impact in the exporting country. Each country holds the sovereign right to draw up its own environmental policy, whether their trade partners like it or not. However, public procurement is a special case, in that several – but not all – WTO

member countries have signed a multilateral agreement on public procurement. The provisions of this agreement hold that PPMs may be part of the technical specifications for public procurement contracts provided they create no unnecessary barriers to trade. The question of what may be considered as unnecessary remains open, of course, meaning that in the absence of case law, it is difficult to know how the WTO Dispute Settlement Body would judge a complaint for discriminatory practices.

Furthermore, these public procurement policies are not limited to states, as a growing number of local authorities in Europe have announced their intention to purchase only timber sourced from forests managed according to FSC standards. In France, the Nord-Pas-de-Calais Regional Council and several City Councils have also taken such steps. By promoting voluntary certification at different levels of forest governance, the FSC has thus provided a lever for local actors in timber-consuming countries who feel excluded from international forest regulation processes.

The FSC can directly impact forest legislation, especially in countries where the dismantling of state services no longer allow them to provide some traditional functions. For example, South African forest monitoring operations have been entrusted to the FSC and in Mexico a forest law has been inspired by FSC standards (Pattberg 2006). Finally, through the agreement reached between WWF and the World Bank in 1998, the FSC has a direct influence on political processes at the international level. One of the objectives of the agreement between the World Bank and WWF was to reach 200 million hectares of certified forests by 2005. This target has been reached, since in July 2005, the area of certified forests for all programs stood at 244 million hectares.

5. Conclusions

The FSC can fill many gaps left by the failure of multilateral intergovernmental forest negotiations. Its demanding standards are binding, monitored and accompanied by sanctions (certificate withdrawal) in case of non-compliance. So, the FSC improves the behaviour of actors engaged in forest management. The system also brings the interests of certain stakeholders closer together by institutionalising compromises between environmentalists and the private sector in order to achieve a certain ‘social peace’. The open, transparent, participatory and balanced FSC bodies offer an attractive democratic alternative in the absence of international binding mechanism. Further, the FSC significantly influences political processes at the local, national and supranational level. It is a

missing link between trade and environment as it allows consumers of forest products to favour well-managed forests over those resulting from production processes that harm the environment.

That said, the FSC has not remedied the regime's weaknesses entirely and has generated some of its own side effects. Private governance systems that are based on standards and market forces as intrinsically limited. As we have seen, the FSC is only partially capable of resolving all the tension between actors concerned by forest issues. FSC certification is predominantly relevant to the largest companies that are firmly established in global markets and are in the best position to improve their behaviour. Several actors that did not take part in standard-setting processes feel excluded from the system, or have purposefully differentiated themselves in order to recreate a parallel global governance system with other sources of legitimacy. Despite the precautions taken by the FSC to ensure transparency and equity and to balance the participation of actors in decision-making and standard-setting bodies, a broad gap remains between the FSC's international standards and the local context in which they are applied. Furthermore, trade in certified forest products reveals discriminatory practices, especially when they are backed by states, for example through subsidies or public procurement.

Viewed globally, the behavioural improvements noted are in fact fairly close to situations observed before the application of FSC standards. The more environmental and social damage caused by practices, the further they are from reaching FSC standards, and the less likely economic agents are to be motivated to improve them through the FSC's governance system. In reality, the FSC is an instrument that falls within the framework of corporate social responsibility: it highlights the good practices of actors whose previous behaviour, while not necessarily 'politically acceptable', was not the most threatening to forests.

The FSC has an indisputable influence over political processes, in terms of leading the public debate, learning processes and the professionalisation of actors. It is a market instrument and a political tool for states which, in a context where the 'deliberative imperative' (Blondiaux & Sintomer 2002) is the norm, redeploy their action around these new forms of private governance. Enthusiasm for these new forms of action, with their liberal undertones, nevertheless carries certain risks. It focuses civil society on economic actors and distracts them from national authorities and international negotiations. The lack of pressure from civil society diminishes attempts at international coordination, despite the urgent need for collective action to solve problems of common interest. Through action such as land tenure clarification or the implementation and monitoring of forest development plans, public

policies nevertheless seem vital for the improvement of forest management practices. But do they receive enough support?

References

Arts, B., 1998, *The Political Influence of Global NGOs. Case Studies on the Climate Change and Biodiversity Convention*, International Books, Utrecht.

Atyi, R. & Simula, M. 2002, *Forest Certification: Pending Challenges for Tropical Timber*, ITTO Technical Series No 19, Yokohama.

Bass S., 1996, 'Certification as a Manifestation of Changing roles in Forestry', *Making Forest Policy Work*, Oxford forestry institute, Oxford.

Bass S., 2002, 'Global Forest Governance: Emerging impacts of the Forest Stewardship Council'. *SUSTRA Workshop* on *Architecture of the Global System of Governance of Trade and Sustainable Development*, Berlin.

Barreto, P., Amaral, P., Vidal, E. & Uhl, C., 1998, 'Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia', *Forest Ecology and Management*, n°108 , 9-26.

Bauch R. E., Kikuchi M. Y. & Rodrigues Pires J. S., 2004 , *Avaliação de certificação do manejo florestal das florestas naturais da Cikel Brasil Verde S.A.*, SCS, Brasilia

Becker, M., 2004, *Barriers to Forest Certification in Developing Tropical Countries*, University of Toronto, Faculty of Forestry, Toronto

Blondiaux L, & Sintomer Y., 2002, 'L'impératif délibératif', *Politix*, n°57

Börzel, T.A., &. Risse. T, 2005, 'Public-Private Partnerships: Effective and Legitimate Tools of International Governance?', in *Complex Sovereignty: Reconstituting Political Authority in the 21st Century*. Ed. E. & L.W. Pauly, University of Toronto Press, Toronto.

Callon M, Lascoumes P. & Barthes Y, 2001, *Agir dans un monde incertain: Essai sur la démocratie technique*, Le Seuil, Paris, 358 pages.

Carneiro M.D.S., 2004, *O dinheiro é verde? A construção social do mercado de madeiras certificadas na Amazônia brasileira*. , Universidade Federal de Rio de Janeiro, Instituto de Filosofia e Estudos Sociais, Rio de Janeiro.

Cashore B. & Bernstein S, 2005, 'Non-State Global Governance: Is Forest Certification a legitimate Alternative to a Global Forest Convention?' in *Hard Choices, soft Law : Combining Trade, Environment and Social Cohesion in Global Governance*, Ed. Kirton J., & Trebilcock, M., Ashgate, Aldershot

Cashore, B., 2002, 'Legitimacy and the Privatization of Environmental Governance : How Non-State Market- Driven (NSMD) Governance Systems Gain Rule-Making Authority', *Governance : an International Journal of Policy, Administration and Institutions*, Vol 15, N°4, p. 503-529.

Cassagne, B., 2006, 'L'aménagement des concessions forestières en Amazonie brésilienne et dans le Bassin du Congo : un échange d'expérience', *La lettre de l'ATIBT,* n°24,

Chaytor, B., 2001, *The Development of Global Forest Policy: Overview of Legal and Institutional Frameworks*, IISD - WBCSD, Genève.

Counsell S. & Loraas K., 2002, *Trading in Credibility: The Myth and Reality of the Forest Stewardship Council*, The Rainforest Foundation, London

Cutler C., Haufler V., & Porter, T., 1999, *Private Authority and International Affairs*. State University of New York Press, New York

Dingwerth, K., Forthcoming in 2008, 'Global Governance and the South: The Affirmative Procedures of the Forest Stewardship Council', *Global Governance*, Vol. 14.

Espach R., 2005, 'Does Private Regulation Work in Developing Countries? Private Environmental Regulatory Programs in the Argentine and Brazilian Chemical and Forestry Industries', *Tuck School of Business at Dartmouth College Conference on Institutional Mechanisms for Self-Regulation*, University of California, Berkeley.

Fanzeres A. & Murrieta, R.S. 2000, *Stakeholder's Viewpoints of Forest Certification Processes in Brazilian Amazon: an Opportunity of Reflection for FSC's Secretariat, Board, Members and Supporters*, Belem

FAO, 2005, *Global Forest Resources Assessment*, FAO, Rome

FAO, 2006a, *Forest Products Annual Market Review 2005-2006*, , FAO, Rome

FAO, 2006b, *International trade in forest products and services,* FAO, Rome

FAO, 2007, *Situation des forêts du monde,* FAO, Rome

Gale, F, 2006, 'Regulating the Market in an Era of Globalisation: Global Governance via the Forest Stewardship Council'. *Australasian Political Studies Association (APSA) Conference*, Newcastle.

Garcia Drigo I., Piketty M.G., & Abramovay, R., 2006, 'Community-based forest management certification in Brazil: a sustainable initiative?' *Colloque Gestion concertée des ressources naturelles et de l'environnement,* Saint Quentin en Yvelines

Gendron C., Turcotte M.-F., Lafrance M.-A. & Maurais, J., 2002, *L'action des nouveaux mouvements sociaux économiques et le potentiel régulatoire de la certification dans le domaine forestier,* Les cahiers de la Chaire collection recherche, n° 08, UQAM, Montréal

Gendron C. & Turcotte M.-F., 2005, Configuration *des nouveaux mouvements sociaux économiques : Résultats préliminaires*, Les Cahiers de Chaire collection recherche, No 07, UQAM, Montréal

Greenpeace, 2006, *Eating up the Amazon*, Greenpeace, Amsterdam

Gullison R. E., 2003, 'Does Forest Certification Conserve Biodiversity?' *Oryx,* Vol 37, n°2

Guéneau, S., 2006, *Livre blanc sur les forêts tropicales humides*, La documentation française, Paris.

Guéneau, S., 2002, 'La forêt tropicale : entre fourniture de bien public global et régulation privée, quelle place pour l'instrument certification ?' in *L'outil économique en droit international et européen de l'environnement*, Ed. Maljean-Dubois S., La Documentation française, Paris

Guéneau S. & Bass, S, 2007, 'Global Forest Governance: Effectiveness, Fairness and Legitimacy of Market-Driven Approaches' in *Participation for Sustainability in Trade*, Ed. Thoyer S. & Martimort-Asso, B, Ashgate, Aldershot

Gulbrandsen, L. H., 2004, 'Overlapping Public and Private Governance: Can Forest Certification Fill the Gaps in the Global Forest Regime?' *Global Environmental Politics,*- Vol. 4, N°2, p. 75-99

Gulbrandsen L. H., 2005, 'The Effectiveness of Non-State Governance Schemes: A Comparative Study of Forest Certification in Norway and Sweden', *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics,* Vol. 5, N°2,

Haufler, V., 2003, 'New Forms of Governance: Certification Regimes as Social Regulations of the Global Market' in *Social and Political Dimensions of Forest Certification*, Ed. Meidinger, E., Elliott C., and Oesten G., 2003, , www.forsbuch.de, Remagen-Oberwinter

Holec N. & Brunet-Jolivald, G., 1999, *Gouvernance : Note de synthèse*. Available at : http://www.urbanisme.equipement.gouv.fr/cdu/accueil/bibliographies/gouvernance/note.htm

Holmes, T.P., Blate, G.M., Zweede, J.C., Pereira, R., Barreto, P. & Boltz, F., 2002, *Custos e Benefícios Financeiros da Exploração Florestal de Impacto Reduzido em Comparaçãoà Exploração Florestal Convencional na Amazônia Oriental*, Fundação Floresta Tropical, 2ª edição, Belém, 66p.

Humpheys, D., 1999, 'The Evolving Forest Regime', *Global Environmental Change*, n°9, Vol. 3, 251–254.

ITTO, 2006, *Status of Tropical Forest Management*, ITTO Technical Series n° 24, Yokahoma

Karsenty A. & Nasi, R., 2004, 'Les "concessions de conservation" sonnent-elles le glas de l'aménagement forestier durable ?' *Revue Tiers Monde*, n°177, Paris

Karsenty, A., 1999, *Les instruments économiques de la forêt tropicale : le cas de l'Afrique centrale*, Maisonneuve et Larose, Paris

Keck, M. E. & Sikkink, K., 1998, *Activists Beyond Borders: Advocacy Networks in International Politics*, Cornell University Press, Ithaca, N.Y.

Kern, K., 2004, *Global Governance Through Transnational Network Organizations. The Scope and Limitations of Civil Society Self-Organization*, WZB Discussion paper, Berlin

Krasner, S., 1983, *International Regimes*, Cornell University Press, Ithaca N.Y.

Lachefski & Freris, 2002, 'Precious Woods Amazon (PWA) and Gethal; Certification of Industrial Forestry in the Native Amazon Rainforest' in *Trading in Credibility: The Myth and Reality of the Forest Stewardship Council*, Ed. Counsell S. & Loraas, K., The Rainforest Foundation, London

Lafrance M.-A., 2005, ‘La certification dans le secteur forestier : qui en profite réellement ?’ in *Configuration des nouveaux mouvements sociaux économiques : Résultats préliminaires*, Les Cahiers de Chaire collection recherché, No 07, UQAM, Montréal.

LCB, 2005, *Position sur l’écocertification*, French Working Group on Tropical Rainforests, Paris

Meidinger E., 2003, ‘Forest Certification as a Global Civil Society Regulatory Institution’, in *Social and Political Dimensions of Forest Certification*, Ed. Meidinger, E., Elliott C., and Oesten G., 2003, , www.forsbuch.de, Remagen-Oberwinter

Newsom D., Bahn V. & Cashore B., 2005, ‘Does Forest Certification Matter? An Analysis of Operation-Level Changes Required During the SmartWood Certification Process in the United States’, *Journal of Forest Policy and Economics*, n°9

Niesten E. & R. Rice, 2004, ‘Gestion durable des forêts et incitations directes à la conservation de la diversité’, *Revue Tiers Monde*, n°177,

O'Brien R., Goetz, A-M, & Scholte, J-A, 2000, *Contesting Global Governance: Multilateral Economic Institutions and Global Social Movements*, Cambridge University Press, Cambridge.

Ozanne L. K. & Vlosky R. P., 1997, Willingness to Pay for Environmentally Certified Wood Products: A Consumer Perspective, Forest products Journal, vol. 47, no6, p. 39-48

Ozanne L. K. & Vlosky R. P., 2003, ‘Certification from the U.S. consumer perspective: A comparison from 1995 and 2000’, Forest *products journal*, vol. 53, n°3, p. 13-21

Ozinga, S. and Krul, L., 2004, *Footprints in the forest: Current practice and future challenges in forest certification*, FERN, Bruxelles

Pattberg, P., 2005, ‘Transnational Organization(s) as Governance: A Comparative Analysis of Private Rules beyond the State’, *International Organizations and Global Environmental Governance Gonference*, The Global Governance Project, Berlin

Pattberg, P., 2004, *The Institutionalisation of Private Governance: Conceptualising an Emerging Trend in Global Environmental Politics*. Global Governance Working Paper No 9. The Global Governance Project, Berlin.

Pattberg, P., 2006, *Global Governance: Reconstructing a Contested Social Science Concept*, GARNET Working Paper No 04, University of Warwick, Warwick.

Pinto, R.J., 2005, 'Sem-toras ameaçam as florestas certificadas', O Diario do Para, 1st July

Reinicke W. & Deng, F., 2000, *Critical Choices: The United Nations, Networks and the Future of Global Governance*, International Development Research Centre, Ottawa,

Richards, M., 2004, *Certification in Complex Socio-Political Settings*, Forest Trends, Washington DC

Rosenau J.N. & Czempiel, E.-O., 1992, *Governance without Government: Order and Change in World Politics*, Cambridge University Press,. Cambridge

Rosenau, J.N., 1987, *Governance without Government: Systems of Rule in World Politics*, Institute for Transnational Studies, University of South California, Los Angeles.

Skala-Kuhmann, A. 1996, *Legal Instruments to Enhance the Conservation and Sustainable Management of Forest Resources at the International Level*, BMZ – GTZ, Bonn

Tarasofsky, R, 1999, *Assessing the International Forest Regime*. IUCN Environmental Policy and Law Paper, n°37, Gland

Thornber, K., 1999, 'Overview of Global Trends in FSC Certificates', in *Instruments for Sustainable Private Sector Forestry*, IIED, London

Thornber, K., Plouvier, D, & Bass, S., 2000, *L'accès difficile aux avantages de la certification. Discussion des incidences sur l'équité*. European Forest Institute, Document de discussion n.8, Joensuu, 50 p.

Toyne, P., O'Brien C., & Nelson, R., 2002, *The Timber Footprint of the G8 and China. Making the Case for Green Procurement by Government*, WWF, Gland

UNEP, 2001, *Global Biodiversity Outlook*, Montreal

Wilson A.-M. & Guéneau S., 2003, *Gouvernance mondiale des forêts : Une évaluation à partir de l'analyse de la position des organisations non gouvernementales*, Iddri, Paris

Young, O.R., 1997, *Global Governance: Drawing Insights from the Environmental Experience*, MIT Press, Cambridge.

TROISIEME PUBLICATION

Towards the privatization of global forest governance?

Auteur : Stéphane Guéneau et Pascal Tozzi

Type de publication :

Article dans revue à comité de lecture :

International Forestry Review, Vol.10(3), pp. 550-562

Date : 2008

Towards the privatization of global forest governance?

S. GUÉNEAU* and P. TOZZI**

**Program Officer, IDDRI, Institute for Sustainable Development and International Relations*

***Senior Lecturer in Political Science, University of Bordeaux III*

Email: stephane.gueneau@iddri.org and science-po.bordeaux@voila.fr

SUMMARY

Faced with the fragmentation and the weakness of international forest regimes, new forms of global governance have emerged over the last 15 years through the creation of private transnational certification institutions. By analyzing the political processes linked to the establishment of these institutions, this paper aims to question the scope and performance of a form of regulation based on private governance, but also to ask whether forest governance is truly being increasingly privatized, as is often claimed. Through a review of literature, a look at statistics and surveys conducted in Brazil, we identify the limitations of governing through the market. We go on to analyze the linkages between public policy and private governance, highlighting the correlation between the performative nature of certification institutions and the prior filling of a certain number of gaps in public policies, especially in countries possessing tropical forest resources.

Keywords: forest certification, global governance, public policy, standard

INTRODUCTION

The international negotiations launched by states with a view to establishing a regime focusing specifically on forests resulted in the construction of a global mechanism for forest management and protection standards, which is often criticized today for its stumbling blocks, its weakness and its fragmented nature, a source of complexity and of harmful overlaps (Humphreys 2006, Wilson and Guéneau 2003). At the same time, new forms of forest regulation have progressively emerged through market instruments such as forest certification. By increasingly involving private stakeholders – including NGOs and corporations – these governance systems convey the idea that private forest certification initiatives are a means of fostering the voluntary adoption of forest management standards through market-based instruments.

The emergence of private mechanisms on the international scene also raises the question of a move towards the increasing privatization of governance and of its development to the detriment of public regulation. Through its analysis of the political processes involved in establishing forest certification systems, this paper aims to examine the scope and performance of a form of regulation based on private governance, but also to ask whether forest governance is truly being increasingly privatized, as is often claimed. We suggest that beyond the technical obstacles frequently presented (Durst *et al.* 2006), the development of these mechanisms – especially for certification – is hampered by political limitations linked to the failure to apply public policies in tropical countries.

Our paper will first concentrate on changes in global forest governance, basing our analysis on the theoretical framework of global governance and giving special attention to research on the privatization of global governance. We will then go on to examine the implementation of private forest governance instruments, focusing our analysis on the characteristics of these kinds of private governance: their reliance on the market and the way in which they transcend the state framework.

CHANGES IN GLOBAL FOREST GOVERNANCE

Over recent decades, pressure on the environment, especially on tropical forests, has raised a set of questions on the ways in which natural resources are used. Largely due to the ecosystem services they provide, forests have gradually emerged as a global concern. Representing

issues that go beyond the individual competence of states, forests have therefore gradually moved to center stage in debates on global governance.

The dimensions of the concept of global governance

Governance is traditionally defined as a set of regulations and rules of conduct that, without necessarily emanating from an official authority, define practices, assign roles and guide interaction in order to address collective problems in an increasingly interdependent world marked by the proliferation of networks of stakeholders (Rosenau and Czempiel 1992, Young 1997, Smouts 1998). This concept emerged – not without controversy – at a time when the influence of non-state actors was growing in the development of global political processes. Heavily criticized by the realist movement (Gilpin 1981, Buzan & *al.* 1993), the concept of global governance was nevertheless favorably received within other paradigmatic schools of international relations, which linked the concept to "regime theory", whereby interdependent stakeholders attempt to solve transnational or global problems by cooperating at a given level, with all of them adhering to a set of principles, standards, rules and procedures (Krasner 1983).

Subject to its acceptance as a theoretical operator, global governance is therefore more generally speaking "the sum of the many ways individuals and institutions, public and private, manage their common affairs" (CGG 1995). As such, it has a variety of meanings depending on the nature of the stakeholders – public and/or private – that influence its structure and its systems. Ba and Hoffmann (2007) state that the "global governance" label, as used in international relations analysis, marks "a new state of affairs in world politics (a new set of phenomena to be studied) and/or a new way to approach world politics (a new analytic framework)".

A good deal of research has been devoted to the concept of global governance, which seems to have become a buzzword in the field of international relations (Pattberg 2006); this overuse of the term – even more than theoretical criticism leveled at it – has robbed it of any meaning. Ba & Hoffmann (2007) nevertheless attempt to clarify the concept by providing a typology of its use in literature. They describe three categories of research on global governance. First, global governance is seen as a phenomenon used to manage a series of new issues resulting from the generalization of the global capitalist system (environmental

problems, poverty, etc.) According to this understanding, global governance is made up of all instruments and activities existing – or to be created – in order to manage these problems collectively at the supranational level. In this category we find research on international organizations' activities, debates on a potential global government, or even on the institutional design for managing globalization. A second series of research studies sees global governance as the plan for a global political and economic order, based on liberal rules and standards. In this sense, global governance is considered in an essentially normative dimension. Finally, a third approach views global governance as an analytical concept, which can be used to describe and analyze the form taken by the regulation of collective action, no longer considered as a static inter-state activity, but as a dynamic interactive process between different stakeholders, making it possible to provide new solutions to a given global problem. It is mainly in this third category that we find a self-labeled global governance literature.

If we look at this last category, the concept of global governance is used to indicate a break away from more traditional international relations approaches, stressing several ways in which means of public action have changed. The global governance field of analysis has in fact been extended to a wide range of different stakeholders involved in governance: NGOs, social movements, businesses, etc. The boundaries between public and private are redefined with the transfer of responsibilities taking place between the state, civil society and market forces. Analysis tends to focus on systems of regulations and their influence on stakeholders' behavior, rather than on inter-state power relations. Governance is therefore based on a process of interaction and negotiation between diverse stakeholders, making it possible to look beyond conflicting interests in order to reach a consensus. A forerunner in this field, James Rosenau thus approaches global governance as the possibility of "governing without government", in other words regulating human activities using mechanisms that are not provided by the official authorities (Rosenau and Czempiel 1992).

This decade, the idea of a break or a change in the way issues of global collective interest are approached is associated with an abundant literature on the phenomenon known as "the privatization of governance". Some research has focused on the way in which transnational advocacy networks influence international political processes, in other words on the role played by non-governmental actors in establishing international political agendas and in lobbying governments during international negotiations and the implementation of multilateral agreements (Arts 1998, Keck and Sikkink 1998).

Other research has centered more specifically on the role of non-state actors in setting rules and standards for the resolution of global environmental problems. Some authors have analyzed the regulatory processes that companies develop as a means of improving their corporate responsibility, processes that are made possible by governments' implicit or explicit delegation of some of their decision-making powers (Clapp 1998, Cutler *et al.* 1999). These examples of the institutionalization of private governance (Pattberg 2004, Bartley 2007) are different from the previous *ad hoc* partnerships or strategic alliances: they imply shared standards and principles in addition to a clear definition of roles and responsibilities. Other researchers have developed the concept of the non-state market-driven (NSMD) governance system, in which governments simply have no decision-making powers, since political decision-making processes are based on the manipulation of world markets by non-state bodies (Cashore 2002).

The contemporary privatization of governance can also be linked to the emergence of private certification institutions which are defined by Garcia Johnson (2001) as follows: they are first a set of rules, practices or guidelines, and second, a control mechanism that may take the form of an annual report, an audit or a certification and labeling process. The aim of these institutions is to foster the voluntary adoption of production standards through market dynamics. Such institutions of certification have existed for a long time. ISO is probably the best example of these institutions. However, recently some new institutions have emerged which differ from other standardization devices such as ISO standards. They do not standardize products but processes of production (although ISO has started to standardize processes through ISO 14000 series. They are sector-oriented: forest, fisheries, mining, tourism, biofuel, various agriculture products like oil-palm, soybean, etc. They are based on an agreement produced by bringing together heterogeneous points of view.

As we will see, where forests are concerned, these certification institutions fall within the theoretical framework for global governance due to two main characteristics: they are a product of power relations within civil society between economic actors or between economic actors and NGOs; their legitimacy is based on a scientific or technical rationality and also on a democratic rationality reflected by their negotiated dimension (Borraz 2004).

The emergence of private global forest governance

The development of private forest governance can be seen as a major change in a world in which forests are traditionally governed in a highly centralized manner by states. This phenomenon emerged in the 1990s, particularly during the Rio Earth Summit in 1992, when an attempt to set up a legally binding instrument on forests failed. Although a formal intergovernmental negotiation process has been underway since then, the results remain inconclusive (Humphreys 2006). In 2007, during its seventh session, the United Nations Forum on Forests (UNFF) ended with an agreement on the implementation of a non-binding instrument on forests, which looks unlikely to achieve any real consolidation of global forest governance (Nasi and Guéneau, 2007).

Consequently, states are still wary of a global agreement, seen as a potential threat to the sovereign management of their forest resources. Two options were found to attempt to avoid this kind of stalemate (Cashore *et al.* 2007, Humphreys 2006). The first involved decentralizing negotiations, especially by launching a series of regional processes[15] with the aim of establishing the content of good forest management criteria and indicators and promoting national forest programs. In a way, the idea was to solve global disagreements by adopting a bottom-up approach whereby, instead of a supranational umbrella organization, states or regions would take responsibility for forest concerns at their own level. A second strategy was adopted by some stakeholders to overcome the obstacle of national sovereignty in negotiations: the complete rejection of intergovernmental negotiations and the creation of a transnational political process aimed at drawing up good forest management standards between non-state actors, excluding governments.

These two processes gave rise to several certification institutions. The first, the Forest Stewardship Council (FSC), was created in 1993 as a gathering point for stakeholders from different exclusively non-state backgrounds (NGOs, social movements, corporations) concerned with the issue of sustainable forest management. Its aim is to set global rules within a participative framework – 10 principles and 56 good forest management criteria that apply to all types of forests throughout the world. These general standards are the result of the confrontation of diverse – and sometimes conflicting – points of view between the different

[15] The Helsinki Process in 1993 for Europe, the Montreal Process in 1993 for North America, and the Tarapoto Process in 1995 for the Amazon, etc.

stakeholders that make up FSC. In order to provide market recognition for those who put these forest standards into practice, FSC uses a third party certification mechanism. To acknowledge the specificity of forests according to their country or region, standards are drawn up within national FSC initiatives, which are themselves made up of a wide range of stakeholders. Where no national initiatives exist, FSC International authorizes third party certifying organizations to set provisional standards for companies wishing to obtain certification.

Other forest certification institutions emerged in the wake of FSC. Unlike FSC, which was instigated by environmental NGOs, these institutions were initiated by industrial groups or private landowners in response to the threat of economic actors losing power over forest governance. Most of these certification institutions are now part of PEFC. Originally the Pan-European Forest Certification scheme, it was renamed the Programme for the Endorsement of Forest Certification in 2003. Its objectives were extended to the global level, making it a truly international mechanism for mutual recognition between the voluntary certification initiatives created at the national level, based on the forest management criteria and indicators set during regional intergovernmental negotiation processes. The PEFC standards define procedures for improving practices to which forest users must subscribe. They are more flexible than the FSC standards, which set performance levels that apply to all forest operators.

Engaged in fierce competition, and coexisting with other certification systems, the two main institutions — FSC and PEFC - have different approaches. FSC is built around universal principles that are applied locally, whereas PEFC is based on the international harmonization of criteria and indicators drawn up at the regional level.

Although they currently concern only a small percentage of global forest area, the number of forests certified by these two institutions, and many others, is constantly growing. This progress raises questions about the ability of forest certification initiatives to transcend international disagreements and to govern forest issues at the global level.

Private certification institutions at the heart of global forest governance

A considerable amount of social science research on new forms of private governance focuses specifically on these forest certification institutions – especially FSC – from the perspective of global governance. Meidinger (2003) argues that in their effort to create and impose global

standards, certification programs are testing the possibility of creating a kind of global citizenship characterized by a shared understanding of public responsibility. In the same vein, Gale (2006) believes that the strength of FSC's institutional structure makes it an authority for global democratic corporatism that would be more capable of governing the global market system than national or international institutions.

The voting and interest balancing system within FSC International decision-making authorities can be seen as an attempt to find a democratic solution to collective problems at the global level. For its supporters, FSC's internal governance rules aim to guarantee all participants identical participation conditions and to ensure decisions made are transparent. The members of FSC International are divided among three chambers (economic, social and environmental) whose voting weight is the same whatever the number of participants in each chamber. Votes are weighted in order to ensure parity of representation between Southern and Northern members in each chamber, whatever the number of voters from the North or the South. The forum for dialogue set up by FSC is open to all – organizations and individuals – but the voting weight of individual members must not exceed 10%.

Other authors attempt to show how forest certification institutions can compensate for the shortcomings of the international forest regime (Gulbrandsen 2004) or provide an alternative to intergovernmental cooperation on forests, particularly by trying to understand why this kind of private regulation seems to be emerging, rather than a more traditional kind, such as a binding intergovernmental agreement (Bernstein and Cashore 2004, Bartley, 2007).

According to Gulbrandsen (2004), forest certification institutions are complementary to the current forest regime in that by including a wide number of stakeholders, they make it possible to balance powers in the determination of forest management rules, to raise environmental and social standards, to assure the effective implementation of performance standards, to have a real impact on forest management practices and to guarantee trade in timber from well-managed forests.

According to Bernstein and Cashore (2004), the certification process is in opposition to intergovernmental cooperation on forests, rather than complementary to it. These authors believe that a certification institution like FSC – which they describe as a Non-State Market-Driven (NSMD) governance scheme – functions outside state barriers. In their opinion, the "performance" of these NSMD governance systems depends on the legitimacy the different groups of stakeholders grant these systems, which is superior to other forms of legitimacy, democratic, for example. According to Bartley (2007), forest certification institutions are a

form of "private transnational regulation" and emerged partly due to their ability to solve market coordination problems by reducing transaction costs[16], but also because of their capacity for resolving conflicts between stakeholders with asymmetric powers. Beyond these optimistic observations, what can we say about the role of the market and the state in private global forest governance?

GOVERNING THROUGH THE MARKET?

Whatever the differences between the FSC and PEFC, certification is always seen as a means of creating a more dynamic link between environmental concerns and market transactions. Viewed from this perspective, the disparities between certification institutions are reduced and it becomes interesting to question their shared belief: can forest issues be governed through the market (Cashore *et al.* 2004) and what are the potential limitations of this kind of approach?

A significant part of the deforestation problem occurs outside the forest sector and outside the conventional market economy

When looking at the aims and objectives of certification institutions, we see that they do not attempt to deal with all forest issues. They concentrate on the limited number of forests that are managed and exploited for their goods and services. If we consider the aim of economic profitability put forward, we can further reduce the target area of these institutions to only forests that are managed for essentially commercial purposes.

However, a large part of the deforestation problem in fact occurs outside the market economy or within informal economic systems. This is the case for fuelwood: according to FAO estimations, around half of all wood harvested in the world is intended for energy consumption, and around 90% of this wood is produced and consumed in developing countries (FAO 2007). This wood is largely for home consumption by poor populations. Moreover, as regards non-energy uses, the small proportion of wood used in developing countries is not often subject to market transactions, or is traded on informal markets.

[16] Referring to an institutional approach, Bartley (2007) points out that certification institutions provide opportunities for economic actors: protecting their reputation (separating the wheat from the chaff); providing consumers with credible information; limiting competition and creating competitive advantages.

Furthermore, in several tropical countries, the causes of the deforestation are the conversion of forests in agricultural cultures or in pastures. In Brazil for instance, according to recent research works (Bonaudo & al., 2007), extensive cattle ranching is the main cause of forest deforestation in Amazonia. In South-east Asia, some reports (Stibig & al., 2007) have highlighted the role of other factors than commercial logging in the deforestation increase, specifically the growth of palm-oil plantations.

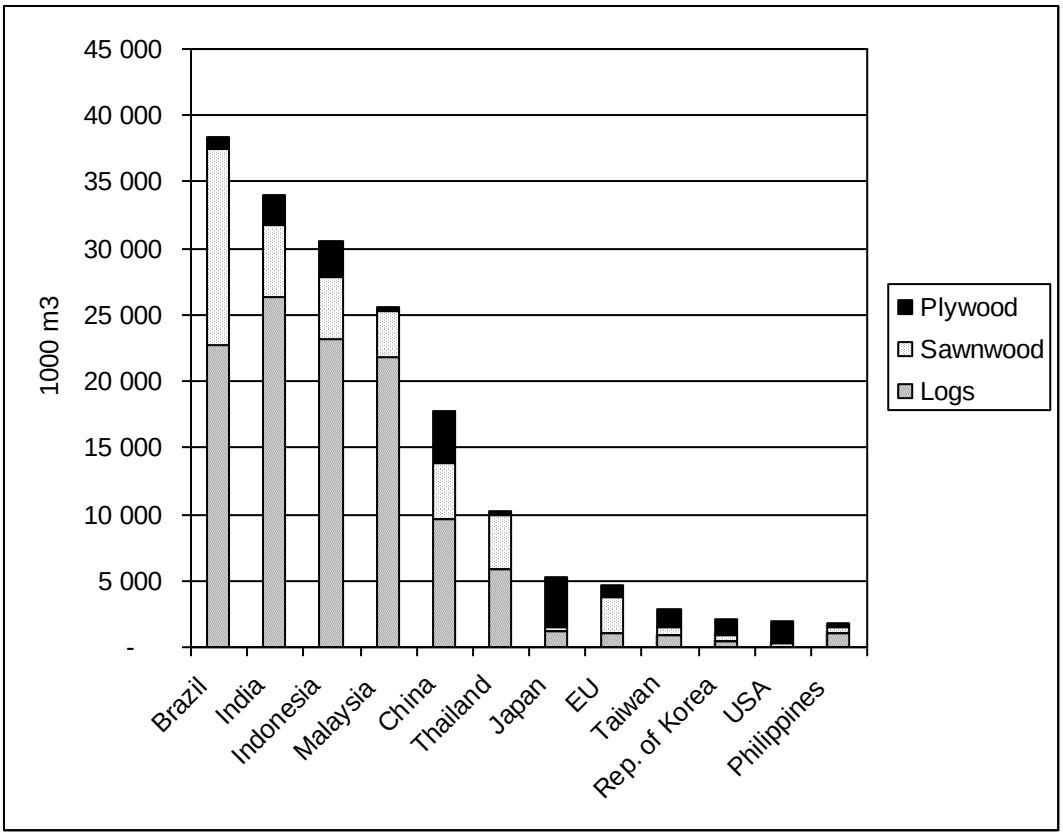
Demand limited to sensitive markets.

Analysis of the trade flows for forest products provides a final perspective on the scope of a market mechanism like certification. Around 80% of industrial roundwood production comes from developed countries where most of the forests already have management plans that can be deemed – with just a few exceptions – to guarantee good management. According to FAO (2007), only 7% of world industrial roundwood production enters international trade. As regards tropical forest products, which are the worst hit by deforestation and poor management practices, it appears that the major markets are essentially domestic. However, in top tropical timber consuming countries, such as Brazil, Indonesia, India, Malaysia and China, there is very little – if any – demand for products from "well-managed" forests. Efforts have been made by those promoting certification to create, for example, groups of certified timber buyers[17], or to organize commercial operations such as the trade fair for certified forest products organized every year in Brazil. But these attempts at mobilizing people have not yet produced any conclusive results.

Finally, demand for forest products from sustainably managed forests is mostly concentrated on European and American markets, which represent only a very small proportion of global tropical timber consumption (see Figure 1).

FIGURE 1 *Tropical timber consumption in top consuming countries 2005-2007*

[17] For example a group of buyers was created in Brazil, including around 60 companies, two provincial governments – Acre and Amapa – town councils and furniture making trade unions.



Source: adapted from ITTO Annual review and assessment of the world timber situation (www.itto.org)

On these sensitive markets, certification is set up to guarantee consumers a minimum quality level in terms of sustainable forest management, through ecolabels. These stamps indicate that the buyer is contributing to global sustainable development by choosing more expensive wood products that are in line with a certain environmental ethic. In return, this type of preferential purchase helps to put normative pressure on producers by inciting them to improve their forest management practices. Turning this argument of "environmental awareness" on its head, the limited market research conducted to date shows that the proportion of consumers willing to pay a premium for certified products is small (Ozanne & Vlosky 1997, 2003). Except for a few countries such as the Netherlands, consumers demand very little in the way of certified forest products (FAO 2006) and continue to favor esthetic and technical characteristics over environmental arguments. However, the active campaigns carried out by the NGOs behind FSC among retailers and importers have had effects on another level: some large distributors – group purchasing organizations, DIY stores, retail joinery and furniture stores, etc. – have adopted a strategy of buying products from forests

with certified good management practices. This social construction of the FSC certification market nevertheless remains limited: it is efficient only in sectors where the distributors are in a position of oligopsony. For example, in the civil construction sector, trade in timber and by-products is sufficiently concentrated among certain specialized companies that they can insist that their suppliers obtain FSC certification. In terms of demand, the scope of forest products is consequently limited to sectors involving major private multinational groups, established in countries where environmental awareness is particularly high.

Supply limited by a number of obstacles

In addition to competition between forest labels and a lack of legibility – in terms of environmental criteria – which make it difficult to distinguish between products when purchasing and reduce supply efficiency, the main limitations are financial ones. Low consumer demand leads distributors to attempt to avoid passing on the cost of certification to the sales price of certified products. It is therefore mainly producers who must bear these costs if they wish to gain access to sensitive European markets. These high costs are a considerable obstacle to the development of the certified product market (Baharuddin and Simula 1994, Eba'a Atyi and Simula, 2002, Durst *et al.* 2006). They include the preliminary certification assessment costs, the costs of the management changes needed to obtain certification and, finally, the cost of the yearly audit. Some of these costs are fixed-costs and therefore result in scale effects: the smaller the forest operation, the higher the proportion of these costs in the total price of the certified product, and the greater the competitive disadvantages generated by forest certification. Conversely, large-scale operations will find it easiest to bear these costs. Given the heterogeneous structure of tropical forests, the lack of qualified personnel to carry out audits in developing countries and the difficulty in accessing the areas to be audited, there are also considerable cost differentials for certification between developed and developing countries. According to Gullison (2003), certification costs for large forestry companies in the United States or Poland stand at 0.02 to 0.03 US$ per cubic meter, compared to 0.26 to 1.10 US$ in tropical countries and over 4.00 US$ for small-scale producers in Latin America.

In view of the high costs, certification remains a relatively unprofitable mechanism. According to the director of Eldorado[18], a company in the Brazilian state of Pará, the price paid to suppliers for certified timber is on average 12% higher than the price of non-certified timber. Eldorado's sales price for the certified processed product on the European market is 18% higher, which is far from generating the considerable profits – of between 10 and 15% – that are often suggested in literature (Carneiro 2005). But the promise of extra income from certification is even less evident for small-scale landowners and forest communities. They are faced with financial and technical deficiencies in addition to a lack of organization and experience in managing forests. To reduce *per capita* auditing and certification costs, certification schemes have promoted 'group certification', for instance through forest cooperatives. In 2004, the FSC has approved new standards for small and low-intensity managed forests (SLIMFs). Nevetheless, projects for the certification of community tropical forests are still strongly dependent on financial and technical assistance from NGOs and foreign assistance. The communities are not made sufficiently aware of the financial risks involved and market low-quality products that find no takers in the marketplace (Garcia Drigo *et al.* 2006).

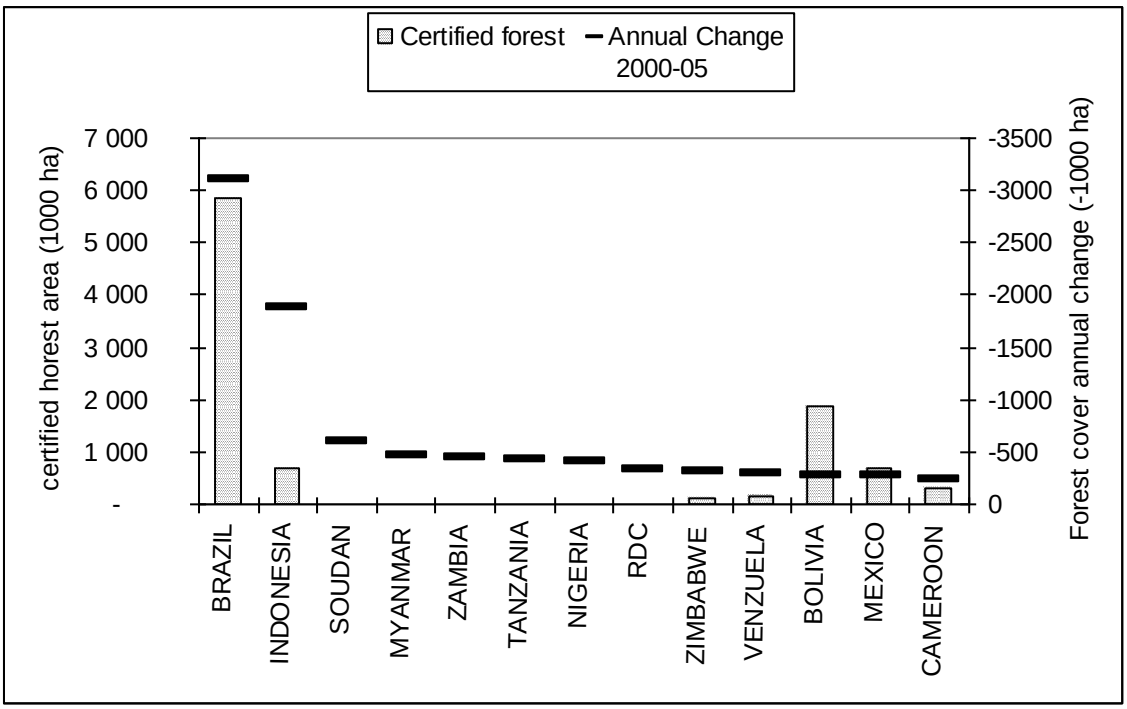
In addition to the extra costs generated by certification, there are obstacles linked to uncertainty over the economic viability of a logging model based on forest management and certification. Planning sustainable forest management implies setting yearly limits on the areas and volumes that can be logged as well as organizing harvest cycles on average every 30 years. In tropical areas, the economic advantages generated by the first cycle – which targets mature, large diameter trees – are gradually diminishing. During the second harvest cycle, the forest is inevitably impoverished: this forces economic operators to extend the range of species logged to second choice species, with no real guarantee of trading opportunities or satisfactory profits.

Furthermore, sustainable forest management and investment in certification are a long-term matter, yet several tropical countries are still restricted by ongoing political instability. This precarious situation does not encourage responsible investment. Because of these high risks, the conditions for raising awareness among companies are very poor. For example, in Central Africa, the bank loan system for investment in forest management is practically non-existent.

[18] Interviews conducted in the Brazilian state of Pará in November 2007 among companies with a certified control chain, in the margins of the ATIBT Forum.

Ultimately, although the small size of the certification market limits the scope of certification institutions, it seems that the main obstacle to private forest governance through markets is the short supply of certified products from tropical forests. Most European timber retailers point out that it is in fact very difficult to source certified tropical timber (LCB 2005). Certified timber comes mostly from European or North American forests: over half of all certified forest areas are found in two countries, the United States and Canada. The implementation of certification in tropical regions, on the other hand, remains marginal, despite the fact that this is where the richest biodiversity and most endangered forests are found (see Figure 3).

FIGURE 2 *Certified forest area in the main countries affected by deforestation*



Sources: www.fsc.org, www.pefc.org, www.mtcc.com.my, UNECE/FAO

Moreover, national figures often mask the wide range of situations that should be taken into consideration. First, the nature of resources and land structure are elements that limit the scope of an indicator such as certified forest area. In tropical areas, the development of certification has in fact focused largely on industrial plantations. For example, in Brazil between 2000 and 2005, the area of FSC-certified industrial plantations represented around

two thirds of all certified forest areas[19]. In 2007, of the 5.9 million hectares of certified forest in Brazil, only 2.8 million were in the Amazon, and were part of areas dedicated to timber production or to the production of non-wood forest products (see Table 1). It should be noted that the increase in 2006 of 1.5 million hectares of certified Amazon forest was due to the certification of the management of some indigenous lands where the forest is used for Brazil nut production. Finally, the area of Amazon forest certified for timber production is relatively small in Brazil, standing at 1.2 million hectares, of which 2% are managed by forest communities.

TABLE 1 – ***Certified natural forests, for timber production in the Brazilian Amazon in December 2007***

Name of operator	Year of certification	FSC certified areas (ha)
APRUMA - Associação dos Produtores Rurais em Manejo Florestal e Agricultura	2003	800
Assoc. Moradores e Produtores do Projeto Agroextrativista Chico Mendes – AMPPAEM	2002/2007	9 400
Associação Comunitária Agrícola de Extratores de Produtos da Floresta - ACAF / Comunidade do Menino Deus do Curuça	2005	2 400
Associação dos Produtores do Projeto de Assentamento Agroextrativista do Seringal Equador – ASSPAE-SE	2005	2 200
Associação dos Seringueiros da Reserva Extrativista São Luiz do Remanso – ASSER	2004	7 205
Associação dos Seringueiros de PORTO DIAS	2002	4 209
Total community certifications		**26 214**
Acre Brasil Verde Industrial Madeireira Ltda.	2005	7 840
Agroflorestal Vale do Guaporé Ltda. MADEVALE	2003	4 924
Cikel Brasil Verde S.A. – Faz. Jutaituba	2004	108 241
Cikel Brasil Verde S/A	2001	140 658
Ecolog Indústria e Comércio Ltda.	2004	22 132
Floresta Estadual do Antimary – FUNTAC	2005	61 426
IBL - Izabel Madeiras do Brasil	2004	20 000
Indústria de Madeiras Manoa Ltda.	2005	73 079
Juruá Florestal Ltda	2002	25 000
Mil Madeireira Itacoatiara Ltda. (Precious Wood Amazon)	1997	122 729
Orsa Florestral Ltda.	2004	545 335
Ouro Verde Importação e Exportação Ltda.	2006	7 500
Precious Woods Belem Ltda. (LISBOA Madeireira Ltda)	2002	43 776
Rohden Indústria Lígnea Ltda.	2003	25 100
Total industrial certifications		**1 207 740**
Total certified areas		**1 233 954**

Source : adapted from FSC Brasil

[19] Figures available on the FSC-Brazil Web site (http://www.fsc.org.br/).

GOVERNING BEYOND THE STATE?

According to some authors, through the construction of private multistakeholder networks, we are seeing the progressive intrusion of a certain number of standards that are initiated and set outside traditional public structures – including states –, which thereby lose all possibility of direct control (Cashore 2002, Csikos, 2005). Regulatory functions are moved from the public to the private, in other words from states – and the organizations mandated by them – to companies and NGOs, which are playing an increasing role in the definition of the international standards that are becoming a specific category of soft law (Sassen 1996, Lipschutz and Fogel 2002, Borraz, 2004). At this stage, we may ask whether privatization, which dominates the field of forest certification, might not be interpreted as the tangible manifestation of a deregulation taking place outside traditional legal categories. Can private forest certification institutions henceforth aspire to govern forest issues beyond the state?

The state's role in relation to forest certification

The issue of the linkage between the public and the private in the emergence of certification institutions has recently been addressed in literature. Several scholars have focused on the way in which the development of private certification can be influenced by public policy in countries possessing forest resources (Segura 2004, Ebeling 2005). Some have developed normative argumentation on what the role of governments should be vis-à-vis certification, from a neo-institutional approach (Rametsteiner 2002). Others have looked at the way in which certification institutions influence public policy through their integrative functions (Pattberg 2005).

In 2005, an FAO forum focused specifically on the role of governments in relation to certification. This meeting ended by declaring that as forest owners and buyers of forest products, states were inevitably involved in the development of certification. Moreover, governments lead capacity building programs for certification and participate in and/or finance standard setting and the creation of certification institutions. They sometimes act as moderators between the different competing certification institutions and also guarantee that fair competition conditions are respected on national and international markets for certified products (FAO 2006).

If we refer to Rametsteiner (2002), governments have a particularly active role in the development of certification by pulling three levers. The first is the setting and implementation of sustainable management standards: the standards used by several certification institutions, such as PEFC, are based on the principles, criteria and indicators drawn up within regional intergovernmental processes. Furthermore, certain governments provide financial assistance to certification institutions that develop their own standards, without state participation, as is the case for FSC. The second lever pulled at the governmental level is that of the development and effective implementation of certification systems. Some countries, such as Austria, the Netherlands and Mexico, have for example played a pivotal role in supporting the creation of FSC. In other countries, the institutional architecture of private certification institutions, acting at the national level, has been largely shaped by the state, as in Malaysia and Indonesia. Finally, governments pull a third lever: the creation of market incentives, essentially through public procurement.

This analysis can be supplemented by empirical observations on the influence of the public policies implemented in several developing countries to encourage private companies to adhere to a certification process. Segura (2004) points out that in Bolivia, for example, the explosion of certification took place after the approval of the forest law of 1996, especially due to the proximity of the text to certification standards. In 2003, tax exemptions were introduced for certified forestry units in Bolivia: annual surface area tax was reduced from 1 US$ to 0.64 US$ per hectare for forest managers that had obtained certification. In Guatemala and South Africa, forest concessions are only granted if applicants commit to certifying their forest management. In these countries, private certification is used in order to ensure that logging operations in state forests respect national laws.

Bilateral and multilateral cooperation has also played a decisive role in promoting forest certification. Several European development agencies have actively backed the creation of certification institutions in developing countries. The French Development Agency has supported the drafting and implementation of management plans in Central Africa, which have allowed forest managers to progressively commit to certifying their practices. According to the Interafrican Forest Industries Association (IFIA), 10 million hectares of forest – of a total production forest area of 53 million hectares – should be certified by 2012 (Bourguignon 2007). The rise of FSC at the international level was also prompted by the agreement signed between WWF and the World Bank in 1998, with the aim of reaching 200 million hectares of certified forests by 2005.

Finally, several European governments (United Kingdom, France, Denmark, the Netherlands, Germany) have implemented public procurement policies that enjoin national administrations to use only timber of known origin from well-managed and certified forests in the construction of public buildings and for other public uses. France, for example, adopted a regulation in April 2005 which provides that all public procurement of tropical timber will be sourced from sustainably managed forests by 2010.

These different studies and inventories highlight the central role played by the state in the development of certification. Consequently, they tend to question the hypothesis of global forest governance beyond the state. However, analyses tell us little about the shortcomings of public policy and the ways in which certification institutions could help to compensate for them.

The regulatory role of private certification institutions

The proliferation of private standardization processes in increasingly diverse economic sectors raises questions about the political implications of transferring public action to private bodies, which some interpret as a growing attempt by public authorities to delegate their regulatory powers to the private sector (Borraz 2004). Forest certification institutions could thus fill a gap in the exercise of certain sovereign functions in countries where state services are being dismantled. Some authors see this as a good thing, indicating that these instruments are lower cost solutions in a context in which 'increasing the efficiency of the public forest administration often requires many more resources than are available in most countries' (Contreras-Hermillosa and Peter 2006).

The certification process and the related threat of certification withdrawal if specifications are not met are elements that contribute to forest law enforcement. This is especially true in countries where the administrations responsible for monitoring compliance with laws have insufficient means or numbers and where forest resources are very extensive. For FSC, for example, the certificate is issued for a limited period, at the end of which it can be withdrawn if the forest company no longer complies with FSC standards. A sanctions system also exists, whereby the certificate may be withdrawn at any time during this period. Certification organizations can also be sanctioned by means of the temporary or permanent withdrawal of their accreditation. For example, FSC accreditation was temporarily withdrawn from the Dutch certifier SKAL in 2001 (Kern 2004).Some authors add that, in a certain sense,

certification has indirectly contributed to defining sustainable forest management standards by helping to reach an agreement on the definition of the good practices that are introduced into national legislation (Segura 2004).

Nevertheless, these analyses, which tend to conclude that the influence of private forms of governance on public action is positive, suffer from a considerable distortion: conversely, it is in fact in countries possessing tropical forest resources where state presence is limited that certification often struggles to develop. Faced with this observation, we suggest that certain shortcomings of public policies, which go far beyond simple policies to support certification, hamper the development of forest certification. We have sought to identify these shortcomings using surveys conducted in the Brazilian Amazon between 2005 and 2007.

Policy failures remain high : case study in the Brazilian Amazon

Some of the obstacles to sustainable tropical forest management that are most often highlighted are the lack of appropriate forest policies, their poor implementation and the disparities between public policies. In Brazil, for example, policies promoting forest management may be inconsistent with other public mechanisms, such as agricultural development policies or land policies. Historically, the successive governments have fostered colonization and agricultural extension in the Amazon, symbolized by the slogan '*integrar para não entregar*'[20]. Logging operations were not covered by strong regulations, as timber was harvested mainly by cattle ranchers in order to build up capital for establishing pastures (Bonaudo 2005). Agrarian reform, a highly sensitive issue in Brazil, has led the Brazilian state to limit the regularization of land titles to desired lands not exceeding 500 hectares: this does not encourage the development of long-term investment, which is necessary in a sector like logging, where the harvest cycles imposed by management plans require large areas. On the other hand, the numerous small colonies – less than 100 hectares – that clear the forest to establish family subsistence farming can obtain property titles after a period of several years of farming.

Furthermore, it is very common for farmers to make incursions into private forest properties or concessions. Thus, in June 2005 some 2 000 people settled on an Amazon property where

[20] "integrate or forfeit": this slogan was first popularized by the army to counter the historical claims to Brazilian Amazon lands, and recently resurfaced in debates on the role of the Amazon forest as a provider of global environmental goods and services, which, according to some Brazilian politicians, was indicative of the internationalization of the Amazon.

the forests are managed in line with FSC standards by the certified company CIKEL. These new occupants cleared trees and jeopardized the company's wildlife reintroduction plans (Pinto 2005). Several cases of land disputes between certified logging companies and local communities have been recorded (Lachefski and Freris 2002, Carneiro 2004, Fanzeres and Murrieta 2000) and the Brazilian authorities regularly suspend logging permits in certified areas in order to clarify the land tenure situation.

In 2003 in the Brazilian Amazon, 42 million hectares were concerned by "informal possession", according to the National Institute for Colonization and Agrarian Reform (Barreto 2007). Due to this land tenure insecurity, forest owners are not encouraged to implement costly management plans, and even less to meet the demanding certification standards that they are not certain of being able to respect in the long term (Becker 2004). In this region, "legal" timber may come from either forests covered by a sustainable forest management plan (*Plano de Manejo Florestal Sustentavel*) – which implies that the operators have proved that they own the forests –, or from clearing authorized under agricultural colonization projects. But it is increasingly difficult for forest entrepreneurs to acquire lands and, since 2001, the law permits clearing on only 20% of the area of Amazon properties, which considerably limits the legal supply of timber (Sablayrolles *et al*. 2006). The legal obligation to present management plans in order to harvest timber in forest properties, which has existed since the Forest Code of 1965 was adopted, remained a dead letter until the 1990s. This is mainly because obtaining legal land titles is unpredictable, due to land tenure problems, but also because clear directives from the administration are lacking. Another reason is bureaucratic inertia in forestry services, which delays the approval of management plans, often by several years. Furthermore, for stakeholders in the productive sector with a low level of capital investment – in other words the majority of forest operators in the Amazon – the implementation of management plans seems very costly (Garrido Filha 2002).

Much of the timber harvested therefore comes from the public domain that is invaded and illegally logged by foresters: protected areas, Indian reserves, state-owned forest, and properties belonging to the army. Lentini *et al.* (2005) have thus estimated that the proportion of timber harvested illegally stood at 47% in 2001 and 43% in 2004. According to recent satellite images, 88% of logging conducted in September 2006 in the state of Mato Grosso in the southern Brazilian Amazon, was illegal (Brito 2006). In 2000, timber from forests with sustainable management plans represented 4.13 million cubic meters, or around only 15% of total production (Barreto *et al* 2002).

New satellite observation technologies nevertheless make it possible to pinpoint the places where deforestation is continuing due to a failure to implement management plans. For example, the deforestation alert system (SAD) launched in September 2006 by two Brazilian NGOs, ICV and Imazon, monitors the progress of deforestation in the state of Mato Grosso. The system makes it possible to detect places where illegal deforestation is progressing, and to rapidly deliver this information to the public authorities so that they can apply the appropriate sanctions and oblige the landowners to comply with their legal reserve obligations[21]. The monitoring of forest activities has therefore considerably improved over recent years, leading to an unprecedented increase in fines imposed on operators. However, while field monitoring has made considerable progress, weaknesses remain in the legal system. Due to the lack of public prosecutors and the different means of redress available to the defense, the actual application of sanctions is very poor: according to Paulo Barreto, a researcher at Imazon, less than 4% of the value of fines is actually settled by offenders (see Figure 3).

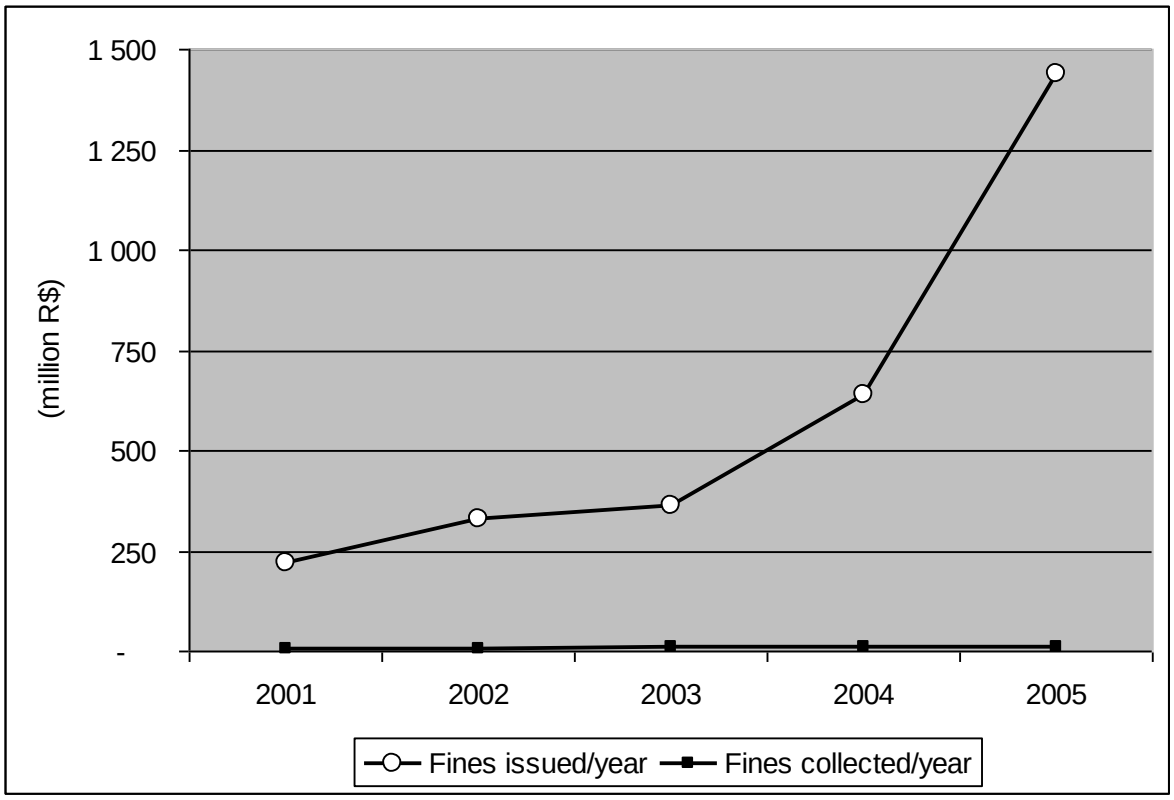
In these conditions, the forest industry is undergoing a severe crisis: it is facing a shortage of legal, certified timber at a time when national and international pressure urging it to move towards responsible management and procurement practices has never been as intense. Faced with this contradictory situation, some certified companies have decided to abandon their forest activities in order to move over to lower risk industry[22]. Only a few companies, whose forest management is certified, benefit from this state of affairs. These companies, which are vertically integrated, use their own forest resources to manufacture certified processed products that they export to Europe and the United States, but they remain few in number. For example, in the state of Pará, the main timber-producing state in the Brazilian Amazon, only five companies have forest areas with certified management, along with a community that harvests non-wood forest products and a company that harvests plantation timber for paper pulp manufacturing. On the other hand, manufacturers that export finished or semi-finished products but own no forests are running very low on wood raw materials: they are faced with severe difficulties in obtaining tropical timber from natural certified forests. For example,

[21] In the Brazilian Amazon, the law obliges landowners to reserve 80% of their land, but this provision is generally ignored.

[22] Personal interview with the director of the EMAPA Company, Belém, Brazil.

between only 2 and 15% of the timber volume entering the production chain of the companies DLH Nordisk, Tramontina and Eldorado[23] in the state of Pará is from certified forests.

FIGURE 3 *Fines issued and collected by the Brazilian authorities for illegal logging offences between 2001 and 2005*



Source: P. Barreto, Imazon, 2007

During the Forum of the International Technical Tropical Timber Association (ATIBT), held in late 2007 in Belém, a number of stakeholders from different backgrounds[24] identified several obstacles to sustainable forest management and to the development of certification in the Brazilian Amazon: the failure to resolve land tenure problems, the repeated incursions into managed areas by loggers, red tape resulting in excessive delays in the delivery of management plans and the severe lack of effective sanctions against offenders. Given these weaknesses in public policies, the basic standards of private certification institutions have a

[23] Interviews conducted with the board and purchasing managers in these companies in the margins of the ATIBT Forum in Belém, November 2007

[24] FSC-Brazil, IDEFLOR, Cikel (FSC-certified company), AIMEX, Imazon, etc.

very limited field of application. FSC Principle 1 demands compliance with all applicable laws of the country, respect of administrative requirements, payment of all legally prescribed fines and other charges and protection from illegal harvesting, settlement and other unauthorized activities. Principle 2 demands a clear definition of long-term tenure and use rights to the land and forest resources. These principles are far from being applicable in the Brazilian Amazon, given that land titles are often inexistent or granted informally. Moreover, land disputes are ongoing, including over certified forest areas.

The new Brazilian forest laws define the methods for granting logging concessions in state forests with a view to sustainable timber production involving the private sector, communities and other stakeholders. The law defines three ways of using forests: creating conservation units that authorize sustainable forest production; community management (extractive reserves, etc.); and forest concessions of a maximum of 40 years delivered to Brazilian companies after a specific allocation process. In fact, this system is fundamentally similar to that of forest concessions in the other tropical regions. The law requires the submission of a financial and technical tender before concessions can be acquired. Moreover, companies that commit to certifying their management methods could benefit from extra points when submitting their technical tender. The government hopes that this concessions system will prove capable of cleaning up a forest sector whose legality is currently disputed; it provides that in 10 years time, a maximum area of 13 million hectares of forest, or 3% of the Brazilian Amazon, will be covered by concessions contracts (Azevedo and Tocantins 2006). Brazilian logging companies are convinced that concessions should allow long-term access to forest resources, which would encourage an increase in the supply of legal, certified timber[25].

Conclusion

At the end of this analysis, it is clear that private certification institutions are not in a position to effectively compensate – through markets – for all the shortcomings of public action. On the contrary, only a certain level of government regulation enables the development of private forms of governance like certification. Thus, although states seem poised to grant substantial amounts of regulatory power to transnational and private regimes, the recent lessons taught by forest certification moderate the idea of a shift towards privatization that it is supposed to

[25] Interviews conducted in 2007 with the presidents of the UNIFLOR (*União das Entidades Florestais do Pará*) timber producers union and the timber exporters union, AIMEX (*Associação das Indústrias Exportadoras de Madeiras do Estado do Pará*) in the state of Pará.

generate. Research carried out in Brazil in fact contradicts the vision of the emerging strength of the private sector in forest and certification regulation processes. On the contrary, as in other emerging countries, we are witnessing the rehabilitation of public policies, which is the expression of the limits of market-based regulation systems.

Thus, through forest certification we see the persistence of the public state sector in forest governance, with private governance and public national governance appearing as inextricably linked. We are no longer experiencing "governance without government" (Rosenau and Czempiel 1992), but rather a situation of hybridization showing that market regulation cannot permanently substitute the state. Therefore, forest certification is taking on the paradoxical characteristics of the global standardization process to which it is attached. The standardization process establishes voluntary technical specifications within a multstakeholder context, but it is governments that define the dividing line between voluntary standards and compulsory legislation, and which frame the conditions required for the creation of standards and their recognition in their countries (Graz 2002). The effectiveness of private forest governance therefore depends on a political legitimization at the national level, while most states seem to be losing some of their prerogatives by delegating standard setting to private supranational bodies, over which they seem to have almost no influence.

REFERENCES

ARTS, B. 1998. *The political influence of global NGOs. Case studies on the climate change and biodiversity conventions.* Utrecht: International Books.

AZEVEDO T., and TOCANTINS, M.A. 2006. Instrumentos econômicos da nova proposta para a gestão de florestas públicas no Brasil, *Megadiversidade* Vol 2, n°1-2,

BA, A.D. and HOFFMANN M.J. 2005, *Contending Perspectives on Global Governance. Coherence and Contestation*, Routledge, UK.

BAHARUDDIN, H.G. and SIMULA, M. 1994. *Certification schemes for all timber and timber products.* ITTO, Yokohama, Japan.

BARRETO, P., 2007, 'Overview of sustainable forest management in the Brazilian Amazon', presentation at the ATIBT Forum, Belém, November 2007. Available online at: http://www.atibt.com/pdf/belem/3_barreto_imazon.pdf

BARRETO, P., SOUZA Jr. C., GALVÃO, C., ALBUQUERQUE, K., GISELLE, A., MACEDO, M. and FIRESTONE, L. 2002. *Controle do desmatamento da exploração de madeira na Amazônia: diagnóstico e sugestões*. Relatório Técnico do IMAZON, MMA/PPG7/ProManejo. Belém, Brasil.

BARTLEY, T. 2007. Institutional emergence in an era of globalization: The rise of transnational private regulation of labor and environmental conditions, *American Journal of Sociology* Volume 113 Number 2, pp.297–351

BECKER, M. 2004. *Barriers to forest certification in developing tropical countries*, Master's in Forest Conservation (M.F.C.), University of Toronto, Faculty of Forestry

BERNSTEIN S. and CASHORE B. 2004. 'Non-state global governance: Is forest certification a legitimate alternative to a global forest convention?' in : KIRTON J.J. and TREBILCOCK M.J. (eds.) *Hard choices, soft law : combining trade, environment and social cohesion in global governance*. Ashgate

BONAUDO T., TOURRAND J.F., LOSSOUARN J., POCCARD CHAPUIS R. 2007. 'Elevage bovin et espace forestier sur les fronts pionniers amazoniens : d'une opposition historique vers une nécessaire complémentarité' In : Quatorzièmes rencontres autour des recherches sur les ruminants. Paris : Institut de l'élevage, p. 25-28. Rencontres autour des recherches sur les ruminants. 14, 2007-12-05/2007-12-06, Paris, France.

BONAUDO, T. 2005. *La gestion environnementale sur un front pionnier amazonien*, Thèse, Institut National Agronomique Paris-Grignon

BORRAZ, O. 2004. 'Les normes, instruments dépolitisés de l'action publique', in LASCOUMES, P. and LE GALES, P., *Gouverner par les instruments*, Les Presses de Science Po, Paris

BOURGUIGNON, H. 2007. 'Commitment of the Private Sector to Certification in the Congo Basin Region', presentation at the ATIBT Forum, Belém, November 2007. Available online at: http://www.atibt.com/pdf/belem/8_bourguignon_ifia.pdf

BRITO, M. F., 2006, 'Floresta de impunidade. Imazon detecta 88% de desmatamento ilegal no MT' 10/11/2006. Available online at: http://www.oeco.org.br

BUZAN B., JONES C., LITTLE R., 1993, ***The logic of anarchy***, New york, Columbia University Press.

CARNEIRO M.D.S. 2004. *'O dinheiro é verde?': a construção social do mercado de madeiras certificadas na Amazônia brasileira.* Tese de Doutorado em Sociologia e Antropologia, Instituto de Filosofia e Estudos Sociais, Universidade Federal de Rio de Janeiro.

CASHORE, B. 2002. Legitimacy and the privatization of environmental governance: How Non-State Market- Driven (NSMD) governance systems gain rule-making authority, Governance : an international journal of policy, administratuion and institutions, Vol 15, N°4, pp. 503-529, Blackwell Publishing.

CASHORE, B., AULD, G. and NEWSOM, D. 2004. *Governing through markets: Forest certification and the emergence of non-state authority*, New Haven, CT: Yale University Press

CASHORE, B., AULD, G., NEWSOM, D. and EGAN, E. 2007. Can non-state governance 'ratchet up' global environmental standards? Lessons from the forest Sector. Review of European Community and International Environmental Law (RECIEL), Volume 16, Number 2.

CLAPP, J. 1998. The Privatization of Global Environmental Governance: ISO 14000 and the Developing World. *Global Governance*, Vol. 4, No. 3, pp. 295-316

COMMISSION ON GLOBAL GOVERNANCE. 1995. *Our global neighborhood.* Report of the Commission on Global Governance, Oxford University Press

CONTRERAS-HERMOSILLA, A. and PETER, E. 2006, *Meilleures pratiques pour l'application des lois dans le secteur forestier*, Etude FAO Forêts n°145.

CSIKOS, P., 2005, *Emergence d'une nouvelle gouvernance privée/publique internationale :* ***les cas des agences de notation financière et des normes comptables, Travaux de science politique, Nouvelle série n°19,*** Institut d'études politiques et internationales de l'Université de Lausanne,

CUTLER, C., HAUFLER, V., and PORTER, T. 1999. *Private authority and international affairs*. New York : State University of New York Press

DURST, P.B., MCKENZIE, P.J., BROWN, C.L. and APPANAH, S. 2006. Challenges facing certification and eco-labelling of forest products in developing countries, *International Forestry Review* vol. 8 (2),

EBA'A ATYI, R. and SIMULA. M. 2002., *Forest Certification: Pending Challenges for Tropical Timber*, ITTO Technical Series No 19

EBELING J. 2005. 'The effectiveness of market-based conservation: Can forest certification compensate for poor environmental regulation in the tropics?', Paper prepared for the 2005 Berlin Conference on the Human Dimensions of Global Environmental Change 'International Organisations and Global Environmental Governance', Berlin, Germany, 2-3 December 2005

FANZERES, A. and MURRIETA. 2000. *Stakeholder's Viewpoints of Forest Certification Processes in Brazilian Amazon: an Opportunity of Reflection for FSC's Secretariat, Board, Members and Supporters*, Pará State

FAO. 2006. Revue annuelle du marché des produits forestiers en 2005-2006, Rome, FAO

FAO. 2007. *Situation des forêts du monde*, Rome, FAO

GALE, F. 2006. 'Regulating the market in an era of globalisation: Global governance via the Forest Stewardship Council'. Paper presented to the Australasian Political Studies Association (APSA) Conference 25−27 September 2006

GARCIA DRIGO, I., PIKETTY, M.G. and ABRAMOVAY, R., 'Community-based forest management certification in Brazil: a sustainable initiative?' Communication présentée au Colloque GECOREV, Gestion concertée des ressources naturelles et de l'environnement, Saint Quentin en Yveline, 26-28 juin 2006

GARCIA-JOHNSON, R. 2001. 'Certification institutions in the protection of the environment: Exploring the implications for governance', Paper presented to the 23rd Annual Research Conference of the Association for Public Policy, Analysis and Management, November, Washington, DC.

GARRIDO FILHA, I. 2002. Manejo florestal: questões econômico-financeiras e ambientais, *Estudos Avançados*.Vol.16 no.45, São Paulo, Brasil

GILPIN R., 1981, ***War and change in world politics***, Cambridge, Cambridge University Press

GRAZ, J.C. 2002. Diplomatie et marché de la normalisation internationale, *L'économie politique*, n°13, pp.52-66

GULBRANDSEN, L.H. 2004. Overlapping public and private governance: can forest certification fill the gaps in the global forest regime? *Global Environmental Politics* Volume 4, Number 2, pp. 75-99

GULLISON, R. E. 2003. Does forest certification conserve biodiversity? *Oryx* Vol. 37 n°2

HUMPHREYS, D. 2006. *Logjam. Deforestation and the Crisis of Global Governance*, Earthcan.

ITTO. 2006. *Status of tropical forest management*, ITTO Technical Series No 24

KECK, M.E. and SIKKINK, K. 1998. *Activists beyond borders: advocacy networks in international politics*. Ithaca, N.Y., Cornell University Press.

KERN, K. 2004. *Global governance through transnational network organizations. The scope and limitations of civil society self-organization*, WZB Discussion paper

KRASNER, S. (dir.) 1983. *International Regimes*, IIthaca, Cornell University Press, 1983.

LACHEFSKI, K. and FRERIS, N. 2002. 'Precious Woods Amazon (PWA) and Gethal. Certification of industrial forestry in the native Amazon rainforest'. in : Counsell S. and Loraas, K. *Trading in Credibility : The Myth and Reality of the Forest Stewardship Council*, The Rainforest Foundation

LCB. 2005. 'Position sur l'écocertification.' Note de l'association Le Commerce du Bois au Groupe national de travail sur les forêts tropicales humides, Paris, 30 août 2005

LENTINI, M., VERISSIMO, A. and PEREIRA. D. 2005. 'A expansão madeireira na Amazonia'. O estado da Amazonia n°2, Imazon, Belém, Brasil

LIPSCHUTZ, R.D. and FOGEL, C. 2002. 'Global civil society and the privatisation of transnational regulation' in: HALL, R.B. and BIERSTEKER, T.J. 2002. *The emergence of private authority in global governance.* Cambridge University Press.

MEIDINGER, E. 2003. 'Forest certification as a global civil society regulatory institution', in: MEIDINGER, E., ELLIOTT, C. and OESTEN, G. (eds.) *Social and political dimensions of forest certification*. Remagen-Oberwinter, Germany

NASI, R. and GUENEAU, S., 2007, Les changements en forêt tropicale : vers de nouvelles formes de gouvernance, *Revue forestière française* LIX n°5

OZANNE, L.K. and VLOSKY R.P. 2003. Certification from the U.S. consumer perspective: A comparison from 1995 and 2000, *Forest products journal*, vol. 53, n°3, pp. 13-21

OZANNE, L.K. and VLOSKY, R.P. 1997. Willingness to pay for environmentally certified wood products: A consumer perspective. *Forest products journal*. vol. 47, n°6, pp. 39-48

PATTBERG, P. 2004. *The institutionalisation of private governance: conceptualising an emerging trend in global environmental politics.* Global governance working paper No9. Potsdam, Amsterdam, Berlin, Oldenburg.

PATTBERG, P., 2005, 'Transnational organization(s) as governance: A comparative analysis of private rules beyond the state', Paper for the Conference on the human dimensions of global environmental change. 'International Organizations and Global Environmental Governance'. Glogov, 2-3 December 2005, Berlin

PATTBERG, P., 2006, *Global Governance: Reconstructing a contested social science concept*, GARNET Working Paper No 04.

PINTO, R.J. 2005. 'Projetos certificados são prejudicados', O Diario do Pará, 05/07/2005, Available online at: http://www.amazonia.org.br/noticias/noticia.cfm?id=168691

RAMETSTEINER, E., 2002, The role of governments in forest certification: a normative analysis based on new institutional economics theories. *Forest Policy and Economics* 4(2002), pp. 163–173. Elsevier.

ROSENAU J.N. and CZEMPIEL, E.-O. (ed.) 1992. *Governance without Government: Order and Change in World Politics*, Cambridge, Cambridge University Press.

SABLAYROLLES, P., KIBLER, J.F. and CASTELLANET, C. 2006. *Vers une nouvelle politique forestière en Amazonie brésilienne ? Des expériences innovantes dans le Para et l'Amazonas*, GRET,

SASSEN S., 1996, *Losing control: Sovereignty in an age of globalisation*, Columbia University Press.

SEGURA, G. 2004. *Forest certification and governments: The real and potential influence on regulatory frameworks and forest policies.* Forest Trends., Washington DC

SMOUTS, M.-C. 1998. Du bon usage de la gouvernance en relations internationales, *Revue internationale des sciences sociales*, n°155, p. 85-94

STIBIG H.-J. , STOLLE, F. DENNIS R. AND FELDKÖTTER C. 2007. *Forest Cover Change in Southeast Asia. The Regional Pattern.* JRC scientific and technical reports, European Commission Joint Research Centre,

WILSON, A.-M. and GUÉNEAU, S. 2003. *Gouvernance mondiale des forêts : Une évaluation à partir de l'analyse de la position des organisations non gouvernementales,* Iddri

YOUNG, O.R. (ed.) 1997. *Global Governance: Drawing Insights from the Environmental Experience*, Cambridge, MIT Press.

QUATRIEME PUBLICATION

Des initiatives volontaires privées pour conserver la biodiversité des forêts tropicales ?

Auteur : Stéphane Guéneau et Benjamin Cashore

Type de publication :

Chapitre d'ouvrage, publié dans :

Tubiana L. & Jacquet P.

"Biodiversité, Nature et développement"

Regards sur la Terre, L'Annuel du développement durable 2008, pp. 203-216

Date : 2008

Editions : **Les presses de Sciences-Po**, Paris

Chapitre 10

Des initiatives volontaires privées pour conserver la biodiversité des forêts tropicales ? Le cas de la certification forestière

par Stéphane Guéneau (Chargé de programme, IDDRI) et Benjamin Cashore (Associate Professor, Yale School of Forestry and Environmental Studies, Directeur du Programme sur les politiques et la gouvernance forestières)

Face aux lacunes et aux insuffisances des initiatives publiques devant la dégradation continue des forêts tropicales, de nouvelles formes de régulation privées ont émergé au début des années 1990. Portés par le secteur privé et les ONG, ces dispositifs reposent sur un système de certification de la gestion forestière. Quelles sont les incidences et la portée de ces dispositifs privés ? Quels sont leurs impacts sur la préservation de la biodiversité ? Cette nouvelle approche peut-elle combler le manque d'initiatives gouvernementales et limiter la déforestation ?

Les forêts tropicales sont le principal réservoir de la biodiversité terrestre. Or cet écosystème est gravement menacé par les activités humaines. Depuis une vingtaine d'années, la préservation des forêts est ainsi devenue l'objet de préoccupations mondiales. Mais jusqu'à présent, les négociations intergouvernementales visant à établir un accord juridique contraignant sur les forêts ont échoué. C'est dans ce contexte qu'ont émergé les premières

initiatives privées de certification. Le Forest Stewardship Council (FSC) a ainsi été conçu en 1993 par des mouvements écologiques déçus de la lenteur des négociations multilatérales et des actions internationales. Dans les années qui suivirent, d'autres systèmes de certifications non étatiques, initiés par des groupes industriels ou des propriétaires privés, ont suivi, dans les pays du Nord comme du Sud.

Ces certifications privées présentent de nouvelles opportunités de concilier protection de l'environnement et développement. Toutefois, il est encore trop tôt pour évaluer leur impact sur la biodiversité et le développement durable.

Émergence de l'action privée

Au cours des années 1990, environ 15,2 millions d'hectares de forêt tropicale, soit un peu plus de la surface forestière de la France métropolitaine, ont été perdus chaque année. Les forêts denses humides, les plus riches en biodiversité, reculent chaque année de plus de 10 millions d'hectares, soit près de 1 % par an. Les forêts tropicales abriteraient en effet environ la moitié de tous les vertébrés connus, 60 % des essences végétales et peut-être 90 % des espèces présentes sur la surface émergée du globe.

Des actions gouvernementales insuffisantes

De nombreuses initiatives internationales et politiques publiques sont mises en œuvre par les gouvernements en vue de conserver la biodiversité. Parmi ces différentes mesures, on retiendra l'effort d'extension du réseau mondial d'aires protégées. De 1992 à 2002, le nombre d'aires protégées a doublé, couvrant désormais environ 12 % des terres émergées. Selon la liste établie conjointement par le PNUE et l'UICN en 2003, les aires protégées couvrent près de 23 % des forêts tropicales au niveau mondial.

Hormis celles qui sont difficiles d'accès, les trois quarts des forêts tropicales que compte notre planète ne sont donc pas concernées par ces mesures de conservation spécifiques. Elles ont une vocation essentiellement productive, notamment l'extraction de bois et d'autres produits forestiers non ligneux tels que les fruits. Elles nécessitent donc des mesures particulières pour

protéger leur riche biodiversité. Dans cette optique, plusieurs stratégies ont été promues par la communauté internationale et par les États. Des programmes forestiers nationaux ont été élaborés. Mais leur application n'est pas assortie à des mesures juridiquement contraignantes, même si un mécanisme de *reporting*[26] permet de vérifier les engagements pris et les progrès accomplis par les gouvernements en matière de politique forestière.

Au niveau de l'unité d'exploitation forestière, l'une des principales mesures des politiques publiques est l'obligation réglementaire d'élaborer et de mettre en œuvre des plans d'aménagement forestiers. La finalité de ces plans est d'améliorer les pratiques sylvicoles, en tenant compte non seulement du renouvellement de la ressource mais également des aspects sociaux et environnementaux. Néanmoins, une grande partie de ces plans d'aménagement tardent à être appliqués sur le terrain. L'application des lois forestières est souvent médiocre en raison d'un personnel insuffisant, de l'éloignement de la ressource et de la confusion créée par de multiples lois, par la décentralisation et d'autres processus politiques. Ainsi, en dépit des différentes mesures mises en œuvre par la communauté internationale et les États, le couvert forestier tropical ne cesse de diminuer, ce qui intensifie la menace sur la biodiversité mondiale.

L'émergence des initiatives de certification volontaire

L'évolution des politiques forestières au cours des quinze dernières années est liée à l'émergence de deux types d'actions construites sur les cendres de l'échec de la tentative d'élaboration d'une convention internationale sur les forêts lors du Sommet de la Terre à Rio en 1992. Toutes deux sont influencées par la menace potentielle que fait peser un accord global sur la souveraineté nationale. Cette menace est d'ailleurs la principale explication, largement acceptée, de l'échec des négociations forestières globales.

La première voie a contourné les questions de souveraineté en portant son attention sur les processus permettant de définir, plutôt que de mettre en œuvre, la « foresterie durable ». Ces processus ont pris la forme de réunions d'experts centrées sur la précision du contenu de « critères et indicateurs » et la promotion de programmes forestiers nationaux. Pour n'en nommer que quelques-uns, il s'agit du processus d'Helsinki lancé en 1993 pour l'Europe, du processus de Montréal établi en 1993 pour l'Amérique du Nord, du processus de Tarapoto qui

[26] Rapport annuel rendu public par les gouvernements.

a démarré en 1995 pour l'Amazonie, et les critères et indicateurs de l'organisation africaine des bois définis en 1996. L'objectif était que les pays prennent en charge, à leur niveau, les préoccupations forestières globales. Ce sont les agences forestières, les négociateurs gouvernementaux et les agences internationales comme la FAO et le Forum des Nations unies sur les forêts (FNUF) qui ont emprunté cette voie.

La seconde voie a dépassé les questions de souveraineté en rejetant complètement les négociations intergouvernementales. Pour tenter de résoudre les problèmes de déforestation, elle s'est tournée vers les marchés en développant des dispositifs de normalisation prescriptifs. La plupart des grandes ONG environnementales internationales, leurs alliés dans les mouvements sociaux et altermondialistes, des représentants des communautés locales et indigènes, quelques entreprises forestières, des entreprises de distribution des produits forestiers, des agences d'aide et de protection de l'environnement, la Banque mondiale et des fondations philanthropiques se sont engagés sur cette voie. Mais, pour la plupart des mouvements écologistes, les négociations multilatérales étaient trop lentes, l'action collective internationale trop timide et les engagements des États pour la protection des forêts tropicales trop faibles. Ces acteurs ont alors créé et développé le *Forest Stewardship Council* (FSC), programme conçu en 1993 pour évaluer les comportements environnementaux et sociaux des entreprises et certifier celles dont les pratiques en matière de foresterie répondent aux critères de performance préalablement élaborés. Parmi le large éventail des instruments de gouvernance privé et des formes de partenariats publics-privés, cette approche est celle sur lequel l'État a le moins de contrôle. Elle a été conceptualisée par B. Cashore[27] comme une forme de gouvernance non étatique pilotée par le marché (*Non-State Market Driven – NSMD – governance system*).

Une certification forestière durable

Afin de fournir une reconnaissance par le marché à ceux qui mettent en pratique une foresterie responsable, le FSC a recours à un système spécifique de certification de la bonne gestion forestière par tierce partie. Le système global repose sur 10 principes et 56 critères de bonnes pratiques qui s'appliquent à tous les types de forêt dans le monde. Ces normes générales sont

[27]. CASHORE (B.), « Legitimacy and the Privatization of Environmental Governance : How Non-State Market-Driven (NSMD) Governance Systems Gain Rule-making Authority », *Governance : an International Journal of Policy, Administration and Institutions*, 15 (4), octobre 2002, p. 503-529.

le produit de la confrontation de points de vue hétérogènes – et parfois opposés – entre les différents acteurs qui composent le FSC. Le principe de fonctionnement de ce dernier est simple : des organismes tiers, indépendants et accrédités par le FSC sont chargés de vérifier que les exploitants ayant fait la démarche volontaire d'adhésion au FSC en respectent les principes et critères. Pour tenir compte de la spécificité des forêts selon les pays et les régions du monde, des normes sont élaborées au niveau national, dans le cadre d'un processus de négociation multi-acteurs appelé « initiative FSC nationale ». En décembre 2006, 38 initiatives nationales étaient accréditées par le FSC. Lorsque les initiatives nationales sont inexistantes, le FSC International autorise des organismes certificateurs tierce partie à élaborer des normes provisoires pour les entreprises qui désirent obtenir une certification rapidement et ne peuvent attendre plusieurs années la finalisation des procédures d'élaboration de normes.

Suite à l'émergence du FSC, d'autres systèmes de certification non étatiques initiés par des groupes industriels ou des propriétaires privés sont apparus au cours des années 1990. Dans les pays développés, les systèmes SFI (*Sustainable Forestry Initiative*) aux États-Unis, CSA (*Canada Standard Association*) au Canada, PEFC (*Pan European Forest Certification Scheme*) en Europe et un système australien de certification forestière se sont ainsi mis en place. Dans les pays en développement, il s'agit du système CERFLOR au Brésil, CERTFOR au Chili, MTCC en Malaisie, LEI en Indonésie et PAFC au Gabon. Ces initiatives ont répondu directement à la menace de perte de pouvoir des acteurs économiques sur la gouvernance des forêts que représente l'émergence du FSC, organisation soutenue par les ONG. La plupart des systèmes de certification qui entrent en concurrence avec le FSC ont été regroupés au sein du PEFC, dont l'appellation a été modifiée pour devenir le *Programme for the Endorsement of Certification Scheme* (Programme de reconnaissance des certifications forestières). Celui-ci agit comme un véritable dispositif international de reconnaissance mutuelle entre les initiatives volontaires de certification à l'échelon national.

Les normes qui servent de référence à ces programmes de certification concurrents du FSC sont les critères et les indicateurs de gestion forestière issus des processus de négociations intergouvernementales régionales. Du fait de leur positionnement sur la question épineuse de la souveraineté nationale sur les ressources forestières, ces programmes de certification mettent l'accent sur des exigences et procédures flexibles d'amélioration des pratiques auxquelles doivent se soumettre les exploitants forestiers. Ces procédures constituent les

objectifs à atteindre pour être certifié. Les entreprises disposent donc d'une marge de manœuvre significative lors de la mise en œuvre de leurs pratiques forestières responsables, puisqu'ils ne sont pas contraints par des objectifs de performance précis pour obtenir la certification.

Tableau 1 : **Comparaison des caractéristiques des principales initiatives de certification forestière**

	Origine	Type de norme	Portée géographique	Vérification par tierce partie
FSC	Mouvements écologistes, distributeurs	Performance	Internationale	Exigée
PEFC	Propriétaires forestiers et quelques industriels	Combinaison entre performance et procédure	Européenne à l'origine, étendue au niveau international	Exigée
SFI	Industriels	Combinaison entre performance et procédure	Amérique du Nord	Optionnelle
CSA	Industriels	Combinaison entre performance et procédure	Nationale	Exigée

Notes :

Les normes de performance font référence à des programmes qui visent principalement la création de règles contraignantes de gestion forestière sur le terrain ; les normes de procédures font référence à des systèmes plus flexibles et souvent non contraignants pour atteindre les objectifs environnementaux. La vérification par une tierce partie signifie qu'une organisation tierce extérieure contrôle la mise en conformité des normes.

En raison des variations entre les initiatives nationales du PEFC, il est difficile de caractériser de façon générique le programme PEFC – bien qu'un niveau minimal de procédures soit imposé par le Conseil du PEFC.

Source : Cashore (B.), Auld (G.) et Newsom (D.), *Governing Through Markets : Forest Certification and the Emergence of Non-State Authority*, New Haven (Conn.), Yale University Press, Yale School of Forestry and Environmental Studies, Program on Forest Certification, 2004.

Quels impacts sur la biodiversité ?

Les superficies de forêts certifiées affichent une forte progression. À la fin de l'année 2006, environ 295 millions d'hectares de forêts étaient certifiés, dont 84 millions selon les normes du FSC. Près de 900 certificats de gestion forestière conformes aux normes du FSC ont été délivrés par des organismes de contrôle accrédités par le FSC dans 74 pays. Bien qu'ayant été créé après le FSC, le PEFC couvre désormais plus des deux tiers de la superficie totale des forêts certifiées dans le monde.

La progression rapide des surfaces de forêts certifiées à travers le monde est souvent présentée comme une marque de succès de la certification forestière. Toutefois, cet indicateur ne permet pas d'attester formellement que le processus de certification a réellement eu une incidence sur la biodiversité. En raison de la complexité des mesures de l'évolution de la biodiversité au niveau de l'unité forestière et du manque de connaissance sur les espèces et leur évolution, il s'avère extrêmement difficile d'évaluer les effets des pratiques de gestion forestière sur la biodiversité à l'aide des normes de performance utilisées à l'heure actuelle. Or les questions ayant trait à l'efficacité sont fondamentales car la gestion durable des forêts est un sujet complexe, qui évolue dans le temps et qui fait encore l'objet d'incertitudes scientifiques entraînant des débats nourris entre les forestiers et les biologistes sur les techniques d'exploitation.

Les recherches sur les impacts de la certification sur la biodiversité font cruellement défaut, notamment en raison de la jeunesse de cet instrument. Sans que l'on puisse en tirer des conclusions précises sur l'évolution de la diversité biologique au moyen d'indicateurs appropriés, de récentes études fournissent quelques éléments d'appréciation de l'incidence de la mise en œuvre du FSC, le programme de certification le plus ancien, sur l'amélioration des mesures qui concourent à maintenir la biodiversité[28].

[28] Certains résultats peuvent être tirés d'un travail d'analyse comparative de la mise en œuvre des programmes de certification forestière dans seize pays en développement et en transition : CASHORE (B.), GALE (F.), MEIDINGER (E.) et NEWSOM (D.), (eds), *Confronting Sustainability : Forest Certification in Developing and Transitioning Countries*, Yale School of Forestry and Environmental Studies, Rapport, 8, 2006. La méthodologie employée a consisté essentiellement à réaliser des entretiens semi-directifs auprès des acteurs impliqués dans les pays concernés.

Expériences positives

En Indonésie, l'implantation de réserves de conservation dans les unités forestières aménagées a été stimulée par la certification. Une aire de forêts à haute valeur pour la conservation (*High Conservation Forest Value*, HCFV) de 50 000 hectares a été entièrement préservée dans une concession. Une entreprise coopère avec l'ONG The Nature Conservancy (TNC) afin d'identifier les HCVF dans le domaine forestier qu'elle contrôle. Des études sont menées par des entreprises forestières en coopération avec des universités et centres de recherches indonésiens afin d'étudier les écosystèmes sensibles comme les mangroves. Ces études sont une condition préalable au lancement du processus de certification. D'autres études visent à déterminer les conditions de régénération et de croissance des espèces, ou à établir des registres taxonomiques. Certaines entreprises certifiées ont placé 10 % de leur domaine forestier en réserve intégrale et ont créé des corridors de biodiversité[29].

Au Guatemala, les normes de certification concernent, entre autres, la protection des espèces menacées listées par la CITES (Conférence internationale sur le commerce des espèces menacées d'extinction). Les semences forestières sont également protégées. Des mesures de conservation de la faune et de régulation de la chasse ont été établies par le biais de la certification. Les impacts de l'exploitation forestière sur la biodiversité ont également été améliorés par l'intermédiaire d'une démarcation des zones protégées le long des cours d'eau, des lagons et des zones humides[30].

Au Gabon, les entreprises qui se sont engagées dans une démarche de certification ont considérablement modifié leurs pratiques de gestion forestière, même s'il est difficile d'attribuer ces évolutions aux seules initiatives privées, car les politiques publiques ont également des effets significatifs. L'une des évolutions les plus importantes a été la mise en place de plans d'aménagement forestiers (PAF) dont la durée de rotation des coupes a été portée de trente à quarante ans. Ces plans intègrent des calculs du volume de coupe annuel disponible basés non seulement sur les inventaires du stock de bois sur pied, mais également sur les projections des taux de mortalité des espèces et les estimations des dommages causés par l'exploitation. Les concessions forestières sont délimitées et cartographiées de manière à

[29]. RAHMAD MUHTAMAN (D.) et AGUNG PRASETYO (F.), « Indonesia », dans B. CASHORE, F. GALE, E. MEIDINGER et D. NEWSOM (eds), *Confronting Sustainability : Forest Certification in Developing and Transitioning Countries*, New Haven, Yale School of Forestry and Environmental Studies, Rapport, 8, 2006, p. 33.

[30]. CARRERA GAMBETTA (F.), STOIAN (D.), CAMPOS (J. J.), MORALES CANCINO (J.) et PINELO (G.), « Guatemala », B. CASHORE, F. GALE, E. MEIDINGER et D. NEWSOM (eds), *Confronting Sustainability*, *op. cit.*, p. 363.

repérer les zones de récolte annuelles. Les PAF contiennent également des dispositions relatives à l'impact de l'ouverture des routes forestières. Les entreprises qui ont obtenu la certification sont souvent allées au-delà des exigences requises par les PAF, en renforçant les mesures dédiées à la conservation de la nature. À l'intérieur des concessions, elles ont étendu les aires protégées dans lesquelles l'exploitation forestière est prohibée. Des mesures de lutte contre le braconnage ont été introduites et les travailleurs forestiers qui contreviennent à ces mesures en chassant de la viande de brousse sont durement sanctionnés[31].

Les changements de comportement liés à la certification

L'évaluation des impacts de la certification sur la biodiversité peut également être menée en se basant sur l'analyse des actions correctives préconisées par les organes de certification lors du processus d'audit initial. Une telle méthode permet d'obtenir certains éléments quantitatifs ayant trait aux changements comportementaux des opérateurs forestiers.

Au Brésil, par exemple, le rapport d'évaluation élaboré par l'organisme de contrôle SCS (Scientific Certification Systems) sur la certification FSC de la gestion forestière de l'entreprise Cikel montre que l'obtention de la certification a été conditionnée par la démarcation des zones utilisées par les communautés traditionnelles pour leurs activités de chasse et de cueillette de subsistance. Ce zonage doit être accepté formellement par ces communautés. Un plan de caractérisation de la faune a été élaboré afin d'implanter des zones de conservation et de définir des indicateurs de surveillance de la faune rare et menacée d'extinction.

Une étude très complète[32] a examiné les actions exigées par l'organisme de certification Smartwood accrédité par le FSC pour que 129 opérateurs forestiers situés dans 21 pays obtiennent la certification, autrement dit, les améliorations que les entreprises ont dû effectuer pour être en conformité avec les principes et critères du FSC. L'une des actions correctrices les plus fréquemment préconisées est la protection des zones riveraines des cours d'eau (63 % des unités de gestion forestière). Dans la majorité des cas, ces mesures concernent la délimitation et les conditions de production dans les zones tampons situées entre les forêts aménagées pour la production et les bandes de protection intégrales riveraines des cours

---

[31]. EBA'A ATYI (R.), « Gabon », dans B. CASHORE, F. GALE, E. MEIDINGER et D. NEWSOM (eds), *Confronting Sustainability*, *op. cit.*, p. 443.

[32]. NEWSOM (D.) et HEWITT (D.), *The Global Impacts of SmartWood Certification*, Rainforest Alliance, Trees Programm, 2005.

d'eau, et non la largeur des bandes de protection intégrale autour des cours d'eau généralement conformes.

Une seconde action correctrice fréquente concerne la protection des sites sensibles et des « forêts à haute valeur pour la conservation » (HCVF). 62 % des opérations auditées par Smartwood ont été dans l'obligation d'améliorer leurs pratiques pour être en conformité avec les critères du FSC relatifs aux HCVF. Les opérateurs ont été dans l'obligation de démontrer que les plans d'aménagement intègrent correctement le repérage et l'évaluation des HCVF, et que des mesures pour leur protection soient correctement décrites dans les documents d'aménagement : consultation des parties prenantes, développement d'inventaires, systèmes de surveillance, cartographie dynamique des espèces, etc.

La protection des espèces menacées d'extinction constitue un troisième thème pour lequel des actions correctrices sont fréquemment requises. 62 % des opérations forestières auditées par Smartwood ont dû mettre en œuvre des mesures pour améliorer la protection des espèces en danger, via la restauration des habitats dégradés par exemple.

Les limites des initiatives privées

L'une des principales critiques que l'on peut formuler à l'égard de la certification forestière est son développement inégal[33].

Le développement inégal de la certification forestière

La certification s'est développée beaucoup plus rapidement dans les zones de forêts boréales ou tempérées que dans les zones tropicales (cf. figures 1 et 2). Hormis l'initiative malaisienne MTCC, les programmes de certification sont très peu mis en œuvre en forêts tropicales. Le programme Brésilien CERFLOR se concentre sur les forêts du sud du Brésil et sur les plantations forestières, mais ne certifie pas de forêts amazoniennes.

Plus de 82 % des surfaces forestières dont la gestion est certifiée par le FSC se situent en Europe et Amérique du Nord. 3 % seulement des surfaces sont localisées en Afrique (2,5 millions d'hectares dont 1,7 dans la seule Afrique du Sud) et 4 % dans la zone Asie et

[33]. GUENEAU (S.), « La forêt tropicale : entre fourniture de bien public global et régulation privée, quelle place pour l'instrument certification ? », dans MALJEAN-DUBOIS (S.) (dir), *L'Outil économique en droit international et européen de l'environnement*, Paris, La Documentation française, coll. « Monde européen et international », 2002, p. 391-415.

Pacifique. De plus, la certification s'est concentrée davantage sur les plantations industrielles en zone tropicale. Par exemple, entre 2000 et 2005, la part des surfaces des plantations industrielles certifiées par le FSC au Brésil avoisinait les deux tiers du total des surfaces de forêts certifiées. Les exploitations de faible taille et les forêts gérées par des communautés étaient également peu touchées par le FSC.

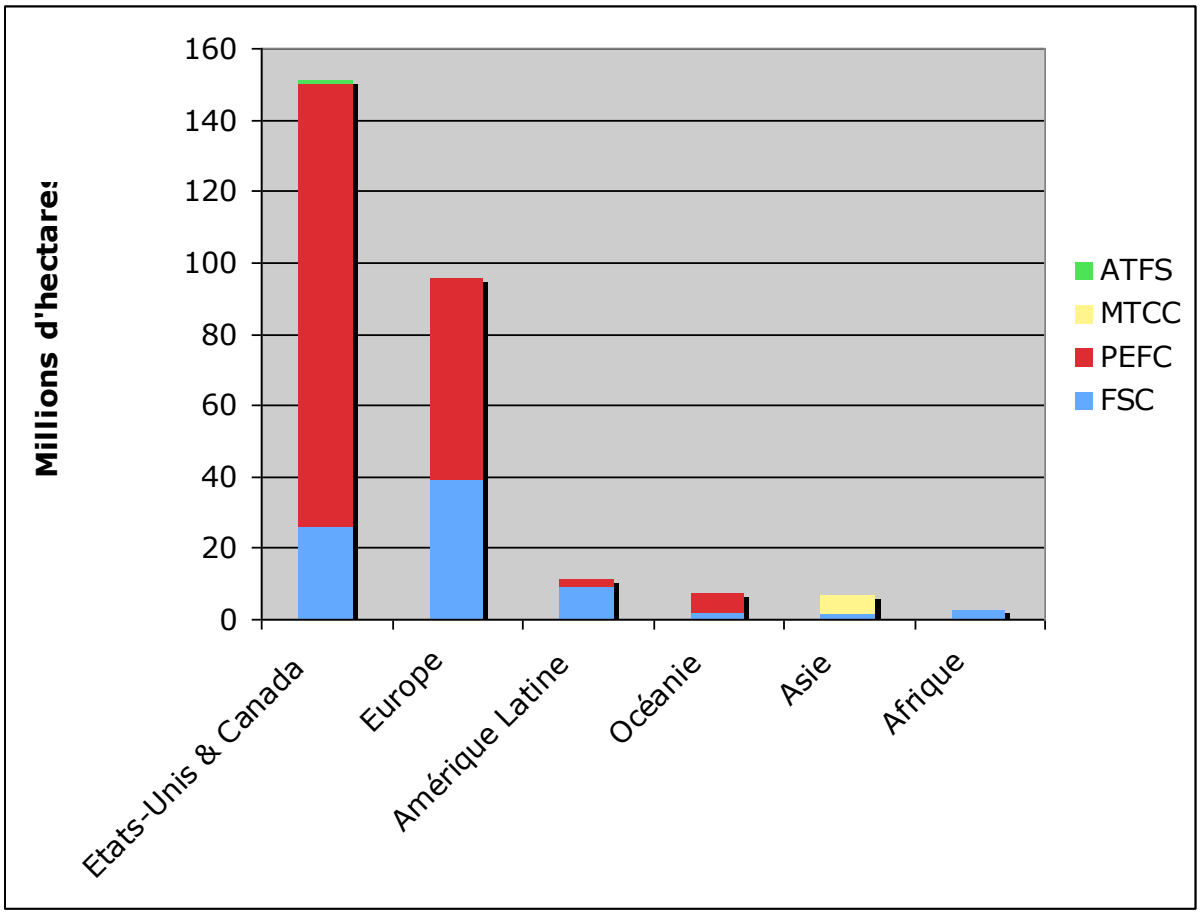
Ces déséquilibres dans le développement de la certification s'expliquent en partie par les différentiels de coûts entre pays développés et pays en développement. Selon R. E. Gullison[34], les coûts de la certification de grandes compagnies forestières aux États-Unis ou en Pologne attendraient 0,02 à 0,03 dollars US par mètre cube contre 0,26 à 1,10 dollars US dans les pays tropicaux et plus de 4 dollars US pour les petits producteurs d'Amérique latine. Ils comprennent les coûts de l'évaluation préliminaire de la certification, ceux des modifications de gestion nécessaires pour obtenir la certification et enfin ceux de l'audit annuel d'évaluation. Une partie de ces coûts sont fixes et induisent en conséquence des effets d'échelle : plus l'exploitation forestière est petite, plus la part de ces coûts dans le prix total du produit certifié sera forte, plus la certification forestière générera des désavantages compétitifs.

Inversement, les grandes exploitations supporteront ces coûts plus facilement. R. E. Gullison[35] rapporte qu'une compagnie forestière amazonienne parle de coûts d'exploitation 30 % plus élevés dans les forêts certifiées que dans les forêts exploitées de manière conventionnelle.

[34]. GULLISON (R. E.), « Does Forest Certification Conserve Biodiversity? », *Oryx*, 37 (2), 2003.

[35]. *Ibid.*

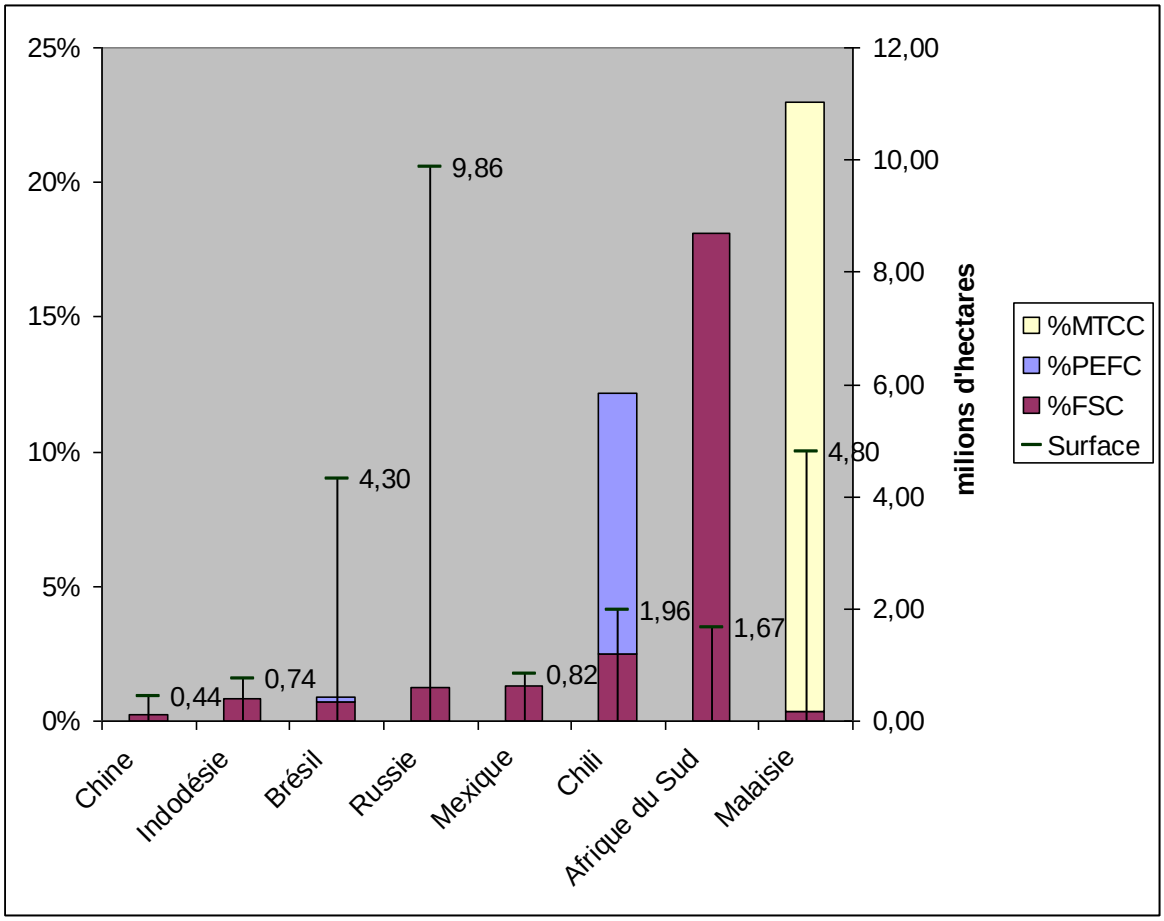
Figure 1 : **Surface de forêt certifiée par les différents programmes de certification sur chaque continent**



Notes : ATFS : American Tree Farm System ; MTCC : Malaysian Timber Certification Council ; PEFC : Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes ; FSC : Forest Stewardship Council.

Source : Cashore (B.), Gale (F.), Meidinger (E.) et Newsom (D.) (eds), *Confronting Sustainability : Forest Certification in Developing and Transitioning Countries*, New Haven (Conn.), Yale School of Forestry and Environmental Studies, Rapport, 8, 2006, mise à jour par Connie McDermott en octobre 2006.

Figure 2 : **La certification dans les pays en développement et en transition : surface certifiée et pourcentage du couvert forestier total**



Source : Cashore (B.), Gale (F.), Meidinger (E.) et Newsom (D.) (eds), *Confronting Sustainability : Forest Certification in Developing and Transitioning Countries*, New Haven (Conn.), Yale School of Forestry and Environmental Studies, Rapport, 8, 2006, mise à jour par Connie McDermott en octobre 2006

Les limites de la certification comme instrument de marché

Selon la FAO[36], 7 % seulement de la production mondiale de bois ronds industriels fait l'objet d'échanges internationaux, et une faible partie d'entre eux concerne les produits issus de forêts tropicales. En outre, les flux de bois tropicaux s'orientent de plus en plus vers l'Asie, continent où la demande « verte » reste encore très marginale. Hormis en Europe et en Amérique du Nord, la consommation de produits forestiers vendus sur les marchés

[36]. FAO, *Situation des forêts du monde*, Rome, FAO, 2007.

domestiques est peu sensible aux conditions de production. Ces marchés sont souvent informels, et la part d'autoconsommation est encore très significative. La certification de la bonne gestion forestière concerne donc les producteurs les plus intégrés dans la sphère de l'économie marchande. Elle touche peu les forêts tropicales, où une grande partie du bois est récolté par des producteurs ruraux artisanaux, peu intégrés dans l'économie de marché, mais qui jouent pourtant un rôle crucial dans les dynamiques d'évolution du couvert forestier[37].

Le décalage entre les normes internationales et les contextes locaux

L'absence de flexibilité des normes de certification, la non-prise en compte du contexte local d'usage des ressources naturelles et les conflits entre législation nationale et règles internationales sont des facteurs qui entravent le développement de la certification en milieu tropical. En raison de l'insécurité foncière, les producteurs ne sont pas incités à mettre en œuvre des plans d'aménagement coûteux, et encore moins à répondre à des standards de certification exigeants, dont ils ne sont pas certains de pouvoir les respecter sur le long terme. Par ailleurs, au Brésil, l'occupation de propriétés forestières par des familles d'agriculteurs à la recherche de nouvelles terres à exploiter est monnaie courante, de même que la falsification des titres de propriété.

Le fossé qui sépare les normes FSC de la réalité d'une grande partie des pratiques de gestion des forêts tropicales est encore trop large pour que la certification puisse constituer une réelle incitation à travailler dans la légalité. Les exploitants forestiers qui respectent les lois sont soumis à la concurrence impitoyable de ceux qui continuent à développer des pratiques d'exploitation illicites, à moindre coût. Les entreprises ne sont pas incitées à s'engager dans une démarche de certification onéreuse dont les bénéfices sont encore trop improbables. Certaines entreprises certifiées préfèrent abandonner leurs activités forestières pour se consacrer à d'autres activités moins risquées.

Il est probable que la plupart des entreprises certifiées disposaient déjà de pratiques de gestion forestières « supérieures à la moyenne » avant d'obtenir la certification. Plus le fossé entre les pratiques d'exploitation forestière d'une entreprise et celles qui sont requises pour obtenir la certification est important, moins l'incitation à s'engager dans une démarche de certification

[37]. GUÉNEAU (S.) et BASS (S.), « Global Forest Governance : Effectiveness, Fairness and Legitimacy of Market-Driven Approaches », dans S. THOYER et B. MARTIMORT-ASSO, *Participation for Sustainability in Trade*, Aldershot, Ashgate, 2007, p. 161-178.

est forte. Autrement dit, les entreprises dont les pratiques de gestion forestières sont les plus mauvaises sont celles qui seraient les moins enclines à les améliorer à travers la certification.

Il faut toutefois distinguer les impacts de la certification à court et à long terme. En effet, dans une première phase, ce sont les entreprises dont les conditions de production sont les plus proches de normes de certification qui seront les plus incitées à s'engager dans une démarche de certification. Les impacts seront donc limités à court terme. Mais cette première phase devrait tracer la voie d'une seconde phase d'acceptation beaucoup plus large de la certification, bien que plus longue à se mettre en place.

La certification suffit-elle pour lutter contre la déforestation ?

En raison des taux d'actualisation élevés[38], de la lenteur de la croissance des arbres qui oblige les propriétaires à attendre plusieurs dizaines d'années avant la coupe, et de l'insécurité foncière et politique qui caractérisent les pays tropicaux, les perspectives de profit de la récolte future de bois sont peu prometteuses. La relative faiblesse de la valeur du bois récolté à long terme ne justifierait pas les investissements dans le modèle technique de gestion forestière requis pour la certification. Toutefois, si l'on prend en compte les progrès technologiques en matière de transformation industrielle du bois, les profits potentiels pourraient rendre attractifs les investissements à long terme dans la gestion des forêts. Il n'est toutefois pas sûr que l'exploitation durable des bois soit plus rentable pour les diverses parties concernées (gouvernements, concessionnaires et communautés locales) que d'autres modes possibles d'utilisation des terres[39]. Les coûts d'opportunité d'une gestion à long terme des forêts restent en effet très élevés par rapport à leur conversion à des usages agricoles[40].

Perspectives d'évolution

Adaptation au contexte local

Le développement d'initiatives nationales du FSC dans les pays en développement pourrait favoriser l'adaptation locale des principes et critères du FSC. Le FSC promeut la « certification de groupe », par l'entremise d'un groupement forestier, d'une société sylvicole ou d'un conseiller forestier, de manière à réduire les coûts relatifs à la certification. En 2004,

[38] Taux de rendement employé pour convertir une somme, payable ou recevable ultérieurement, à sa valeur actuelle.

[39]. ITTO, *Status of Tropical Forest Management*, ITTO Technical Series, 24, 2006.

[40]. GULLISON (R. E.), « Does Forest Certification Conserve Biodiversity? », art. cité.

de nouveaux standards pour les forêts de faible surface et gérées de façon peu intensive ont été approuvés par le FSC afin de minimiser les coûts de la certification pour les petits producteurs. Enfin, les organismes certificateurs accrédités par le FSC sont également davantage présents que par le passé dans les zones tropicales.

Développement des marchés publics

Les initiatives de certification privées influencent l'action publique à travers les politiques de verdissement des marchés publics initiées récemment dans des gouvernements européens. Certains d'entre eux (Royaume-Uni et Danemark) ont pris l'engagement d'utiliser uniquement des bois certifiés FSC. En France, la circulaire adoptée en avril 2005 qui prévoit que tous les achats publics de bois tropicaux proviendront d'ici 2010 de forêts gérées de façon durable ne privilégie pas un programme de certification par rapport aux autres. Les politiques d'achat publics ne se limitent pas aux États ; de plus en plus de collectivités locales européennes annoncent leur intention d'acheter uniquement du bois provenant de forêts certifiées.

Renouveau des politiques forestières tropicales

Au cours de ces dernières années, les surfaces forestières aménagées ont fortement progressé sous les tropiques : 96,3 millions d'hectares sont actuellement couverts par des plans d'aménagement, alors que ce chiffre était pratiquement nul dans les années 1980 (ITTO, 2006). De nouvelles mesures réglementaires encadrent la gestion forestière dans la plupart des pays tropicaux. Par exemple, le Brésil a édicté, en mars 2006 une nouvelle loi visant à allouer le domaine forestier public en concessions forestières bien gérées d'une durée maximale de quarante ans. En dix ans, 3 % de l'Amazonie – soit 13 millions d'hectares – devrait être concernée par ce mécanisme. Il est probable que les entreprises possédant une concession auront recours à la certification forestière pour se différencier du secteur exploitant la forêt de manière illégale et non durable.

Des initiatives privées au-delà du secteur forestier

Le modèle de certification de la bonne gestion forestière s'étend progressivement à d'autres secteurs économiques : les secteurs agricoles, halieutiques, miniers, touristiques, etc. Ces formes de régulation privée visent également des objectifs environnementaux, dont la protection de la biodiversité. Certains dispositifs privés comme la Table ronde sur le palmier à huile durable (*Round-Table on Sustainable Palm-Oil*, RSPO) ou la Table ronde sur le soja responsable (*Round-Table on Responsible Soy*, voir Repère 12 et Zoom Amazonie), créés

récemment, sont complémentaires de la certification forestière dans la mesure où elles visent à lutter contre la conversion des forêts naturelles riches en biodiversité en plantations industrielles ou en monocultures.

Le rôle de la Chine dans le développement futur de la certification

La croissance démographique et économique de la Chine tire la demande internationale de bois à la hausse (cf chapitre 4, pXX). Par ailleurs, en interdisant l'exportation de grumes, les politiques publiques chinoises montrent la volonté de protéger les ressources forestières domestiques du pays. Mais la politique chinoise d'approvisionnement en bois pour satisfaire la demande domestique a entraîné un développement des investissements chinois dans les régions tropicales fortement dotées en ressources forestières, notamment dans le bassin du Congo, et une exportation sans précédent de produits bruts africains vers la Chine qui en transforme une partie pour les réexporter sous forme de produits à plus haute valeur ajoutée (meubles, jouets…). Le marché chinois recherche de grandes quantités de bois bruts à bas prix et n'a pas encore montré de forte sensibilité aux questions environnementales. Si la Chine devient le principal marché d'exportation des entreprises localisées en Afrique, il est probable que celles-ci ne seront pas incitées à s'engager dans des démarches de certification forestières onéreuses. Mais les possibilités de mise en place d'une chaîne de contrôle des produits chinois exportés en Europe pourraient favoriser le développement de la certification en Chine. Une initiative nationale du FSC vient d'ailleurs d'être créée en Chine.

Comment étendre les certifications privées ?

La certification de la bonne gestion forestière est un instrument qui a émergé pour combler le déficit de régulation publique et d'action collective internationale sur les forêts, dans un contexte marqué par des divergences fortes sur les questions de souveraineté nationale sur les forêts. Des changements de comportements significatifs des entreprises qui s'engagent dans la certification peuvent être observés, dont l'effet sur la préservation de la biodiversité ne peut être que positif. Mais cette stratégie touche essentiellement des entreprises bien insérées dans les échanges internationaux. De nombreux exploitants forestiers, notamment de faible taille et dans les pays en développement, sont donc encore très peu incités à s'engager dans une démarche de certification dont ils ne perçoivent pas clairement quel peut être le bénéfice qu'ils peuvent en retirer.

Des processus d'adaptation semblent donc nécessaires pour que les stratégies non étatiques étendent leur portée. En se basant sur les éléments présentés dans cet article, quels éléments

prospectifs peut-on avancer sur le développement de la certification et ses incidences sur l'amélioration des problèmes environnementaux et sociaux qui atteignent les forêts mondiales ?

Favoriser « l'effet californien »

La réponse à cette question consiste, au moins en partie, à comprendre comment les promoteurs de la certification peuvent favoriser ce que D. Vogel[41] a appelé « l'effet californien ». Ce concept désigne le processus selon lequel les entreprises dont les pratiques sont relativement bien encadrées estiment qu'il est de leur propre intérêt stratégique de promouvoir des régulations similaires à celles qu'elles appliquent auprès de leurs concurrents. Dans les cas qu'il a étudiés, D. Vogel note que les mesures environnementales californiennes résultent bien souvent de deux cas de figure. Dans le premier cas, les firmes implantées en Californie renforcent leurs propres normes environnementales parce qu'elles doivent répondre à des exigences réglementaires similaires existantes dans d'autres états américains. Dans le deuxième cas, les firmes implantées dans d'autres états sont poussées à accroître leurs normes environnementales afin de pouvoir accéder au marché californien très lucratif.

L'hypothèse défendue par D. Vogel est qu'un phénomène semblable peut se développer à l'échelle mondiale. Pour qu'un tel scénario se déroule, il faut un « déclencheur » : en l'occurrence, il s'agit de l'existence d'une communauté écologiste militante qui élabore des règles du jeu initiales, puis qui coopère avec les entreprises pour promouvoir et diffuser largement ces normes. En se référant à Vogel, l'astuce consiste donc à créer les conditions permettant de faciliter « l'effet californien », et, par là même, à contrer « l'effet Delaware », processus selon lequel les firmes s'orientent vers les marchés les moins régulés.

À cet égard, certains éléments utiles peuvent être puisés dans le concept en trois phases de la « gouvernance non étatique pilotée par le marché » (*« non-state market driven governance »*) développée par S. Bernstein et B. Cashore[42]. Selon ces auteurs, les systèmes de certification forestière se développent en trois phases successives. Au cours de la première étape, un nombre relativement restreint de firmes, celles dont les pratiques sont assez proches des exigences normatives de la certification, s'engagent au côté des ONG. Elles recourent à la

---

[41]. VOGEL (D.), *The Market for Virtue : The Potential and Limits of Corporate Social Responsibility*, Washington (D. C.), Brookings, 2005.

[42]. BERNSTEIN (S.) et CASHORE (B.), *Can Non-State Global Governance be Legitimate ? A Theoretical Framework, Regulation and Governance*, à paraître en 2007.

certification afin de différencier leurs produits par rapport à leurs concurrents dont les pratiques sont plus néfastes. Bien qu'importante dans certaines circonstances, cette première phase ne permet pas de résoudre les problèmes forestiers globaux car un grand nombre de firmes n'adhèrent pas à la démarche de certification.

La seconde étape est importante, bien que difficile à réaliser, dans la mesure où les entreprises qui ont refusé à l'origine de s'engager dans la certification ont des pratiques qui sont éloignées des exigences normatives des programmes de certification et que les coûts de mise en conformité sont bien supérieurs aux bénéfices qu'elles pourraient en retirer. Compte tenu de l'absence d'une demande croissante et sans réelle prime pour les produits certifiés, les programmes de certification devraient donc logiquement baisser leurs exigences initiales afin de recueillir une adhésion plus massive des entreprises.

Or, les organisations environnementales font justement pression en sens inverse, en prenant position pour une élévation progressive des normes. S. Bernstein et B. Cashore soutiennent que la résolution de ce problème est essentielle pour s'engager dans la troisième phase, celle de « légitimité politique » de la certification, au cours de laquelle le soutien à la certification est largement accepté dans le cadre des transactions marchandes globales.

Promouvoir « l'effet californien » décrit par D. Vogel peut constituer une manière de résoudre ce problème. En effet, la progression vers la deuxième phase pourrait être améliorée si les promoteurs – et stratèges – de la certification forestière s'appuyaient sur les mesures de politiques publiques existantes comme « déclencheurs » et utilisaient la certification pour améliorer les pratiques des entreprises qui opèrent dans des pays où les mesures de régulation gouvernementales sont faibles ou laxistes.

Actuellement, les orientations stratégiques des tenants de la certification vont plutôt dans un sens opposé : la certification est surtout utilisée pour accroître les normes que doivent atteindre des entreprises nord-américaines et européennes dont les pratiques sont déjà largement encadrées. De plus, en Amérique du Nord et en Europe, les débats interminables et stériles sur les avantages comparés des différents programmes de certification restreignent le soutien des marchés et créent une confusion auprès des consommateurs. Les stratégies développées jusqu'à présent par les promoteurs de la certification ont donc plutôt conduit à une adhésion relativement limitée de la certification dans les pays en développement, comme nous l'avons déjà mentionné.

Cibler d'avantage les mauvais élèves

Pour ces raisons, les efforts stratégiques futurs de promotion de la certification forestière devraient cibler davantage l'adhésion des plus mauvais acteurs, plutôt que de gratifier les meilleurs. Si la certification était utilisée comme référentiel des pratiques responsables que les gouvernements, pour la plupart d'entre eux, exigent déjà en Europe et en Amérique du Nord, tout en visant à exclure du marché le bois provenant des pratiques d'exploitation les plus destructrices dans les pays tropicaux, cela pourrait conduire à une meilleure acceptation et institutionnalisation du mécanisme de certification. Par exemple, si la certification était utilisée, initialement, pour éliminer le bois produit illégalement des marchés nord-américain et européen, l'impact serait considérable.

En effet, premièrement, les entreprises qui respectent les lois seraient incitées à adhérer au système car elles bénéficieraient de la réduction de l'offre de bois illégal et de bois issus de forêts non aménagées sur les marchés mondiaux. Une telle approche encouragerait un « effet californien » global : il serait dans le propre intérêt stratégique des entreprises régulées du Nord d'utiliser la certification comme un outil permettant d'exiger de leurs concurrents localisés dans les pays tropicaux qu'ils adoptent des pratiques similaires aux leurs. Et deuxièmement, une telle approche pourrait permettre d'améliorer considérablement les pratiques forestières sur le terrain dans les pays forestiers tropicaux car à l'heure actuelle, une grande partie des produits issus de processus d'exploitation illégaux est utilisée par les consommateurs nord-américains et européens.

Nous pouvons illustrer ce phénomène à partir du cas de la Chine. Au cours des dix dernières années, les importations chinoises de bois brut ont triplé, y compris en provenance de nombreuses régions où l'exploitation illégale est la règle et non l'exception, comme l'Indonésie, la Malaisie et la Russie. Cependant, dans le même temps, les exportations chinoises de produits manufacturés vers l'Europe et l'Amérique du Nord ont progressé respectivement de 1 000 % et 800 %. Ceci signifie que les consommateurs européens et nord-américains sont, à l'heure actuelle, les véritables moteurs de la déforestation tropicale, et que la Chine, en tant que principal transformateur, se situe au milieu de cette chaîne de valeur. Par conséquent, si les entreprises et les ONG unissaient leurs efforts pour créer une coalition permettant de favoriser un « effet californien », en travaillant ensemble pour promouvoir la demande de produits chinois certifiés en Europe et en Amérique du Nord, l'impact de la certification pourrait devenir beaucoup plus puissant et incitatif (cf chapitre 6, pXX)

En conclusion, une approche en deux temps est sans doute nécessaire pour développer la certification dans l'avenir : cibler l'élimination des pratiques les plus néfastes plutôt que de promouvoir les bons élèves et ensuite s'appuyer sur la prise de conscience du consommateur et la demande pour élever progressivement les normes.

Les auteurs souhaitent remercier Graeme Auld, Fred Gale, Constance McDermott, Errol Meidinger et Deanna Newsom pour leurs travaux conduits avec Benjamin Cashore y compris les publications citées ci-dessus. Nous remercions également les auteurs et participants du Symposium sur la certification forestière dans les pays en transition et en développement tenu à Yale en 2003. Ces travaux ont bénéficié de l'appui financier des fondations Ford et Rockfeller, de la Banque mondiale et de la Rainforest Alliance.

CINQUIEME PUBLICATION

La participation et la délibération comme processus de construction d'une gouvernance environnementale globale : le cas du Forest Stewardship Council.

Auteur : Stéphane Guéneau

Type de publication :

Chapitre d'ouvrage, publié dans :

Alphandery P., Djama M., Fortier A, Fouilleux E (dir).

Normaliser les conduites au nom du développement durable. Dispositifs, savoirs, politiques.

Date : à paraître en 2011

Editions : **QUAE,** Versailles

La participation et la délibération comme processus de construction d'une gouvernance environnementale globale : le cas du Forest Stewardship Council

Stéphane Guéneau, CIRAD, UMR MOISA

Dans l'étude des relations internationales, de nombreux travaux théoriques ont cherché à donner un sens aux transformations sociales et politiques actuelles, par le biais de l'analyse de la forme que prend l'action collective internationale. Parmi ces travaux, certains tentent de dépasser les conceptions classiques centrées sur la diplomatie et les rapports de négociation entre les Etats. C'est sur ces fondations que le concept de gouvernance globale a émergé dans le champ des sciences sociales au cours des années 1990. La gouvernance mondiale est alors considérée comme un concept analytique permettant de comprendre l'acquisition d'autorité par des acteurs non étatique (Pattberg, 2009). Les théoriciens de la gouvernance globale formulent l'hypothèse d'un passage entre un ordre ancien marqué par les relations interétatiques statiques vers un ordre nouveau marqué par des configurations nouvelles entre une variété d'acteurs, résultant d'un processus interactif dynamique entre ces acteurs hétérogènes. Pour une grande partie de ces théoriciens, le concept de gouvernance lui-même est l'exacte expression du phénomène de progression des acteurs non gouvernementaux - entreprises privées et organisations de la société civile - dans la politique globale. On assisterait donc à un processus de transition du « gouvernement » à la « gouvernance » (Rosenau & Cempziel, 1992).

L'hypothèse de la gouvernance globale s'appuie sur certaines observations (Arts, 2006) : une relocalisation du politique, de l'échelle nationale vers l'échelle internationale, une déterritorialisation des formes d'autorités, des espaces nationaux vers des espaces qui transcendent les Etats nations, un émiettement du pouvoir politique, des sphères d'autorité publiques vers des configurations incluant des acteurs non étatiques et, et enfin, une perte de légitimité des Etats considérés comme défaillants et peu efficaces plutôt que comme des régulateurs puissants. Derrière cette hypothèse, figure implicitement l'idée que de nouvelles

manières de gouverner permettent de mieux prendre en charge les problèmes globaux contemporains, y compris les problèmes environnementaux (Pattberg 2006). La gouvernance est donc associée au projet politique du développement durable.

Dans cette configuration, ce sont les dispositifs existant - ou à créer - afin de gérer ces problèmes collectivement à l'échelle supranationale qui importent, un ensemble souvent qualifié dans la littérature d'instruments de la gouvernance. Parmi ces instruments, les dispositifs multiacteurs transnationaux sont régulièrement mis en avant. La gouvernance du développement durable tend en effet à concevoir un cadre général de règles d'élaboration en fonction d'une philosophie politique générale issue des réflexions de Rawls et d'Habermaas (Blondiaux, 2004), celle de la démocratie délibérative associant au processus décisionnel les acteurs concernés (Laganier & al., 2002). De nombreux dispositifs de gouvernance associant une diversité d'acteurs qui décident ensemble au terme d'un processus délibératif émergent dans un nombre croissant de secteurs d'activité dont les impacts environnementaux et sociaux sont avérés : biocarburants, huile de palme, pêche, etc. Ces dispositifs ont pour finalité prendre en charge des problèmes globaux là où la coopération intergouvernementale peine à trouver des solutions. Dotés de pouvoirs régulateurs, ces dispositifs institutionnalisent en effet de nouvelles formes d'autorité (Cashore, 2002).

Dans cet article, nous cherchons à comprendre si, à travers quelques principes clefs de la démocratie délibérative, ces nouvelles formes de gouvernance permettent de créer des capacités de pilotage des problèmes globaux ou si, au contraire, elles masquent une autre réalité, faisant du développement durable un *« concept vidé de son sens qui sert des intérêts opposés en offrant des visions spécifiques à chaque groupe (les trois piliers du développement durable : économique, social et environnemental) »* (Pattberg, 2009).

Nous centrerons notre contribution sur un problème environnemental global particulier, celui du déclin des forêts, à partir de l'étude d'un dispositif multiacteur spécifique, le Forest Stewardship Council (FSC). Dans un premier temps, nous présenterons ce dispositif et ses attributs de gouvernance. Nous préciserons également dans cette première section, la manière dont est perçu ce dispositif par un ensemble d'analystes, afin de pouvoir nous démarquer de ce positionnement au fil de notre raisonnement. Dans une deuxième section, nous

présenterons notre cadre d'analyse qui se réfère à certains critères de la démocratie délibérative. En nous référant à ce cadre, la troisième section sera consacrée à l'étude des pratiques délibératives réelles au sein du FSC, essentiellement sur la base d'un travail d'observation participative. Enfin, en conclusion, nous tirerons les enseignements de notre analyse sur les perspectives de gouvernance du développement durable offertes par ces dispositifs multiacteurs.

L'étude de cas : le FSC, instance de démocratie délibérative

Le FSC est une organisation internationale non-gouvernementale qui a été créée en 1993 sur la base du constat récurrent de déforestation et dégradation des forêts, sujet placé en tête des préoccupations environnementales par les scientifiques, les gouvernements et les ONG dans les années 1980. Dix ans après sa création, le Président et le Directeur éxecutif de FSC-International déclaraient : *"Deforestation and loss of biodiversity have continued over the past ten years. FSC has a role in changing this situation." (FSC, 2004)*. FSC a élaboré un système de certification de la gestion responsable des forêts. Elle tente d'influencer l'acte d'achat des consommateurs en leur signalant, à travers un étiquetage spécifique, que les produits forestiers qu'ils achètent sont issus de forêts gérées de manière responsable.

Les procédures de décision du FSC se réfèrent explicitement au projet de développement durable. Elles se basent en effet sur un équilibre entre les sphères économiques, écologiques et sociales, représentées en chambres au sein des instances décisionnelles du FSC. Les entreprises, experts et organisations professionnelles des filières forestières appartiennent à la chambre économique. Les organisations écologistes forment la chambre environnementale. Les syndicats de travailleurs, ONG de développement, représentants des communautés traditionnelles et indigènes composent la chambre sociale. Les gouvernements ne sont pas représentés. Les trois catégories de membres ont la même influence dans l'AG, qui est l'organe qui décide de la politique du FSC et de l'élaboration des règles. Les discussions s'effectuent dans un cadre inclusif dans la mesure où tous les acteurs non étatiques (personnes individuelles ou morales) qui ont un intérêt dans la gestion forestière responsable peuvent être membre du FSC et influencer le développement de l'organisation.

Derrière cette organisation, se distingue clairement des caractéristiques communes aux différents dispositifs de la gouvernance globale du développement durable que l'on voit émerger depuis quelques années, et qui font écho aux principes que les théoriciens de la démocratie délibérative mettent en avant (Blondiaux, 2004). Le premier principe est celui de l'inclusion des « parties prenantes », c'est-à-dire l'implication la plus large possible des individus ou organisations qui sont directement impactés par le problème donné ou qui tout simplement ont un intérêt particulier pour celui-ci. Force est de constater qu'à l'heure actuelle, pratiquement aucune action publique, négociation internationale, dispositif de régulation privé, etc., n'échappe à ce principe de participation. L'autre principe couramment affiché est le principe d'argumentation, qui sous tend que le débat doit avant tout consister en un échange de raison (Blondiaux , 2005). Enfin, le dernier principe met l'accent sur la transparence, qui est l'une des caractéristiques fondamentale du FSC. Les débats s'effectuent en effet dans une arène ouverte avec une mise à disposition publique des documents et rapports d'audits de certification.

Ce mode de prise en charge des questions forestières constitue une évolution majeure dans un secteur traditionnellement gouverné de façon très centralisée par les Etats, leurs représentants ou des organismes de gestion forestière corporatistes. Il ne s'agit plus de critiquer ou de se greffer sur des mesures politiques existantes, mais bien d'innover par le biais de la création de règles du jeu spécifiques dont la portée est globale. La création du FSC a considérablement influencé les débats internationaux sur les forêts, tant sur le fond que sur la forme (Bass et Guéneau, 2007).

Nombreux sont les analystes qui, à travers le cas du FSC, perçoivent ce changement comme une nouvelle manière de faire de la politique. Le FSC est tantôt considéré comme une *« solution institutionnalisée aux problèmes environnementaux globaux »* (Pattberg, 2004), une alternative aux formes de coordination entre Etats-nations (Kern, 2004), ou un dispositif apte à réguler les questions forestières globales, au-delà des frontières des Etats-nations dans le cadre d'un nouvel univers globalisé (Gale, 2006). Pour Meidinger (2003), le FSC peut être assimilé à une institution de régulation par la « société civile globale » car dans ses efforts pour créer et imposer des normes globales, cette organisation offre la possibilité de créer une citoyenneté globale caractérisée par une compréhension partagée de la responsabilité publique. Gale (2006), va dans le même sens, en considérant que la structure organisationnelle unique du FSC, sorte d'instance de « démocratie collégiale globale », serait

plus apte à prendre en charge les incidences du système économique libéral contemporain que des institutions nationales ou internationales.

Ces affirmations, de portée très générale, sont étayées par l'idée que la transparence, la participation ouverte, l'équité et la représentativité des acteurs au sein du FSC permettrait à ces acteurs de s'approprier le dispositif de certification, autrement dit de sentir qu'ils participent réellement à sa création et/ou à son évolution. Le caractère délibératif du FSC permettrait de faire émerger des formes d'apprentissage mutuel entre des acteurs aux visions différentes et d'accroître ainsi les possibilités de changements de comportement par la persuasion plutôt que par la coercition. (Besheim & Dingwerth, 2008).

Ancrage théorique et méthodologique

Notre article propose d'évaluer comment cette nouvelle manière de gouverner se traduit dans les faits, à travers l'observation des pratiques participatives réelles au sein du FSC. Nous avons donc cherché à décrypter cette réalité en nous inspirant d'une grille d'analyse proposée par Loïc Blondiaux (2005). Celui-ci propose un certain nombre de *« critères à partir desquels il pourrait être possible pour les acteurs d'évaluer le fonctionnement des dispositifs de participation qu'ils mettent en place et auxquels ils participent »*. Ces critères correspondent à des *« dilemmes auxquels sont confrontés les acteurs de la participation »*. Nous avons sélectionné deux dilemmes qui nous semblent les plus adaptés à notre question et à notre cas d'étude: l'égalité et le conflit.

Blondiaux (2005) résume ainsi le dilemme de l'égalité. : *« lieux d'intégration ou fabriques d'exclusion politique ? »* Les principales questions qui se posent à ce niveau sont celles de l'inclusion des parties prenantes les plus marginalisées, de l'équilibre entre elles, de l'égalité des ressources discursives et argumentatives entre ces parties prenantes. Blondiaux pose le problème de l'égalité de la manière suivante : *« comment restaurer les conditions d'une égalité démocratique minimale dans ces « forums hybrides » au sein desquels l'asymétrie des positions est toujours la règle ? »*. La question qui se pose est donc bien celle de la performance des garanties apportée par le système FSC pour limiter cette asymétrie.

Le dilemme du conflit est résumé de la manière suivante par Blondiaux : *« fabriques de consensus ou lieux de controverse ? »* Les questions posées à ce niveau concernent le résultat substantiel souhaité des dispositifs. Pour FSC, il apparaît clairement qu'au terme du processus délibératif, des solutions basées sur le consensus entre les parties prenantes doivent

émerger. L'idée sous-jacente est que l'obtention d'un tel consensus a un certain effet performatif sur les comportements des parties prenantes, dans la mesure où celles-ci se plient, au terme du vote, au caractère normatif des motions approuvées. Mais, il convient également de remarquer que la recherche coûte que coûte de consensus peut quelque peu effacer des points de divergence fondamentaux. Ainsi, concrètement, certains sujets tabous peuvent être évincés de l'ordre du jour, afin de ne pas révéler des désaccords, sources de conflits. En outre, un processus délibératif orienté vers la recherche du consensus peut également se traduire par des résultats qui reflètent le plus petit dénominateur commun (Besheim & Dingwerth 2008), la faiblesse des résultats issus du processus de discussion pouvant alors faire émerger de nouvelles tensions.

Sur le plan empirique, notre analyse sera basée sur les observations réalisées lors de la dernière Assemblée générale du FSC qui s'est tenue en novembre 2008 au Cap, en Afrique du Sud. L'Assemblée générale (AG) est l'organe suprême de décision du FSC. Elle se réunit tous les trois ans pour examiner et voter les motions proposées par ses membres, qui définissent les grandes lignes d'orientation politique de l'organisation.

Le FSC face au dilemme de l'égalité

La recherche d'une représentation statistique équilibrée entre les parties prenantes

Les procédures de prise de décision, au sein de l'AG, sont censées assurer à l'ensemble des participants une égalité des conditions de participation. Pour ce faire, le FSC a fixé des procédures visant en premier lieu à équilibrer les intérêts des acteurs, en s'inspirant des principes du développement durable. Les membres de l'AG sont donc répartis en trois collèges, environnemental, économique et social. Le poids électoral de chacune des chambres est équivalent, quel que soit le nombre de participants au sein de chaque chambre (cf. Figure 1).

Deuxièmement, les procédures du FSC ont veillé à maintenir un équilibre entre le Nord et le Sud au sein de l'AG. Les votes sont donc pondérés de manière à obtenir une parité de la représentation entre les membres du Sud et ceux du Nord dans chaque chambre, quel que soit le nombre de votants du Nord et du Sud. Les sous-chambres Nord sont composées d'organisations et d'individus basés dans des pays à hauts revenus, tels qu'ils sont définis par les critères des Nations Unies. Les sous-chambres Sud sont composées des autres membres,

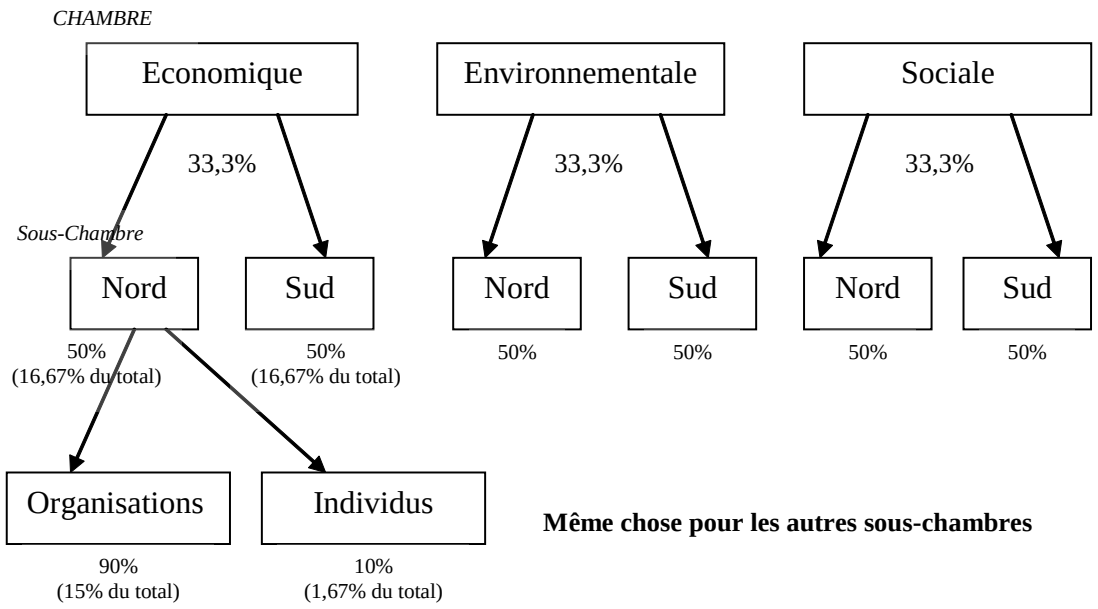
basés dans des pays à revenus faibles et moyens, tels que définis selon les mêmes critères onusiens.

Troisièmement, l'AG est ouverte aux organisations et aux individus, mais les organisations sont représentées par un membre unique, sauf lorsque l'organisation est présente dans plusieurs pays à travers une entité juridique autonome, ce qui est souvent le cas pour les antennes nationales des grands réseaux d'ONG écologistes, mais cela peut également être le cas par exemple pour les firmes transnationales lorsque celles-ci contrôlent des filiales nationales. Afin de donner plus de poids aux organisations dans les prises de décision, le FSC a limité le poids électoral des membres individuels à 10% de l'ensemble des votes.

Au 17 décembre 2008, sur les 827 membres que comptait le FSC, 369 appartenaient aux sous-chambres Nord et 458 aux sous-chambres Sud. La présence plus forte de représentants du Sud ne reflète pas la réalité de la géographie de la certification FSC dans le monde, nettement plus étendue dans le Nord à l'heure actuelle. Néanmoins, le poids apparent des représentants du Sud doit être fortement relativisé compte tenu du fait que les sous-chambres Sud sont composées en grande partie de membres individuels. Ces derniers qui totalisaient fin 2008 339 individus, soit 41 % du total des membres du FSC, disposaient d'un pouvoir de vote de 5 % seulement. (cf. Tableau 1).

Figure n°1

Système de pondération des votes des membres du FSC International



Source : FSC International www.fsc.org

Tableau 1. Répartition des membres du FSC (Individus et organisations) dans les sous chambres Nord et Sud

	Nord				Sud				TOTAL
	Eco	Env	Soc	Total	Eco	Env	Soc	Total	
Individus	57	28	25	110	93	173	73	339	449
% du total des membres	7%	3%	3%	13%	11%	21%	9%	41%	54%
Organisations	120	105	34	259	56	40	23	119	378
% du total des membres	15%	13%	4%	31%	7%	5%	3%	14%	46%

Source : FSC International www.fsc.org

La catégorie « membres individuels » est assez ambigüe. Certains individus ont des statuts d'experts reconnus en raison par exemple de leurs activités professionnelles comme chercheurs, universitaires ou consultants dans différents domaines touchant la forêt. Mais d'autres sont de simples « intéressés », comme par exemple des militants associatifs dont les structures dont ils se revendiquent ouvertement sont d'ailleurs souvent représentées dans l'assemblée FSC en tant qu'organisations. D'autres sont présentés comme des individus, alors que dans les faits, ils représentent clairement une organisation dont l'influence peut être significative dans la formulation des ordres du jour ou l'organisation des débats, même si leur poids de vote est diminué. Par exemple, certains représentants d'organisation de protection de la nature, des directeurs d'organisations professionnelles de la filière bois, des directeurs de bureaux d'études, et la plupart des responsables exécutifs salariés des initiatives FSC nationales sont représentés comme des individus.

Il faut dire que les critères d'adhésion au FSC sont beaucoup moins stricts pour les individus que pour les organisations : pour obtenir le statut de membre de plein droit du FSC, les individus doivent uniquement faire une déclaration de soutien au FSC et être parrainés par deux autres membres de droit. En revanche, en ce qui concerne les organisations, l'adhésion est conditionnée à la présentation d'une attestation de leur support au FSC, d'une déclaration de parrainage de deux autres membres, de leurs statuts, leurs rapports annuels moral et financier, leurs listes de membres, etc. Les ONG doivent délivrer une déclaration officielle des représentants de l'Etat attestant que leur objectif est non lucratif. Les membres de la chambre économique sont dans l'obligation de détailler leurs activités commerciales, et de fournir des éléments sur la manière dont les principes et critères du FSC ont été mis en œuvre.

Bref, des informations qui peuvent s'avérer délicates à révéler, notamment pour les entreprises ou les organisations professionnelles.

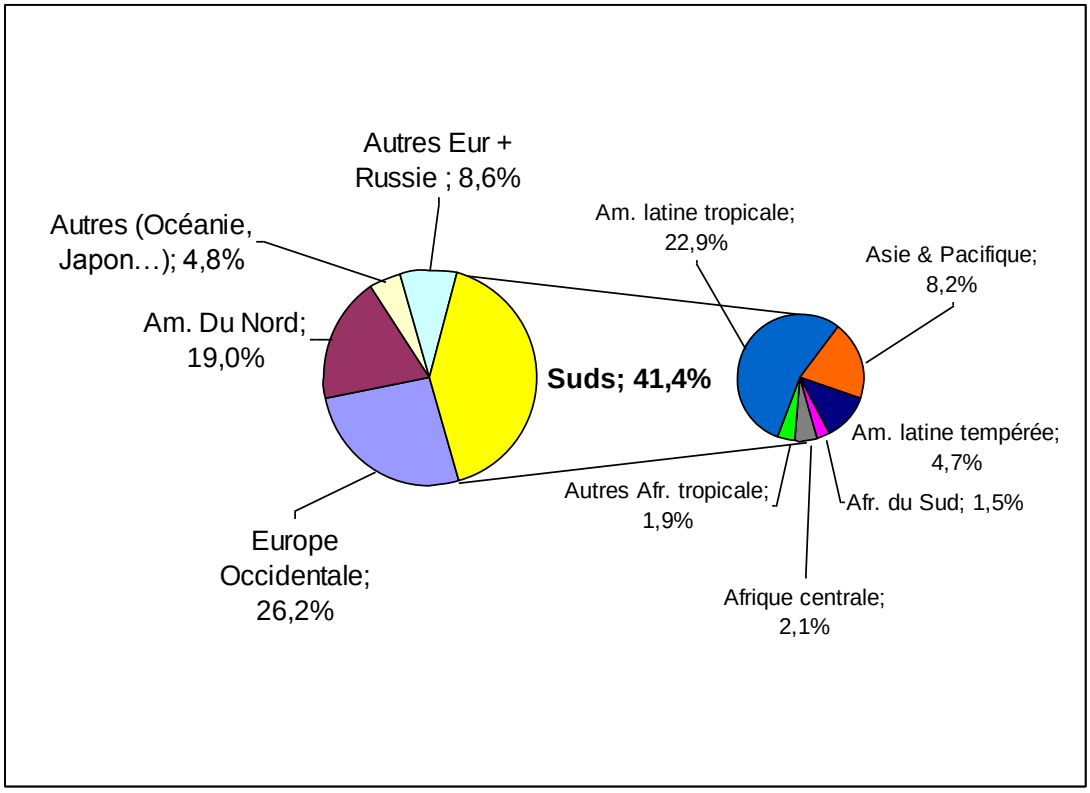
Il convient par ailleurs de s'interroger sur la pertinence du critère de revenus (PIB/habitant) employé pour définir la catégorie Sud, compte tenu de la spécificité des problématiques forestières tropicales. Ainsi, selon la typologie utilisée par le FSC, certains représentants originaires de pays en transition font partie des sous-chambres Sud, alors même que leur pays d'origine est situé dans l'Union européenne. C'est par exemple le cas de la Pologne, de la République Tchèque ou de la Hongrie. Une telle répartition Nord-Sud minimise le poids des représentants du FSC originaires des pays dotés de forêts tropicales, pour lesquels les enjeux de conservation et de développement sont beaucoup plus forts et très éloignés des membres des chambres Sud issus des zones forestières tempérées ou boréales. Les positions au sein des sous-chambres Sud peuvent donc être plus difficiles à préparer et à défendre lors de la votation. D'ailleurs, si l'on retranche les représentants des pays européens et de la Russie des sous-chambres Sud du FSC, le poids décisionnaire des membres du FSC du « nouveau Sud » corrigé tombe de 50% à 41,4%. (figure 2)

Lorsque l'on observe la répartition géographique au sein du FSC, on remarque que les organisations du Sud sont surtout originaires d'Amérique latine, tropicale et tempérée, et dans une moindre de la zone Asie-Pacifique. Autrement dit, le continent africain n'est représenté pratiquement que par des individus, qui n'ont qu'un pouvoir décisionnaire extrêmement limité compte tenu des procédures de pondération des votes mis en place par FSC. Bien que représentant plus de 11% des membres du FSC, les 95 adhérents originaires des pays d'Afrique centrale ne totalisent qu'un peu plus de 2 % du poids total des votes. Le Bassin du Congo est pourtant le deuxième massif forestier tropical le plus étendu, il s'agit d'une région où l'industrie du bois revêt une importance primordiale pour l'économie locale, et la progression de la certification FSC sur le continent est fulgurante.

Par ailleurs, quelques représentants (organisations ou individus) originaires de pays à hauts revenus sont comptabilisés dans les sous-chambres Sud, notamment certains experts européens ou américains, spécialisés dans l'étude des questions forestières tropicales, ou encore des filiales africaines d'entreprises européennes. On trouve également dans les chambres Sud des programmes locaux d'agences de coopération européennes ou des représentants d'organismes de certification qui ont pignon sur rue en Europe. Il est d'ailleurs surprenant de constater la présence comme membres de droit du FSC, de plusieurs organismes certificateurs et de plusieurs auditeurs indépendants, qui de ce fait, agissent à la

fois comme juges et comme parties prenantes du système. Les organisations environnementales ne sont pas en reste puisque l'on trouve dans les organisations du Sud des antennes locales de grands réseaux d'ONG internationales. Un tel mélange des genres conduit à rendre les frontières entre le Nord et le Sud très ténues. Malgré les précautions prises pour garantir une représentativité Nord-Sud équitable, le FSC parvient difficilement à masquer la réalité d'un monde profondément inégalitaire. La très faible représentation d'acteurs économiques et de mouvements environnementaux et sociaux organisés originaires des continents asiatiques et surtout, africains, n'est qu'une illustration tangible de l'état du monde actuel, qu'il semble difficile de masquer y compris avec des stratagèmes procéduraux complexes de rééquilibrage des forces en présence.

Figure n°2 Pouvoir décisionnel des membres du FSC en fonction de leur pays d'origine



L'observation attentive de la composition des membres de l'organisation montre également que le caractère inclusif du FSC ne signifie pas que tous les acteurs participent. Les gestionnaires et entreprises forestières actives dans les pays tropicaux y adhèrent essentiellement afin d'éviter de se faire évincer de certains marchés, en particulier européens. Mais une grande partie de ceux-ci vendent sur les marchés locaux ou sur des marchés peu

sensibles aux questions environnementales, et ne voient aucun intérêt à participer au FSC. D'autres catégories, considérant que leurs intérêts n'étaient pas suffisamment représentés dans FSC, comme une grande partie des petits propriétaires et gestionnaires forestiers européens, ont toujours refusés d'en faire partie, et ont préféré recréer d'autres systèmes de certification, tels que le PEFC. Ainsi, malgré les précautions prises pour assurer une représentativité statistique de son assemblée générale, autrement dit pour garantir une participation égale pour chaque catégorie partie prenante, force est de constater la sous représentation de certains acteurs-clefs du monde forestier.

Des capacités discursives équilibrées ?

Nous venons de montrer que la représentation statistique entre les parties prenantes n'est pas complètement équilibrée. Mais, même si c'était le cas, nous pensons que cette condition serait certes nécessaire mais non suffisante pour garantir l'équilibre des forces en présence mis en avant par le FSC. Car, dans les faits, une fraction des parties prenantes peut facilement être instrumentalisée et constituer une simple caution permettant aux acteurs les plus puissants d'utiliser l'alibi de la représentation statistique pour conserver le contrôle total sur l'agenda de la discussion (Sanders, 1997). Certes, l'AG de FSC tente de se prémunir contre certaines dérives, par exemple par le biais du choix équilibré des présidences de séances, ou en limitant les temps de parole des parties prenantes, ou encore en faisant intervenir dans des évènements parallèles et des séances plénières exceptionnelles certaines catégories d'acteurs sous-représentées et peu audibles car peu rodées à ce genre d'exercice délibératif. Certains détails sont anecdotiques, mais témoignent du grand cas que fait FSC de cet équilibre dans le jeu délibératif : par exemple, les prises de parole sont chronométrées et chaque participant est témoin du respect du temps impartit à travers la projection d'un compte à rebours sur un écran géant.

Cependant, les représentations équilibrées entre les catégories d'acteur et la recherche d'une certaine équité dans les prises de paroles ne préjugent en rien de la qualité des arguments échangés, et de leur usage stratégique, qui sont tout aussi, voire plus déterminants (Elster 2005). Evaluer si certains membres du FSC sont des participants passifs ou si au contraire, ils possèdent une réelle capacité d'argumentation et de persuasion permettant de faire évoluer le dispositif de certification dans le sens de leurs intérêts n'est pas une tâche aisée. Mais deux

éléments peuvent nous aider à répondre à cette question : l'étude des compétences mobilisées et des arguments développés par les parties prenantes d'une part, et d'autre part, leurs capacités d'organisation.

Concernant ce dernier point, des réserves peuvent être formulées à propos des capacités d'organisation collective et stratégiques d'individus provenant de plusieurs pays, ne partageant pas forcément la même langue, et dont les visions de la forêt ne sont pas nécessairement homogènes. Une telle remarque vise particulièrement les sous-chambres Sud du FSC qui sont largement composées d'individus. Ces individus ne se rencontrent souvent que dans le cadre des réunions du FSC – voire une fois tous les trois ans lors de l'AG – et n'ont guère de possibilités de préparation de positions communes en amont. L'observation attentive des réunions de couloir et de la formation de groupes *ad hoc* montre que les organisations sont nettement plus structurées, interconnectées et habituées à ces processus, et peuvent, à ce titre, préparer bien mieux leurs positions : soit parce qu'elles fonctionnent en réseau et sont habituées à faire front commun, comme les ONG environnementales ; soit parce que leurs intérêts sont représentés par des associations professionnelles dont le lobbying est le cœur de métier. La circulation régulière des papiers de positionnement (*statements*) de ces organisations écologistes, ou des brochures de communication sur l'engagement des entreprises ou de filières témoignent de ce pouvoir d'influence. En revanche, nous n'avons pas constaté de papiers de positionnement qui émergeraient de groupes d'individus organisés, comme par exemple des pétitions. Clairement, les organisations membres orientent la discussion, alors que les membres individuels restent des observateurs, bien qu'observateurs critiques pour nombre d'entre eux.

L'observation participative des débats de l'AG peut être complétée par l'examen des motions qui ont été soumises au vote afin de nous donner quelques éclairages sur les capacités argumentatives des parties prenantes. Ce sont en effet ces motions qui orientent la politique du FSC durant une période de trois ans. L'étude des parties-prenantes porteuses de motions montre clairement le rôle primordial d'une certaine forme d'expertise interne au sein du FSC. Ces experts regroupent des consultants qui sont d'ex-dirigeants du FSC international ou des antennes nationales du FSC, les dirigeants actuels de ces bureaux nationaux, ainsi que diverses organisations qui ont été créées afin d'accompagner les entreprises dans leurs démarches de certification FSC. Enfin, il convient d'ajouter à cette liste les organismes certificateurs accrédités. C'est à ce niveau que certains membres individuels sont très influents, à travers une capacité d'influence qui opère dans le cadre de partenariats élargis qui

constituent un véritable système organisationnel au sein du système FSC. Au total, avec 44 membres impliqués dans le dépôt d'une ou de plusieurs motions, cette « expertise internalisée » compte pour près de la moitié des rédacteurs des motions soumises à votation lors de la dernière AG du FSC. Une telle influence est révélatrice d'une certaine inertie du système, qui l'éloigne de l'idée d'un simple échange entre des parties prenantes aux intérêts divergents. Partie intégrante du système FSC, il est évident que ces experts n'ont pas d'intérêt à réformer le système dans une direction qui compliquerait trop leur action et remettrait en cause leur autorité, même si ces réformes permettraient sans doute d'orienter FSC vers une meilleure satisfaction des objectifs écologiques que l'organisation s'est assignée.

De leur côté, les ONG environnementales et les représentants de la chambre sociale, ont appuyé plus de quarante motions, et ont largement dominé les débats. Cette domination est due principalement aux grandes ONG internationales ou à leurs antennes européennes ou américaines : les ONG qui sont à l'origine de la création du FSC ont apporté leur soutien à onze motions. De grandes organisations conversationnistes américaines et quelques mouvements écologistes du nord de l'Europe viennent compléter ce tableau. En fin de compte, très peu de mouvements écologistes et sociaux qui seraient représentatifs du tissu social des zones de forêts tropicales ont eu une influence forte sur les décisions politiques, pour la simple raison que la plupart de ces acteurs sont peu organisés et ne possèdent pas de vision stratégique équivalente à celle des grands réseaux internationalisés d'ONG. A elle seule, l'ONG Greenpeace a été à l'origine de six motions qui portent sur des points de réforme fondamentaux du système FSC, c'est dire l'importance stratégique de cet acteur.

Le FSC face au dilemme du conflit

La recherche de consensus entre chaque chambre, et entre parties-prenantes à l'intérieur de chaque chambre, est privilégiée : *« FSC a pour unique rôle de réunir des individus et des organisations du Nord et du Sud pour développer des solutions basées sur le consensus pour promouvoir la gestion responsable des forêts du monde »* (www.fsc.org). Les intérêts *a priori* contradictoires se confrontent au sein de plusieurs espaces de débats créés par FSC – séances plénières, séances dans chaque chambre, commissions transversales par problèmes ou filières - jusqu'à ce que des compromis soient trouvés. Une décision est adoptée lorsqu'au moins la moitié des membres de chaque chambre s'est prononcée par un vote positif et qu'au moins deux tiers de l'ensemble des membres (calculé en tenant compte d'un système de pondération des votes) ont voté positivement pour cette décision.

Le consensus entre parties prenantes s'est notamment matérialisé lors de l'assemblée fondatrice de FSC par une série de principes et critères de bonne gestion forestière, qui constituent le référentiel à atteindre pour obtenir un certificat FSC. Ce résultat substantiel est régulièrement mis en avant pour arguer de la performance du modèle délibératif du FSC : parvenir à créer un référentiel global de gestion des forêts là où les Etats ont échoué après plusieurs années de négociations intergouvernementales. Mais si l'on se plonge réellement à l'intérieur de l'arène de discussion, quel regard peut-on porter sur les résultats du processus délibératif ?

Le jeu des acteurs révèle clairement une ligne de fracture entre d'un côté les partisans d'un modèle forestier basé sur la poursuite de l'exploitation industrielle, et de l'autre les tenants d'une remise en cause fondamentale de ce modèle industriel, notamment au profit d'une approche plus centrée sur le renforcement d'une gestion locale durable de plus petite taille. Jusqu'à présent, la balance a plutôt penché du côté d'un modèle industriel mieux contrôlé : il s'agissait en effet, lors des années qui ont suivi la création du FSC, d'attirer largement le secteur productif dans un système largement piloté par les ONG écologistes. Pour ce faire, certains compromis ont été nécessaires, bien qu'ils ne traduisent pas complètement le changement de cap espéré vers un modèle de développement forestier plus durable. Le soutien apporté par FSC à certaines activités forestières très contestées – notamment la certification de plantations industrielles monospécifiques et la certification des très grandes concessions d'exploitation industrielles de forêts tropicales – constitue le symbole de cette orientation.

En revanche, les arrangements consensuels conduisant le FSC à adopter des mesures satisfaisant l'autre camp n'ont été jusqu'à présent que peu probantes. Ainsi, la réorientation engagée depuis la précédente AG de 2005 vers les petites unités forestières n'a pas totalement porté ses fruits, puisque très peu de forêts communautaires ou de petites tailles sont certifiées. Au total, les forêts communautaires représentent moins de 4% du total des superficies de forêts certifiées par FSC. Un rapport d'évaluation présenté lors de l'AG de 2008 montrait notamment que les normes du FSC spécialement conçues pour ces unités forestières de faible taille sont très peu appliquées et que la croissance des surfaces de forêts tropicales certifiées au cours de ces dernières années a essentiellement porté sur de grandes exploitations (Perez & Arboleda, 2008). Sur un autre sujet, la révision des critères du FSC entamée depuis plusieurs années sur les plantations forestières, pourtant régulièrement mises en accusation en raison de

leurs impacts sociaux et environnementaux négatifs, n'a pas encore débouché sur une solution satisfaisante.

L'observation des débats et l'examen des motions politiques soumises à votation lors de l'AG de 2008 va également dans le sens d'une remise en cause des compromis passés (cf. Annexes Tableaux n°1 et 2 en annexe). Elle montre que les ONG écologistes et certains représentants de la chambre sociale se sont montrés très proactifs sur deux sujets : assurer une participation plus forte des peuples indigènes dans les processus de révision des normes du FSC (Motion n°8) ; réviser les normes de FSC sur les forêts tropicales de petite taille ou de faible intensité d'exploitation (SLIMF, *Small and low intensity management forests*) ou sur les forêts gérées par des communautés (Motions n°10, 19, 27, 28, 29 et 32). Les motions enjoignent les instances de FSC à développer une stratégie spécifique pour le développement de la certification dans les régions tropicales, en visant particulièrement les forêts communautaires et les petites unités forestières, et proposent plusieurs révisions des normes du FSC pour les petites unités de gestion : réforme des critères d'éligibilité des unités forestières à ces normes, mesures visant à réduire les coûts de la certification des petites unités, etc. Lors des débats, les mouvements sociaux et indigénistes ont d'ailleurs clairement exprimé des attentes fortes par rapport à la prise en compte de leurs droits coutumiers, au partage des bénéfices de l'exploitation forestière ou à la résolution des problèmes fonciers propres aux zones tropicales, par exemple via la mise en place de plans de zonages des massifs forestiers. A plusieurs reprises, ont été mentionnés les conflits entre les populations forestières et les industriels du bois qui portent sur des problèmes de respect des droits coutumiers.

En définitive, si l'essor de la certification FSC en zone tropicale a été très rapide au cours des dernières années, cette progression a concerné essentiellement les grandes concessions industrielles. En Afrique centrale, par exemple, 4,5 millions d'hectares de concessions industrielles ont été certifiés au cours de ces dernières années. La certification FSC s'est donc concentrée sur les grands industriels qui s'étaient déjà engagés depuis quelques temps dans la mise en œuvre de pratiques d'aménagement forestier bien encadrées. Pour ces entreprises qui adhèrent aux démarches de responsabilité environnementale et qui exportent sur les marchés européens, il s'agit avant tout de se différencier des « mauvais élèves », c'est-à-dire des entreprises et petits gestionnaires forestiers qui continuent de pratiquer une exploitation illégale. Une telle différenciation est rendue nécessaire du fait du verdissement des marchés

publics européens, et des mesures européennes visant à interdire la mise sur le marché communautaire de produits forestiers issus d'exploitations illégales.

On distingue clairement, à travers les forces qui se sont exprimées lors de l'AG de 2008, un axe de positionnement en faveur d'une réorientation des objectifs et des actions du FSC pour que la certification bénéficie davantage aux populations forestières. La vision du paysage forestier partagée par ces acteurs tend vers une forêt gérée par des communautés locales, où les droits d'usage traditionnels peuvent s'exercer en respectant la nature. Cette vision est également partagée par une partie des acteurs qui refusent d'adhérer à FSC, et sont très critiques vis-à-vis du modèle d'exploitation industrielle qu'il soutient. Ces acteurs appartiennent à des ONG, antennes locales de *Friends of the Earth*, *World Rainforest Movement*, *Ecological Internet* ou encore l'ONG britannique *Rainforest Foundation*. Selon le directeur de cette dernière ONG, FSC a progressivement tiré les standards de certification vers le bas. Il compare FSC à une forme « d'Enron de la foresterie ». (Counsell, 2008).

Très active au cours de l'AG de 2008, Greenpeace a dénoncé cette situation. L'ONG écologiste estime que transformer de larges paysages forestiers en forêts de production présente un risque sérieux pour la biodiversité et les populations locales, compte tenu des faiblesses du système de contrôle de l'application des normes FSC dans certaines régions. Greenpeace a publié avant l'AG un rapport (Rosoman & al., 2008), présentant 14 cas de certifications douteuses et controversées, dont la plupart sont détenues de grandes entreprises industrielles. Outre les quatre motions proposées par Greenpeace afin d'améliorer les pratiques et les performances des certificateurs (Motions n°45, 49, 50 et 51), l'ONG s'est prononcé pour l'adoption d'un moratoire sur la certification de nouvelles unités d'exploitation forestières de grande taille sur des territoires forestiers jusqu'à présent peu perturbés.

Sous l'égide de Greenpeace, une grande partie des acteurs de la chambre sociale et environnementale s'est opposée frontalement aux représentants du secteur privé composant la chambre économique. Mais ces derniers ont su habilement profiter des dissensions entre les ONG écologistes. En effet, certaines d'entre elles ne remettent pas totalement en cause le modèle d'exploitation forestière industrielle, mais cherchent plutôt à l'améliorer et à mieux l'encadrer. Une partie des grandes ONG écologistes du Nord a d'ailleurs évité le conflit en portant ses efforts sur des sujets environnementaux qui ne remettent pas en cause le modèle d'exploitation industrielle, tels que la manière de prendre en compte les enjeux de lutte contre les changements climatiques dans la certification forestière (motion 43), ou encore la

faisabilité d'un dispositif de certification FSC des forêts de conservation et des aires protégées forestières (motion 44).

Au final, la proposition de moratoire de Greenpeace sur les nouvelles concessions forestières dans le bassin du Congo a été vivement combattue par les producteurs membres de la chambre économique, qui estiment que bien que le système FSC ne soit pas parfait, s'il n'était pas mis en œuvre, les forêts seraient de toute façon exploitées de manière illégale, avec des pratiques d'exploitation bien plus nuisibles que celles requises par le FSC. Les entreprises d'amont engagées dans une démarche de certification FSC cherchent donc avant tout à éviter des contraintes trop fortes qui conduiraient à une remise en cause radicale du modèle d'exploitation industriel, comme par exemple le modèle de répartition foncière basé sur les grandes concessions, ou encore le modèle d'exploitation intensif fondé sur les plantations monoculturales.

Conclusions

Le FSC se réfère explicitement au développement durable à travers des principes tels que la transparence, l'inclusion, la participation, la démocratie, l'équité entre le Nord et le sud et l'équilibre intérêts sociaux, écologiques et économiques. Cette position s'avère néanmoins décalée par rapport à ses pratiques réelles. En définitive, la recherche de l'équilibre entre les parties prenantes, même construite en tentant de respecter les principes du développement durable, ne masque pas un certain état du monde : celui de pays qui affichent leur puissance et leur autorité par le biais de représentants non étatiques très puissants et organisés. En outre, les ressources discursives différenciées dont ils disposent les acteurs montrent que la négociation s'opère dans un cadre asymétrique où les intérêts opposés continuent d'offrir, chacun à leurs places, leurs propres visions du monde.

Une partie minoritaire, mais très active, des parties prenantes est constituée d'individus ou d'organisations qui forment une sorte d'expertise internalisée. Il s'agit de membres qui entraînent de fait une certaine inertie du système, dans la mesure où leur existence n'est possible qu'à travers le FSC. Ils ont par conséquent un intérêt manifeste à maintenir la pérennité du système et à éviter les tensions destructrices, quitte à dévier légèrement des objectifs substantiels fondateurs du FSC.

Sous l'impulsion de cette dynamique interne, la volonté d'obtenir le consensus coûte que coûte est manifeste. Une telle dynamique n'a pas permis d'aller au bout de la discussion sur

les sujets les plus sensibles, malgré des tensions palpables depuis plusieurs années. Les questions les plus problématiques n'ont certes pas été évitées, mais elles ont été ajournées, ou traitées à la marge, à travers des processus d'accommodation, comme le montrent par exemple les motions qui portent sur le renforcement des contrôles des certificateurs. Loin d'être obtenu sur la base d'un apprentissage mutuel entre le secteur privé et les ONG, le consensus a résulté d'une négociation qui tenait davantage du rapport de force que du partage des approches et des connaissances. Le processus délibératif a avant tout cherché à satisfaire un objectif procédural, celui de rechercher le consensus, plutôt que de traiter de front une série de questions substantielles qui s'avèreront pourtant décisives pour la poursuite de ce modèle de gouvernance.

Au terme de cette analyse, il est difficile d'affirmer que le FSC constitue une illustration de nouveaux modes de gouvernance permettant réellement de renforcer les capacités de pilotage des problèmes environnementaux globaux. Au regard des menaces de certaines ONG écologistes et autres mouvements sociaux de retirer leur soutien à FSC si des mesures fortes ne sont pas prises dans le sens d'une meilleure intégration des intérêts autres que ceux des industriels, il semble que l'on assiste à l'éloignement progressif du modèle fédérateur, inclusif et équilibré que le FSC est sensé représenté. L'avenir, en particulier les décisions qui seront prises lors de la prochaine assemblée générale du FSC, révèlera certainement si un tel modèle de gouvernance fondé sur un équilibre entre les forces sociales, écologiques et économiques, et sur des principes de démocratie délibérative, est possible et réalisable, ou s'il s'agit d'une simple utopie.

Références

ARTS, B., 2006, 'NON-STATE ACTORS IN GLOBAL ENVIRONMENTAL GOVERNANCE – NEW ARRANGEMENTS BEYOND THE STATE'. IN: KOENIG-ARCHIBUGI, M. & ZÜRN, M. (EDS.), NEW MODES OF GOVERNANCE IN THE GLOBAL SYSTEM – EXPLORING PUBLICNESS, DELEGATION AND INCLUSIVENESS. PALGRAVE MACMILLAN, HAMSHIRE, PP. 177–200.

BEISHEIM M. & DINGWERTH K., 2008, PROCEDURAL LEGITIMACY AND PRIVATE TRANSNATIONAL GOVERNANCE. ARE THE GOOD ONES DOING BETTER? SFB-GOVERNANCE WORKING PAPER SERIES NR. 14

BLONDIAUX, L., 2005, L'IDEE DE DEMOCRATIE PARTICIPATIVE: ENJEUX, IMPENSES ET QUESTIONS RECURRENTES, IN : MARIE-HELENE BACQUE, HENRI REY ET YVES SINTOMER (DIR.) GESTION DE PROXIMITÉ ET DÉMOCRATIE PARTICIPATIVE, LA DÉCOUVERTE PP. 119-137

BASS, S, AND GUÉNEAU S., 2007, 'GLOBAL FOREST GOVERNANCE: EFFECTIVENESS, FAIRNESS AND LEGITIMACY OF MARKET-DRIVEN APPROACHES' IN PARTICIPATION FOR SUSTAINABILITY IN TRADE, ED. THOYER S. & MARTIMORT-ASSO, B, ASHGATE, ALDERSHOT

BLONDIAUX, L., 2004, PRENDRE AU SERIEUX L'IDEAL DELIBERATIF : UN PROGRAMME DE RECHERCHE », REVUE SUISSE DE SCIENCE POLITIQUE, 10 (4), 2004, P. 158-168

CASHORE, B., 2002, 'LEGITIMACY AND THE PRIVATIZATION OF ENVIRONMENTAL GOVERNANCE : HOW NON-STATE MARKET- DRIVEN (NSMD) GOVERNANCE SYSTEMS GAIN RULE-MAKING AUTHORITY', GOVERNANCE : AN INTERNATIONAL JOURNAL OF POLICY, ADMINISTRATION AND INSTITUTIONS, VOL 15, N°4, P. 503-529.

COUNSELL, S., 2008, FOREST STEWARDSHIP COUNCIL (FSC) : SCANDALES DANS LA FAMILLE, COURRIER DE LA PLANETE N°88

FSC, 2004, 1993-2003, TEN YEARS OF FSC. LOOKING FOR THE FUTURE... FSC, BONN, GERMANY

ELSTER, J., 2005, L'USAGE STRATEGIQUE DE L'ARGUMENTATION, NEGOCIATIONS NO 4, P. 59-82.

GALE, F. 2006. REGULATING THE MARKET IN AN ERA OF GLOBALISATION: GLOBAL GOVERNANCE VIA THE FOREST STEWARDSHIP COUNCIL. PAPER PRESENTED TO THE

AUSTRALASIAN POLITICAL STUDIES ASSOCIATION (APSA) CONFERENCE 25−27 SEPTEMBER 2006

KERN, K. 2004. GLOBAL GOVERNANCE THROUGH TRANSNATIONAL NETWORK ORGANIZATIONS. THE SCOPE AND LIMITATIONS OF CIVIL SOCIETY SELF-ORGANIZATION, WZB DISCUSSION PAPER

LAGANIER, R., VILLALBA, B., & ZUINDEAU, B., 2002, LE DEVELOPPEMENT DURABLE FACE AU TERRITOIRE : ELEMENTS POUR UNE RECHERCHE PLURIDISCIPLINAIRE , DEVELOPPEMENT DURABLE ET TERRITOIRES [EN LIGNE] , DOSSIER 1 : APPROCHES TERRITORIALES DU DEVELOPPEMENT DURABLE , MIS EN LIGNE LE 01 SEPTEMBRE 2002, CONSULTE LE 10 MARS 2011. URL : HTTP://DEVELOPPEMENTDURABLE.REVUES.ORG/774

MEIDINGER, E. 2003. FOREST CERTIFICATION AS A GLOBAL CIVIL SOCIETY REGULATORY INSTITUTION, IN: MEIDINGER, E., ELLIOTT, C. AND OESTEN, G. (EDS.) SOCIAL AND POLITICAL DIMENSIONS OF FOREST CERTIFICATION. REMAGEN-OBERWINTER, GERMANY

PATTBERG, P. 2004. THE INSTITUTIONALISATION OF PRIVATE GOVERNANCE: CONCEPTUALISING AN EMERGING TREND IN GLOBAL ENVIRONMENTAL POLITICS. GLOBAL GOVERNANCE WORKING PAPER NO9. POTSDAM, AMSTERDAM, BERLIN, OLDENBURG.

PATTBERG, P., 2006, GLOBAL GOVERNANCE: RECONSTRUCTING A CONTESTED SOCIAL SCIENCE CONCEPT, GARNET WORKING PAPER NO 04.

PATTBERG, P., 2009, LA GOUVERNANCE : UNE SIMPLE MODE ? REGARDS SUR LA TERRE 2009, LES PRESSES DE SCIENCES-PO, PARIS

PEREZ N. AND ARBOLEDA M.O., 2008, EVALUATION OF THE FSC SLIMF INITIATIVE, FSC INTERNATIONAL CENTER, BONN

ROSENAU J.N. AND CZEMPIEL, E.-O. (EDS.) 1992. GOVERNANCE WITHOUT GOVERNMENT: ORDER AND CHANGE IN WORLD POLITICS, CAMBRIDGE, CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS.

ROSOMAN G., RODRIGUES J. AND JENKINS A., 2008, HOLDING THE LINE WITH FSC, GREENPEACE INTERNATIONAL, AMSTERDAM

SANDERS, L., 1997, AGAINST DELIBERATION, POLITICAL THEORY, 25 : 347-375

SITE INTERNET : WWW.FSC.ORG

ANNEXES :

Tableau n°1 - Sujets, objectifs et porteurs de motions politiques approuvées lors de la dernière AG du FSC en novembre 2008

N°	Sujets	Objectifs	Porteurs
2	Gouvernance	Mieux définir les responsabilités entre FSC International et les initiatives nationales	Consultants (ex FSC)
8	Peuples indigènes	Révision du Principe 3. Assurer la participation active des peuples indigènes dans le processus de révision des principes et critères de FSC.	Mvts soc.Nord et indig Nord et Sud, ONG US,
10	Formulation des Principes et Critères	Rendre applicable les principes et critères du FSC pour chaque type et taille de forêts dans le monde	CB Brésil, Mvt soc.AL, ONG Eur.
12	Certification "chaîne de contrôle" groupée	Améliorer les critères d'admissibilité de la certification groupée "Chaîne de contrôle" en tenant compte des spécificités locales.	TFT, ONG US
17	Politique de labellisation	Réviser les labels et logos FSC pour éviter la confusion sur les marchés	CB Brésil, NI Brésil
19	Labellisation communautaire	Développer une stratégie pour différencier les produits certifiés provenant de forêt communautaires des autres produits	NI Brésil, NI Colombie, NI Espagne
23	Révision de la norme "bois contrôlé"	Réaliser une évaluation de la norme bois contrôlé et décider de son évolution	Greenpeace, IKEA, ONG Eglises Eur
24	Mise en œuvre de la norme Bois contrôlé	Elaborer un guide de mise en œuvre de la norme bois contrôlé, renforcer le contrôle de l'origine des bois et améliorer les procédures d'évaluation des risques	ONG Eur, Greenpeace, ONG US
27	Besoins des communautés et des petits propriétaires forestiers	Créer un groupe d'étude qui analyse les solutions pour répondre aux besoins des communautés et des petits propriétaires forestiers : mécanismes permettant de faciliter le respect des normes FSC, mécanismes permettant d'accroître les bénéfices de la certification, etc.	ONG Eglises Eur, WWF, ONG Nord
28	Stratégie de développement de la certification en zone tropicale	Développer, une stratégie pour accroître la certification des forêts tropicales, en particulier les forêts communautaire et les SLIMF.	CB Brésil NI Brésil
29	Réduction des coûts de la certification SLIMF	Réduire les coûts en supprimant l'exigence de de traduction des résumés publics de certification des SLIMF dans une langue officielle du FSC (espagnol et anglais)	CB Brésil, CB Nord, NI AL
32	Critères d'éligibilité au certificat SLIMF	Réviser la définition des SLIMF afin qu'elle englobe l'ensemble des petites unités forestières du monde et qu'elles concernent uniquement la zone de forêt de production - et non l'ensemble de l'unité forestière aménagée.	Mvt soc. AL, 2 ONGs Eur,
35	Procédures d'élaboration des normes	Réviser les procédures d'élaboration des normes FSC à l'aide d'une méthodologie et de procédures formelles qui tiennent compte de leur mise en oeuvre de manière réaliste.	CB Af du Sud, Prop for NZ, Ent For Sud
38	Rapports publics d'évaluation de la gestion forestière	Développer un format standard pour les résumés publics des rapports d'audits de gestion forestière utilisable par l'ensemble des organismes certificateurs.	NI Chili, Ing for Chili
39	Reconnaissance des Conventions de l'OIT	Développer un mécanisme permettant d'incorporer les directives des conventions de l'OIT dans les procédures de certification de la gestion forestière	Synd Nord IG Metal, ONG Eur, TFT
40	Obligation de mise à disposition des rapports d'audit pour l'obtention des certificats.	Eviter la reconnaissance formelle des certificats de gestion forestière tant que le résumé du rapport d'audit n'est pas publié ni mis à disposition du public.	2 Nis Eur, FOE
43	Emissions de carbone liées aux forêts	Etudier le rôle que la certification forestière peut jouer dans les mécanismes de réduction des changements climatiques via le maintien ou l'accroissement des stocks de carbone	WWF, ONGs US

44	Certification des forêts de conservation et des aires protégées forestières	Réaliser une étude de faisabilité sur la viabilité d'un dispositif de certification FSC des forêts de conservation et des aires protégées forestières. Développer des normes de certification de des forêts de conservation et des aires protégées forestières.	Greenpeace, Mvet soc AL, CB, Ent. For Nord
45	Contrôle des CBs accrédités	Changer les règles d'accréditation des organismes certificateurs en vue d'améliorer la transparence : publication et mise à disposition du public d'un résumé du rapport de contrôle.	2 Nis Eur, FOE
49	Contrôle de la qualité des certificats FSC délivrés par les CBs	Renforcer ASI, l'organisme chargé de contrôlé la conformité des certificats FSC délivrés par les organismes certificateurs.	ONG Eur, Mvt soc AL, TFT
50	Performance des CBs	Améliorer la performance des organismes certificateurs par le biais de critères de performance : degré d'évaluation et fréquence des contrôles des CBs par ASI, actions de formation, etc..	ONG Eur, Greenpeace, TFT
51	Performance des CBs : Consultations des parties prenantes	Elaborer des lignes directrices pour harmoniser et améliorer les procédures de consultation des parties prenantes	Greenpeace, ONG Eur, TFT
53	Pratiques commerciales des CBs	Interdire aux CBs accrédités par ASI de faire la promotion de standards moins rigoureux que FSC	Ent. US, 2 CBs
54	Traduction des rapports de ASI	Résumés publics des rapports d'audits d'ASI accessibles dans la langue locale.	NI Eur, 2 Mvts soc AL
56	Distribution équitable des ressources financières dans le réseau international de FSC	Reconnaître le rôle des initiatives nationales FSC dans la promotion et le développement du système global FSC : 'élaboration d'un modèle de partage des revenus et redevances de certification perçues par FSC International.	2 Nis Eur, FOE
59	Rôle des initiatives nationales dans le système global FSC	Clarifier les liens entre FSC International et les NIs : contrats entre le Secrétariat de FSC Int. et les initiatives nationales , création de 8 réseaux régionaux, participation comme observateur des NIs au CA de FSC International.	ONG US, Greenpeace
64	Jumelage entre les initiatives nationales du Nord et du Sud	Promouvoir la solidarité dans le réseau FSC par le biais d'accords formels de jumelage entre initiatives nationales du Sud et du Nord.	NIs Nord et Sud, mvts sociaux AL, ONG Eur
65	Distribution équitable au sein du réseau FSC	Redistribuer équitablement les revenus produits par le système FSC parmi les Initiatives nationales du Nord et du Sud via un fonds qui permettrait aux Initiatives nationales les moins développées de croître.	NI Nord & Sud, Mvts sociaux sud

Tableau n°2 - Sujets, objectifs et porteurs de motions politiques rejetées lors de la dernière AG du FSC en novembre 2008

N°	Sujets	Objectifs	Porteurs
9	Responsabilités des gestionaires forestiers	Revoir certains principes et critères qui définissent des responsabilités particulières des gestionaires (par rapport aux sous-traitants, par exemple)	Ent for. Afrique + NI Cameroun
18	Utilisation de la marque FSC	Révision de la norme régissant l'usage promotionnel du label FSC par ses détenteurs de certificats et par des organisations commerciales non certifiées.	ONG US, 2 CBs
42	Processus de consultation publique	Inclure dans les normes FSC, une exigence de préparation des parties prenantes aux consultations publiques	NI AL, Greenpeace
58	Rôle des initiatives nationales FSC	Ouverture d'un droit de parole des Initiatives nationales lors des AG de FSC International	2 NIs Eur, FOE
63	Accroissement de l'engagement des acteurs certifiés FSC	Obliger les opérateurs certifiés FSC à montrer leur engagement vis à vis de FSC à travers des actions concrètes de promotion de la certification FSC comme par exemple l'obligation de devenir membres d'une initiative nationale	NI Chili+ Ing For Chili

Notes :

NI : initiative nationale ;
CB : Organisme certificateur (Certification body) ;
Ing For : Ingénieurs forestiers ;
Ent For : entreprise forestière ;
AL : Amérique latine ;
Eur : Europe ;
Mvts Soc : Mouvements sociaux ;
Prop for : Propriétaires forestiers

CONCLUSION DU DOSSIER DE PUBLICATION

A travers les différents textes que nous venons de présenter, nos travaux ont mis en évidence un certain nombre de transformations politiques et institutionnelles qui découlent de l'émergence du FSC. Ces transformations portent sur plusieurs dimensions que nous nous proposons de synthétiser en conclusion de ce document.

1. TRANSFORMATIONS POLITIQUES INDUITES PAR LES INNOVATIONS INSTITUTIONNELLES DU FSC

Le dispositif FSC se distingue d'autres formes d'organisation à travers ses principes et procédures de décisions qui se réfèrent explicitement au développement durable. En se fondant sur des principes de transparence, d'inclusion, et de participation, et en mettant en place des procédures visant à maintenir un équilibre entre le Nord et le Sud et un équilibre entre les intérêts sociaux, écologiques et économiques, le FSC a incontestablement instauré un modèle organisationnel qui a connu un grand succès. Il s'est d'ailleurs diffusé dans d'autres secteurs économiques. Le FSC a permis de créer des espaces de dialogue entre les parties prenantes qui ont entrainé des processus d'apprentissage et permis ainsi de réduire une certaine tension provoquée par la méconnaissance et la désinformation entre les acteurs. Le FSC a ainsi institutionnalisé des compromis entre les défenseurs de l'environnement et le secteur productif privé afin d'atteindre une certaine « paix sociale ». Il a permis de proposer une alternative démocratique séduisante à certaines formes de gouvernance internationales sur les questions forestières, comme les négociations interétatiques, qui sont généralement considérées comme insuffisantes. En outre, par le biais de la procédure de certification par tierce-partie, les standards du FSC sont exécutoires, contrôlés et assortis de sanctions en cas de non respect. Bien que de telles procédures ne soient pas spécifiques au FSC, sa structure particulière, privée et transnationale, permet d'affirmer que le FSC a renouvelé le mode d'organisation d'une grande partie des filières forestières, pour la structurer autour de la certification de la gestion forestière. De ce point de vue, il est évident que le FSC a conforté sa légitimité procédurale. En outre le FSC a eu une influence discursive considérable, en réanimant les débats forestiers au niveau international. Certains sujets tels que les droits

accordés aux populations locales ont pu, à travers le FSC, avoir un écho beaucoup plus important au niveau des négociations internationales sur les forêts.

Toutefois, malgré ces effets politiques indéniables, nos travaux ont également mis en avant les insuffisances du modèle institutionnel proposé par le FSC. En raison de sa nature volontaire, nous avons montré que sa portée ne pouvait qu'être limitée. En ce sens, le dispositif FSC ne permet de combler que très partiellement les défaillances du régime international sur les forêts. Par ailleurs, à travers une mise à l'épreuve du modèle institutionnel du FSC, nos travaux montrent également que les garanties qu'il est censé apporter sont loin d'être entièrement satisfaites. Les procédures ne permettent que partiellement de palier les asymétries de pouvoir qui peuvent être observées lors des sessions de discussion portant sur l'élaboration des normes et des motions politiques du FSC. La recherche du consensus « à tout prix » conduit à éviter certains sujets qui comptent parmi les plus sensibles. Au final, le processus délibératif de prise de décision cherche avant tout à satisfaire un objectif procédural, celui d'obtenir le consensus, plutôt que d'aborder les questions substantielles les plus importantes du point de vue de certains acteurs qui sont souvent placés en situation minoritaire. En définitive, les innovations institutionnelles qui ont émergé avec la création du FSC paraissent limitées pour gouverner les problèmes forestiers globaux.

2. CHANGEMENTS COMPORTEMENTAUX INDUITS ET EFFET DETOURNES PROVOQUES PAR LE FSC

Les surfaces de forêts certifiées ont largement progressé depuis la création du dispositif FSC. Cette progression est largement mise en avant par les partisans du FSC pour montrer les effets positifs de ce dispositif dans la lutte contre le déclin des forêts. Cependant, l'augmentation des surfaces certifiées ne préjuge en rien de résultats en termes de modification des pratiques des gestionnaires forestiers. En nous basant sur une revue de la littérature, sur une analyse des actions correctives préconisées par les organes de certification lors du processus d'audit initial et sur un travail d'enquêtes menées au Brésil, nous montrons que le FSC permet d'améliorer sensiblement le comportement des gestionnaires forestiers. Néanmoins, les effets de ces changements sur l'état des forêts restent relativement limités par rapport aux processus multiples qui interviennent dans la problématique de la déforestation : exploitation illégale, insécurité foncière, progression des fronts pionniers agricoles, etc. Considérées globalement,

les améliorations comportementales constatées sont finalement assez proches des situations précédant l'application des normes.

En conséquence, le FSC touche essentiellement des acteurs dont les comportements, sans être forcément « politiquement acceptables », ne sont pas les plus menaçants pour les ressources forestières. En revanche une grande partie des processus de production dommageables, qui contribuent massivement à la déforestation ou à la dégradation des ressources forestières, se poursuivent, sans que le FSC n'ait véritablement de prise sur les acteurs moteurs de ces processus : exploitants agricoles, éleveurs, exploitants forestiers locaux ou n'exportant pas vers les marchés « écologiquement sensibles ».

L'analyse du marché des produits forestiers certifiés FSC révèle en effet que la demande internationale est limitée aux seuls pays consommateurs européens et nord-américains. Ce sont les grands distributeurs, à travers leur politique de responsabilité sociale et environnementale, sous la pression des grandes ONG écologistes, qui dopent cette demande. Compte tenu des coûts élevés et des contraintes techniques de la certification FSC, une fraction importante de producteurs de petite et moyenne taille, n'ont qu'un accès limité à la certification FSC et sont donc exclus de fait d'un certain nombre de marchés. Le développement de la certification FSC peut donc provoquer, indirectement, des effets détournés qui peuvent aller à l'encontre de ses propres objectifs d'amélioration de la gestion des forêts. Ainsi, au lieu d'avoir un effet d'entraînement « vers le haut » des processus de production les moins durables, la certification FSC ne permet que de garantir un accès au marché aux exploitants forestiers qui ont déjà des pratiques de gestion forestière acceptables. La certification FSC pourrait ainsi contribuer à segmenter davantage le marché en confortant l'effet de niche pour les produits les plus vertueux.

3. IMPLICATIONS POLITIQUES DES MODIFICATIONS DES RAPPORTS ENTRE LE PUBLIC ET LE PRIVE GENEREES PAR L'EMERGENCE DU FSC

L'un des effets politiques de la certification FSC que nous avons mis en avant, est son effet « intégratif » : d'un côté, le dispositif de certification volontaire privé du FSC s'insère dans des mesures de politique publique et, réciproquement, et de l'autre, les politiques publiques trouvent un terrain de mise en œuvre à travers le FSC. Ainsi, nos travaux montrent que loin de combler entièrement, à travers les marchés, les lacunes de l'action publique, les formes de

gouvernance privées telles que la certification FSC ont au contraire besoin d'un certain niveau de régulation gouvernementale pour pouvoir se développer. En particulier, les recherches que nous avons conduites au Brésil contredisent le bilan souvent établi d'une hégémonie sans partage du secteur privé dans les processus de régulation autour des forêts et de la certification. Au contraire, comme dans d'autres pays émergents, on assiste à une réhabilitation des politiques publiques, symptomatique d'une forme de limitation des modes de régulation basés essentiellement sur le marché. La gouvernance privée des forêts et sa production normative voient donc leur efficacité suspendue à une légitimation politique au niveau national, tandis que la plupart des Etats paraissent perdre une partie de leurs prérogatives en sous-traitant l'établissement des normes à des entités privées supranationales sur lesquelles ils ne semblent avoir presque aucune influence.

Nous montrons également que le redéploiement de l'action publique autour des dispositifs de certification forestière privés tels que le FSC – à travers des financements publics, des programmes de coopération, des politiques d'achat publics, des politiques de gestion des forêts publiques ou encore des mesures de politiques forestières incitatives et législatives favorisant la certification – génère un certain nombre d'implications politiques dont il est nécessaire de mesurer les conséquences. Ces dispositifs privés s'inscrivent en effet dans une vision empreinte de libéralisme économique, où la régulation s'effectue essentiellement à travers les marchés. Ils sont donc loin d'être neutres. En focalisant une grande partie des attentions, les dispositifs de certification privés tendent indirectement à minimiser le rôle des politiques publiques, voire à le décrédibiliser, alors que ce rôle semble pourtant essentiel, y compris pour développer les propres dispositifs de certification privés.

Ces effets sont renforcés par certaines mesures de politiques publiques, par exemple à travers la demande des marchés publics pour des produits certifiés ou l'aide internationale apportée au secteur forestier d'exportation afin de mettre en place des procédures de certification. L'action publique renforce les effets de segmentation du marché des produits forestiers et favorise les processus de production des acteurs de l'exploitation forestière les plus puissants, qui sont les mieux armés pour accéder au processus de certification. Ainsi, en se focalisant sur la certification, l'action publique détourne son attention des processus de production les moins durables.

Doctorat ParisTech

DOSSIER DE RECHERCHE DOCTORAL

pour obtenir le grade de docteur délivré par

L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement

(AgroParisTech)

Spécialité : Sciences de l'environnement, option gestion

présentée et soutenue publiquement par

Stéphane Guéneau

le 16 septembre 2011

Vers une évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales humides

Document 3 – Dossier de recherche

Quelles bases pour la construction d'un référentiel normatif d'évaluation de l'efficacité environnementale des dispositifs de gestion des forêts tropicales humides ?

Directeur de thèse : **Laurent MERMET**

AgroParisTech
CIRAD, UMR MOISA (Marchés, organisation, institutions et stratégies d'acteurs)
73, rue Jean-François Breton
34398 Montpellier cedex 5

TABLE DES MATIERES

LISTE DES SIGLES 7

LISTE DES ENCADRES 9

LISTE DES TABLEAUX 9

LISTE DES CARTES ET ILLUSTRATIONS 10

INTRODUCTION 11

1. PROBLEMATIQUE 11

2. ANCRAGE DISCIPLINAIRE. 15

3. ELEMENTS DE METHODE 17

4. PLAN DE REDACTION 17

CHAPITRE 1 - DEUX CADRES D'ANALYSE POUR POSER LA QUESTION DE L'EFFICACITE ENVIRONNEMENTALE 19

1. L'EFFICACITE DES REGIMES : UN CADRE PERTINENT POUR EVALUER L'EFFICACITE ENVIRONNEMENTALE DES DISPOSITIFS DE GESTION DES FORETS TROPICALES ? 19

1.1. Un cadre conceptuel qui s'organise autour de trois questions 24

1.1.1. Quel est l'objet de l'évaluation ? 24

1.1.2. A partir de quelle référence cet objet est évalué ? 26

1.1.3. Comment noter un régime ? 27

1.2. Défis méthodologiques des approches actuelles d'évaluation de l'efficacité des régimes 28

1.2.1 Comment, de manière opérationnelle, déterminer les effets du régime ? 29

1.2.2 Comment déterminer le point de référence de « résolution des problèmes » ? 34

1.2.3 Evaluer les effets du régime sur les changements de comportements (*outcomes*) ou sur la qualité de l'environnement (*impacts*) ? 38

1.2.4 Comment prendre en compte les effets externes au régime ? 40

1.3. Notre positionnement par rapport aux travaux sur l'efficacité des régimes 43

1.3.1. Une analyse centrée sur l'efficacité environnementale 43

1.3.2. Enjeux environnementaux versus comportements humains 45

2. L'ANALYSE STRATEGIQUE DE LA GESTION ENVIRONNEMENTALE 46

2.1. Les principes fondamentaux de l'ASGE 47

2.2. Une rupture par rapport aux approches fondées sur la coordination 49

2.3. L'hypothèse du changement par l'action stratégique d'un acteur 50

2.4. Un cadre qui se déploie selon trois registres 53

2.5. Un cadre d'évaluation pour réorganiser l'exercice concret des responsabilités 54

3. CONCLUSION DU CHAPITRE : ASGE VERSUS THEORIE DE L'EFFICACITE DES REGIMES 59

CHAPITRE 2 - ECHEC DES DISPOSITIFS DE GESTION ET INSUFFISANCE DES CONCEPTS : UN ETAT DE L'ART SUR LE DECLIN DES FORETS TROPICALES 63

1. DIAGNOSTIC : RICHESSE ET DECLIN DES FORETS TROPICALES HUMIDES 65

1.1. Les forets tropicales humides : un patrimoine écologique menacé 65
1.1.1. Les forêts : définition, étendue et répartition sur la terre 65
1.1.1.1. Définition des forêts 65
1.1.1.2. Les différents écosystèmes forestiers 69
1.1.1.3. Répartition du couvert forestier sur la surface terrestre 73
1.1.2. Le rôle régulateur de la forêt tropicale dans les grands équilibres écologiques mondiaux 75
1.1.2.1. Les liens entre la forêt tropicale humide, les eaux et des sols 75
1.1.2.1.1. La forêt protège les sols 76
1.1.2.1.2. La forêt contribue à la régulation du cycle de l'eau 76
1.1.2.2. Enjeux relatifs à la conservation de la biodiversité 77
1.1.2.3. Enjeux relatifs aux changements climatiques 79
1.1.2.3.1. Contribution de la déforestation et de la dégradation des forêts aux émissions de gaz à effet de serre 79
1.1.2.3.2. Les forêts comme puits de carbone 82
1.1.3. Diagnostic global de l'évolution des forêts 82
1.1.3.1. Les processus de changements du couvert forestier 82
1.1.3.2. La déforestation se poursuit à un rythme alarmant 85
1.1.3.3. La déforestation dans les trois principaux bassins de forêts tropicales humides 88
1.1.3.4. Des forêts de plus en plus dégradées 91
1.2. Le déclin des forets tropicales humides : causes et processus a l'œuvre 92
1.2.1. Hommes et forêts : des relations historiques ténues 93
1.2.2. Genèse des processus de déclin forestier en zone tropicale 95
1.2.2.1. Les forêts africaines marquées par l'exploitation industrielle des bois 96
1.2.2.1.1. Cameroun 97
1.2.2.1.2. Gabon 98
1.2.2.1.3. Congo(s) 99
1.2.2.2. Itinéraires de la conversion des forêts en Asie du sud-est 100
1.2.2.2.1. Thaïlande 101
1.2.2.2.2. Philippines 101
1.2.2.2.3. Malaisie 103
1.2.2.2.4. Indonésie 104
1.2.2.3. L'Amazonie dominée par une logique de colonisation agricole 105
1.2.2.3.1. Brésil 106
1.2.2.3.2. Colombie 108
1.2.2.3.3. Equateur 109
1.2.2.3.4. Pérou 110
1.2.2.3.5. Bolivie 112
1.2.2.3.6. Vénézuela ..... **Erreur ! Signet non défini.**
1.2.3. Un enchevêtrement de causes directes et indirectes 114
1.2.3.1. Les causes immédiates du déclin forestier 117
1.2.3.1.1. Les activités agricoles 117
1.2.3.1.1.1. L'agriculture itinérante 118
1.2.3.1.1.2. L'agriculture permanente 121
1.2.3.1.1.3. L'élevage 124
1.2.3.1.2. Les activités d'exploitation forestières 129
1.2.3.1.2.1. Les plantations forestières industrielles 130
1.2.3.1.2.2. L'exploitation industrielle du bois 132
1.2.3.1.2.3. La récolte de bois de feu 136
1.2.3.1.3. Les infrastructures 137
1.2.3.1.4. La chasse 142
1.2.3.1.5. L'exploitation des ressources épuisables 144
1.2.3.1.5.1. L'exploitation pétrolière et gazière 145
1.2.3.1.5.2. L'exploitation minière 147
1.2.3.2. Les causes sous-jacentes du déclin forestier 149
1.2.3.2.1. Les facteurs économiques 149
1.2.3.2.1.1. Défaillances des marchés 149

1.2.3.2.1.2. Couper immédiatement et investir ailleurs ou gérer et laisser fructifier son bien ? 152
1.2.3.2.1.3. Croissance économique et déforestation 154
1.2.3.2.1.4. Les populations pauvres ne sont pas forcément responsables de la déforestation ! 155
1.2.3.2.1.5. Des facteurs macroéconomiques aggravants 156
1.2.3.2.2. Les facteurs politiques et institutionnels 157
1.2.3.2.2.1. Des politiques économiques sectorielles défaillantes 157
1.2.3.2.2.2. Les politiques d'occupation des espaces forestiers 159
1.2.3.2.2.3. Les droits de propriétés non clarifiés 160
1.2.3.2.2.4. La persistance de pratiques illégales 161
1.2.3.2.3. Les facteurs démographiques 165
1.2.3.2.4. Les autres facteurs 167
1.2.3.2.4.1. Facteurs technologiques 167
1.2.3.2.4.2. Facteurs culturels 168
2. LE TRAITEMENT DE LA PROBLÉMATIQUE DU DÉCLIN DES FORÊTS TROPICALES 169
2.1. Fragmentation et complexité du régime international sur les forets 170
2.1.1. Une première réponse bureaucratique au problème de la déforestation tropicale : le PAFT 171
2.1.2. L'échec du processus de négociation intergouvernemental sur les forêts 173
2.1.3. Une architecture internationale fragmentée 175
2.1.3.1. Chevauchement des dispositifs institutionnels internationaux 176
2.1.3.1.1. GIF, FIF et FNUF… 176
2.1.3.1.2. Le mandat élargi de l'Organisation internationale des bois tropicaux (OIBT) 178
2.1.3.1.3. Le rôle de la Banque Mondiale 179
2.1.3.2. Accords non contraignants et engagements internationaux 180
2.1.3.2.1. Un Instrument juridiquement non contraignant 180
2.1.3.2.2. Le programme de travail élargi sur les forêts de la Convention sur la diversité biologique 182
2.1.3.2.3. L'insertion du volet forestier dans la Convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques 183
2.1.3.2.4. Autres instruments internationaux juridiquement contraignants 184
2.1.4. Politiques des états consommateurs de bois : la lutte contre l'illégalité aux premiers rangs 185
2.2. L'émergence de nouvelles formes de gouvernance privée 188
2.2.1. L'influence croissante des organisations non gouvernementales 189
2.2.1.1. Le rôle des réseaux internationaux de défense des causes environnementales 190
2.2.1.2. Une expertise non-gouvernementale de plus en plus reconnue 192
2.2.1.3. La participation des ONG dans les négociations internationales sur les forêts 195
2.2.2. Des alliances à géométrie variable 197
2.2.2.1. Partenariats publics privés : l'exemple du Partenariat pour les forêts du Bassin du Congo ... 198
2.2.2.2. Partenariats Privés 201
2.2.3. Des entreprises responsables ? 203
2.2.3.1. Les codes de conduite des producteurs 204
2.2.3.2. Les politiques privées d'achat responsable 205
2.3. Une approche normative fondée sur des concepts ambigus 206
2.3.1. La gestion durable des forêts : un mythe ? 207
2.3.1.1. Du rendement soutenu à la gestion durable des forêts 207
2.3.1.2. Gestion versus conservation ? 210
2.3.1.3. Typologie de la gestion des forêts 213
2.3.2. Principes, critères et indicateurs : les tentatives de standardisation de la gestion forestière 217
2.3.2.1. Multiplicité des normes de gestion 217
2.3.2.2. Elaboration des normes : problèmes conceptuels 221
2.3.2.3. Mise en œuvre des normes : problèmes pratiques 222
2.4. Des concepts à la mise en œuvre pratique : les dispositifs de gestion 222
2.4.1. Les modes d'usage des forêts dans les trois bassins forestiers tropicaux 224
2.4.1.1. Le système de concessions forestières industrielles, régime dominant 224
2.4.1.2. Brésil : un système de colonisation agraire des espaces forestiers « en libre accès » 226

2.4.1.3. Les terres forestières appartiennent peu aux communautés qui en dépendent 227
2.4.2. L'aménagement forestier durable, principal outil de la mise en œuvre de la GFD 230
2.4.2.1. Le plan d'aménagement : mise en œuvre pratique de la GFD 231
2.4.2.1.1. Phase analytique du plan d'aménagement 232
2.4.2.1.2. Phase conceptuelle du plan d'aménagement 235
2.4.2.1.1. Phase de mise en œuvre et de suivi 238
2.4.2.2. Les limites de l'aménagement 240
2.4.2.2.1. Le volet production de l'aménagement est privilégié 242
2.4.2.2.2. La démarche d'aménagement s'applique mal aux concessions de moyenne et petite taille 243
2.4.2.2.3. Les contraintes économiques à l'aménagement restent dissuasives 244
2.4.2.2.4. Le cadre légal de l'aménagement est inapproprié 246
2.4.3. Les aires protégées 248
2.4.3.1. Définition et évolution du concept d'aires protégées 249
2.4.3.2. Les forêts tropicales : sites prioritaires pour la conservation ? 251
2.4.3.3. La couverture globale des aires protégées des forêts tropicales humides s'est largement étendue. 258
2.4.3.4. Les aires de forêts tropicales protégées ne sont pas suffisamment représentatives. 262
2.4.3.5. Les aires protégées : un rempart contre la déforestation ? 267
2.4.3.6. Une gestion lacunaire 270
2.4.3.7. Le rôle des communautés locales et autochtones 272
3. CONCLUSIONS DU CHAPITRE 276

CHAPITRE 3 - PERTINENCE ET FAISABILITE D'UN REFERENTIEL NORMATIF 283

1. RESISTANCES ET DEFAILLANCE DES ANALYSES 284

1.1. Rhétorique anti-environnementale. 284

1.2. L'incertitude, un prétexte pour l'inaction 292

1.3. Des politiques fondées sur les causes, non sur les objectifs 296

1.4. Gérer en fonction du contexte local ? 299

1.5. Participation : le nouveau crédo de la gestion durable 302

2. UN CADRE D'EVALUATION CENTRE SUR LES PREOCCUPATIONS ENVIRONNEMENTALES 305

2.1. Pertinence d'une approche centrée sur les préoccupations environnementales globales 305

2.2. L'opération de transcodage en enjeux environnementaux 307

2.2.1. Eviter la conversion à grande échelle des forêts naturelles. 309
2.2.2. Reconstituer et restaurer le couvert forestier 312
2.2.3. Conserver les habitats forestiers tropicaux essentiels au maintien de la diversité biologique 314
2.2.4. Exploiter les ressources forestières en maintenant la fourniture des fonctions écologiques de la forêt 326
3. CONCLUSIONS DU CHAPITRE 332

CONCLUSION DU DOCUMENT 335

1. SYNTHESE DES PRINCIPAUX RESULTATS 335

2. DISCUSSION : LIMITES DE NOTRE TRAVAIL, INTERPRETATION ET UTILISATION DES RESULTATS 340

REFERENCES UTILISEES 343

LISTE DES SIGLES

ABIOVE : Association brésilienne des industries des huiles végétales

AIBT : Accord international sur les bois tropicaux

AIE : Agence internationale de l'énergie

AME : accord multilatéral sur l'environnement

AP : Aires protégées

ASGE : Analyse stratégique de la gestion de l'environnement

ATIBT : Association technique internationale des bois tropicaux

CCNUCC : Convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques

CDB : Convention sur la diversité biologique

CIFOR : Centre pour la recherche forestière internationale

CITES: Convention sur le commerce international des espèces menacées

CNUCED : Conférence des Nations Unies pour le commerce et le développement

CNUED : Conférence des Nations Unies pour l'Environnement et le Développement

COMIFAC : Commission des Forêts d'Afrique Centrale

COP : Conférence des parties

DME : diamètre minimum d'exploitation

EFI : exploitation à faible impact (

FAO : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture

FEM : Fonds pour l'environnement mondial

FIF : Forum intergouvernemental sur les forêts

FLEGT : Forest Law Enforcement, Governance and Trade (application des lois forestières, gouvernance et commerce)

FNUF : Forum des Nations Unies sur les forêts

FSC : Forest Stewardship Council

GATT : Accord général sur le commerce et les tarifs douaniers

GDF : gestion durable des forêts

GFD : gestion forestière durable

GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

GIF : Groupe intergouvernemental sur les forêts

HBWA : high-biodiversity wilderness areas

IBAMA : Institut brésilien de l'environnement et des ressources naturelles renouvelables

IFIA : Association interafricaine des Industries forestières

INCRA : *Institut national* pour la colonisation et la réforme agraire (Brésil)

IUFRO : Union internationale des instituts de recherches forestières

MAB : Programme Man and Biosphère de l'Unesco

MTCC : Malaysia Timber Certification Council

OCDE : Organisation de coopération et de développement économiques

OIBT : Organisation internationale des bois tropicaux

OMC : Organisation mondiale du commerce

OMD : Objectifs du Millénaire pour le développement

ONG : organisation non gouvernementale (

ONU : l'Organisation des Nations Unies

PAFT : Plan d'action forestier tropical

PEFC: Programme for the endorsement of certification schemes

PFBC : Partenariat pour les Forêts du Bassin du Congo

PIB Produit intérieur brut

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'environnement

RCA : République Centre-Africaine

RDC : République démocratique du Congo

REDD : réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts

RSE : responsabilité sociale d'entreprise

SFI : Sustainable Forestry Initiative

UE : Union européenne

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

WDPA : base de données mondiale sur les aires protégées

WRI : World Ressources Institute

LISTE DES ENCADRES

Encadré 1- L'évaluation de la valeur économique totale des forêts 151
Encadré 2 - L'engagement des ONG : exemples d'analyses relatives aux forêts ayant pesé sur les négociations internationales 196
Encadré 3- Catégories d'aires protégées de l'UICN 250

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 - Typologie des forêts : les 20 zones écologiques de la FAO. 71
Tableau 2 - Stocks globaux de carbone dans les bassins de carbone que représentent la végétation et le sol jusqu'à une profondeur de 1 m 81
Tableau 3 - Superficie forestière et variation du couvert forestier sur les trois grands continents forestiers tropicaux 89
Tableau 4 - Estimation des pertes récentes de couvert forestier tropical humide 92
Tableau 5 - Croissance de la consommation individuelle et des importations de viande bovine 2002-2006 dans quelques grandes régions importatrices 129
Tableau 6 - Biens et services de l'écosystème forestier 150
Tableau 7 - principaux instruments juridiques contraignants relatifs aux forêts 181
Tableau 8 -Typologie des modes de gestion des forêts tropicales 216
Tableau 9 - Principales initiatives de normalisation de la gestion forestière 219
Tableau 10 - Estimation de la répartition de la propriété forestière dans les forêts tropicales 227
Tableau 11- . Aires protégées du biome forêts tropicales humides en 2008. 266
Tableau 12 - Les bases du référentiel normatif d'évaluation des dispositifs de gestion des forêts tropicales humides 339

LISTE DES CARTES ET ILLUSTRATIONS

Figure 1- Une recherche qui se situe à l'interface entre plusieurs champs disciplinaires 16
Figure 2 - Les objets de l'évaluation 25
Figure 3 - Les points de référence de l'évaluation 27
Figure 4 - Le modèle d'évaluation de l'efficacité des régimes 30
Figure 5 - Le schème fondamental du jeu des acteurs sur l'environnement 51
Figure 6 - Répartition des forêts sur la terre 74
Figure 7 -Les processus de changements de l'état de la forêt 83
Figure 8 - De la dégradation vers la déforestation 84
Figure 9- Variation du couvert forestier entre 2000 et 2005 dans le monde 87
Figure 10 - Les points chauds de la déforestation tropicale 90
Figure 11 - Causes immédiates et sous-jacentes du déclin des forêts 116
Figure 12 - Production et exportations de viande bovine brésilienne 1993-2005 126
Figure 13 - Progression du cheptel bovin en Amazonie brésilienne (1000 têtes de bétail) 127
Figure 14 - Evolution de la consommation de viande de bœuf dans l'Union européenne et en Chine. 128
Figure 15 - Amendes émises et collectées correspondant à des délits d'exploitation forestière illégale constatés entre 2001 et 2005 164
Figure 16 - : Répartition d'une essence particulière dans une concession d'Afrique centrale 233
Figure 17 - Indicateur de présence d'éléphants sur une concession forestière d'Afrique centrale .. 234
Figure 18 - Exemple de planification de l'aménagement d'une concession forestière en Afrique centrale 237
Figure 19- Exemple de zonage des différents usages d'une concession en Afrique centrale 239
Figure 20 - Résultat d'un inventaire d'exploitation dans une unité forestière aménagée d'Afrique centrale 240
Figure 21 - Neufs concepts, neufs cartes de priorités globales pour la conservation de la biodiversité 252
Figure 22 - Zones de conservations prioritaires « proactives » 254
Figure 23 - Carte des paysages de forêts intactes (IFL) 254
Figure 24 - Concordance entre les sites prioritaires pour la conservation de la biodiversité et les zones où la valeur des services écosystémiques est la plus forte 255
Figure 25 - Zones de conservations prioritaires « réactives » 257
Figure 26 - Le biome forêts tropicales humides, en considérant un seuil de couverture forestière de 25% 261
Figure 27 - Pourcentage des forêts bénéficiant d'un statut légal de protection stricte (catégories I-IV de l'UICN) dans chaque écorégion du monde 264
Figure 28- La thèse de la conspiration verte internationale 290

INTRODUCTION

Dans ce document, nous présentons le travail que nous avons conduit spécifiquement sur la question de l'efficacité des dispositifs de prise en charge du problème de déclin des forêts tropicales. Nous avons brièvement mentionné, dans le premier document de ce dossier de recherche doctorale, pourquoi cette question de l'efficacité se pose avec acuité dans le domaine de la préservation des forêts tropicales. Nous proposons de démarrer ce document par une brève introduction qui présente de manière plus détaillée la problématique et la démarche que nous avons adoptées pour tenter d'y répondre.

1. PROBLEMATIQUE

Malgré les nombreux signaux d'alarmes tirés par les mouvements écologistes, scientifiques et politiques depuis plus de vingt ans, les forêts tropicales continuent de disparaître et de se dégrader. Afin de prendre en charge ce problème, de nombreuses actions ont été proposées et se sont succédées : entre autres, la certification, les partenariats publics-privés, la lutte contre l'exploitation illégale, et enfin, la réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD), dernier outil qui concentre une grande partie des attentions et des débats internationaux actuels sur le sort des forêts. A intervalle régulier, chaque nouveau dispositif visant à résoudre le problème mobilise une grande partie du monde de la recherche, des décideurs politiques et des organisations de la société civile. Des conférences scientifiques sont organisées afin de discuter de la pertinence de ces outils, des financements publics sont débloqués afin d'effectuer des études de faisabilité et de réaliser des tests de mise en œuvre à travers des projets pilotes.

Cette succession de dispositifs qui caractérise les politiques forestières internationales de ces dernières décennies est à l'origine de nombreuses interrogations. Pourquoi tenter régulièrement d'imposer un nouveau dispositif ? Pourquoi ce nouveau dispositif prendrait-il mieux en charge le problème de déclin des forêts tropicales ? Tout nouveau dispositif, quel qu'il soit, ne risque-t-il pas de tomber dans les même travers que ses prédécesseurs et au final, s'avérer tout aussi inefficace que les précédents ?

Ces interrogations renvoient au problème plus général de l'évaluation de l'efficacité des dispositifs. Or les cadres utilisés jusqu'à présent pour évaluer cette efficacité ne reposent pas sur des bases théoriques solides, voire sont réalisés de manière très intuitive. Par exemple, dans le cas de la certification de la gestion forestière, les cadres d'évaluation de l'efficacité proposés jusqu'à présent reposent essentiellement sur l'observation des changements de comportements induits par la mise en place du dispositif (Newsom & al., 2005 ; Peña-Claros & al., 2009), sans qu'il soit possible d'affirmer avec certitude quels sont les impacts de ces dispositifs sur la qualité de l'environnement, par exemple sur la préservation de la biodiversité (Van Kuijk & al., 2009). D'autres travaux tirent des conclusions générales de larges revues de la littérature (Zagt & al., 2010), mais restent impuissants pour démontrer les effets environnementaux réels des dispositifs évalués. Blackman & Rivera (2010) ont réalisé récemment une revue de la littérature des études qui portent sur l'impact environnemental et social des dispositifs de certification dans plusieurs secteurs, dont le secteur forestier. Sur les neuf études portant sur ce secteur, ils estiment que seule l'une d'entre-elles repose sur des bases méthodologiques crédibles. Mais cette étude ne permet que de comparer l'effet d'une entité certifiée par rapport à une entité non certifiée, sans qu'il y ait d'éléments probants permettant d'affirmer que le problème de gestion des forêts a été correctement traité. D'autres travaux reposent sur des bases théoriques plus solides, en cherchant à définir un cadre général d'évaluation des dispositifs (Tikina & Innes, 2008). Mais ces travaux excluent les capacités de résolution du problème de déforestation et de dégradation des forêts du champ de l'évaluation des dispositifs.

A travers ces quelques exemples, force est de constater l'insuffisance des cadres d'évaluation des dispositifs de prise en charge du problème forestier tropical. Ce qui est avant tout marquant, dans les différentes initiatives d'évaluation que nous venons de passer brièvement en revue, c'est l'absence de référentiel d'évaluation portant sur le problème environnemental à traiter. Ces travaux cherchent en effet à mesurer si des changements de comportements sont intervenus suite à la mise en place des dispositifs, mais ne permettent pas de révéler si les problèmes écologiques posés par la déforestation tropicale ont été traités. En se basant sur ces travaux, il semble difficile de trouver des réponses adéquates aux questions que nous posions précédemment. Un nouveau dispositif pourrait bien entraîner des changements de comportements substantiels, mais en l'absence de preuve sur son efficacité environnementale, son existence pourra être remise en question.

Au regard de ces éléments, la question de recherche que nous posons est la suivante : ***est-il possible d'élaborer un référentiel d'évaluation de l'efficacité environnementale d'un dispositif de prise en charge du problème de déclin des forêts tropicales ?***

Se pencher, comme nous le faisons, sur la question de l'efficacité environnementale des dispositifs de traitement des problèmes de déclin des forêts équivaut à se positionner résolument dans une démarche normative. Ce choix, que nous assumons, nécessite toutefois quelques explications. En effet, la succession de dispositifs qui caractérise les politiques forestières tropicales suggère l'utilisation de ces dispositifs de manière purement fonctionnaliste. Ils sont considérés comme de simples choix techniques. Or, quel que soit le dispositif analysé, celui-ci résulte d'un processus de construction sociale, et sa légitimité peut donc être contestée. Comme l'affirment Lascoumes & Le Galès (2005), *« Un instrument n'est jamais réductible à une rationalité technique pure. Il est indissociable des agents qui en déploient les usages, le font évoluer et composent à partir de lui des communautés de spécialistes »*.

S'attacher à analyser l'efficacité des dispositifs impliquerait donc, en quelque sorte, d'accepter leurs effets sans prendre en considération les enjeux de compétition, de pouvoir et de puissance qui se nouent autour de leur émergence et de leur développement, et qui peuvent générer des changements significatifs en termes de domination, de transfert de l'autorité, et d'exclusion. Cette construction sociale des dispositifs de gestion de l'environnement, nous l'avons notamment observée à travers notre travail de recherche sur la certification de la gestion forestière (Tozzi & Guéneau, 2011). La forte implication des entreprises dans l'élaboration et la mise en œuvre de ces « approches volontaires » incite évidemment à s'interroger sur la « neutralité » de ces instruments. En outre, les grandes organisations non gouvernementales (ONG) environnementales qui soutiennent en partie les dispositifs de certification tels que le Forest Stewardship Council (FSC) ne sont pas non plus sans contradictions, et leur nature altruiste et désintéressée peut être questionnée (Chartier & Ollitrault, 2006), notamment au regard de leur logique d'intervention de plus en plus « managériale ».

Face à cette critique, souvent formulée à l'égard des approches normatives, nous rejoignons la position de Leroy (2010), qui estime que poser uniquement la prise en charge d'un problème environnemental sous l'angle d'une construction sociale bloque l'analyse de processus complexe et *« qu'il faut inverser la critique et énoncer qu'au contraire, refuser de prendre au*

sérieux l'annonce politique c'est s'empêcher de la soumettre à la critique. Ce serait ne pas se donner les moyens d'analyser ce que les gens en font dans leurs univers d'action, s'empêcher de la mettre en discussion dans la sphère citoyenne et profane qui s'ancre sur les faits au-delà des annonces. Si les idées sont mises en actes et traduites en règles de gestion, alors c'est bien cela qu'il s'agit d'étudier. Sachant qu'au sein de chaque collectif qui s'est construit ou se construit – dans chaque situation de gestion – il existe des divergences de positions et d'enjeux. Dans ces constructions hybrides, que se passe-t-il et répond-on à l'objectif collectif que l'on s'était fixé ? Sinon, pour quelles raisons ? »

Analyser les dispositifs de prise en charge des problèmes forestiers uniquement comme des « construits sociaux », c'est-à-dire en nous concentrant sur les conditions d'élaboration de ces instruments afin d'en faire ressortir les rapports de force, et d'en tirer des conclusions sur les avantages que peuvent en extraire certaines catégories d'acteurs, pourrait nous conduire à nous engager dans une approche *« sans fin sur la nature des instruments »* (Lascoumes & Le Galès 2005). Nous avons choisi au contraire de nous placer également, *« du point de vue des effets qu'ils génèrent »* et souscrivons pleinement à la proposition de Lascoumes et Le Galès (2005) lorsqu'ils évoquent la nécessité *« de comprendre les raisons qui poussent à retenir tel instrument plutôt que tel autre, mais d'envisager également les effets produits par ces choix »*.

Ce sont ces raisons qui nous poussent à aborder la question des effets des dispositifs de prise en charge du problème du déclin forestier, non pas uniquement comme le résultat d'un processus social, mais également en rendant compte de leur efficacité environnementale. Eviter d'évaluer l'efficacité des dispositifs reviendrait à déconsidérer les annonces de responsabilité sociale des entreprises et plus largement, l'exercice de responsabilité globale sur l'état des forêts tropicales humides. Notre démarche critique s'inscrit donc dans l'analyse du décalage entre les intentions affichées et les efforts réellement déployés pour traiter un problème environnemental (Leroy, 2010). Nous nous référons à ce titre aux travaux conduits par Laurent Mermet et son équipe de recherche au sein d'AgroParisTech (Mermet & al. 2005 ; Mermet & al., 2010).

A la lumière de ces éléments, notre travail vise à démontrer que c'est en posant clairement la question de la construction d'un référentiel d'évaluation de l'efficacité environnementale, que les efforts de prise en charge de problèmes de déforestation et de dégradation des forêts tropicales pourront être orientés. Notre objectif est de montrer qu'il est non seulement possible, mais également légitime et utile d'élaborer un tel référentiel.

2. ANCRAGE DISCIPLINAIRE.

Nous avons mentionné dans la première partie de ce dossier, quelques éléments expliquant les choix disciplinaires que nous avons effectués au cours de notre parcours de recherche. Nous proposons à présent de détailler le corpus de discipline qui permet de cadrer le travail que nous soumettons dans le présent document.

Notre question de recherche portant sur la détermination d'un cadre d'évaluation de l'efficacité, il nous est apparu utile de nous interroger sur la pertinence des disciplines à mobiliser pour élaborer ce cadre. Notre point de départ a été une réflexion sur l'efficacité des régimes, à partir d'une série de travaux sur la gouvernance globale de l'environnement, issus de la discipline des relations internationales en sciences politiques (Underdal, 1992 ; Young, 1994 ; Young, 1999a ; Young, 1999b). Les théories de l'efficacité des régimes ont déjà servi de référence à des travaux d'évaluation de l'efficacité des dispositifs de prise en charge des problèmes environnementaux (Miles & al., 2002), y compris dans le domaine forestier où des travaux ont cherché à déterminer un cadre d'évaluation des dispositifs de certification de la gestion forestière (Tikina & Innes, 2008). Néanmoins, ces travaux, bien qu'apportant des éléments utiles pour la compréhension des effets des dispositifs étudiés, ne permettent pas à ce jour d'évaluer pleinement leur efficacité environnementale. Ils signalent en effet qu'il leur est difficile, voire impossible, de déterminer, à travers ce cadre, si les dispositifs mis en œuvre contribuent à la « résolution des problèmes » environnementaux posés.

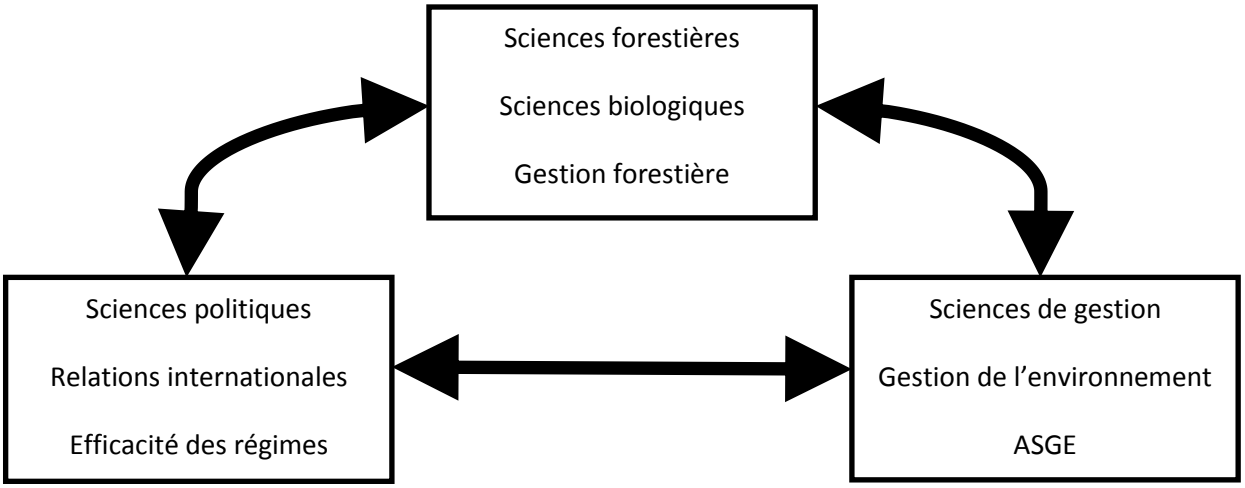
Face à cette impasse, c'est dans la discipline des sciences de gestion que nous avons puisé pour conduire notre recherche et trouver des outils pour construire notre cadre. Plus spécifiquement, nous avons largement utilisé les travaux initiés par Mermet (1992, 1998) autour de l'Analyse stratégique de la gestion de l'environnement (ASGE), qui se sont poursuivis entre autres à travers plusieurs thèses qu'il a dirigées (Leroy, 2004 ; Billé, 2004 ; Gaudefroy de Mombynes-Leménager, 2007). En outre, notre intention, à travers cet ancrage dans les sciences de gestion, est également d'offrir une contribution « actionnable » qui puisse aider la décision.

Au fil de l'avancée de notre réflexion, il nous est donc apparu important de confronter ces deux courants disciplinaires afin de positionner notre travail sur un plan purement théorique. Un tel travail d'analyse comparative n'a à notre connaissance pas été réalisé et constitue l'un des objectifs de notre recherche sur le plan théorique. Nous le présentons en détail dans le premier chapitre.

Enfin, compte tenu du choix de notre objet d'étude, il a été indispensable de mobiliser un corpus de travaux portant sur la gestion forestière, issus tant des sciences dures que des sciences économiques. D'une part, il nous a fallu nous pencher sur certains concepts utilisés en biologie de la conservation ou en sciences forestières pour progresser dans notre compréhension des problématiques forestières tropicales. D'autre part, la compréhension des interactions entre certaines dynamiques économiques et la gestion de l'environnement nous ont conduits à reprendre des concepts issus de la discipline de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles.

Pour résumer, notre travail consiste en une mise en discussion de deux grands cadres théoriques, l'ASGE et la théorie de l'efficacité des régimes, issus de deux champs disciplinaires les sciences de gestion et les sciences politiques, ces deux cadres théoriques étant mis à l'épreuve de la gestion forestière (Figure 1).

Figure 3- Une recherche qui se situe à l'interface entre plusieurs champs disciplinaires



3. ELEMENTS DE METHODE

De nombreux données et matériels ont été accumulés au cours de ces années, que ce soit à travers l'observation du jeu des acteurs lors des diverses réunions auxquelles nous avons participés, des échanges que nous avons pu avoir avec les acteurs, des moments passés en forêt au contact de différents acteurs impliqués dans des activités de gestion forestière, ou encore à travers la lecture et l'analyse de documents divers allant des revendications des ONG à des articles scientifiques. Nos travaux ont largement puisé dans ce stock de connaissances accumulés au fil des ans. On peut dire qu'une partie de notre travail a consisté à réorganiser l'ensemble de ces connaissances, à les actualiser, à les étoffer et à leur donner une nouvelle vie en les restructurant autour du cadre théorique que nous utilisons.

Nous avons complété ces connaissances en mobilisant des méthodes d'analyse classiques en sciences sociales et humaines. Il s'est principalement agi d'effectuer un travail d'analyse de la littérature académique et de la documentation institutionnelle existante, de réaliser des entretiens avec les acteurs impliqués par les problèmes forestiers tropicaux, souvent de manière très peu formelle, de prendre des notes lors des réunions portant sur les problématiques forestières tropicales. Enfin, nous nous sommes impliqués en tant que partie prenante dans le dispositif de certification de la gestion forestière du FSC, ce qui a permis d'une part d'accéder à de nombreuses informations informelles (échanges de courriels, forums de discussions internes, réunions en groupes restreints…) et d'autre part de pouvoir tenir une position réflexive sur un dispositif particulier de gestion.

4. PLAN DE REDACTION

Cette partie se décompose en trois chapitres et une conclusion. Dans le premier chapitre, nous présentons les cadres d'analyse brièvement abordés au cours de cette introduction. Nous les discutons et positionnons notre travail par rapport à ces cadres. Une première section est consacrée à exposer les travaux portant sur les questions environnementales dans la discipline des relations internationales, avec un regard critique sur les recherches portant sur l'effectivité des régimes. La seconde section s'attarde sur le cadre théorique de l'ASGE, afin d'en signaler la pertinence pour évaluer les dispositifs de gestion que nous étudions. Nous concluons ce chapitre en abordant l'articulation entre le cadre de l'ASGE et celui de l'efficacité des régimes.

Le deuxième chapitre effectue le constat détaillé de l'échec des dispositifs et des concepts de gestion des forêts tropicales humides à l'œuvre. Ce chapitre se divise en deux sections. La première porte sur la présentation générale des forêts tropicales (définition, évolution, et inscription dans le champ des grands problèmes écologiques contemporains) puis expose une large revue de la littérature sur les facteurs de la déforestation et de la dégradation des forêts. La seconde section passe en revue les différentes mesures qui ont été mise en œuvre jusqu'à présent pour prendre en charge le problème du déclin des forêts tropicales. Dans cette section, nous nous étendons dans un premier temps sur la prise en charge globale du problème forestier, à travers l'étude du régime international, et des nouvelles formes de gouvernance forestière non-étatiques. Un deuxième temps est consacré aux principaux concepts des sciences forestières qui forgent l'approche normative de traitement du problème forestier. Nous abordons en dernier lieu la mise en œuvre pratique de différents concepts et dispositifs de gestion forestière.

Enfin, au cours du dernier chapitre, nous présentons la manière dont nous avons posé les bases d'un référentiel normatif qui pourrait servir de base à de futurs travaux d'évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales. La première section de ce chapitre met en exergue les facteurs de résistance à la prise en charge du problème du déclin des forêts d'une part, et les échecs des approches qui évitent d'aborder la question de l'efficacité environnementale. Puis nous enchaînons dans une deuxième section sur la construction du cadre de référence, en présentant les différents objectifs qui le constituent.

Nous concluons notre travail en rappelant les principales étapes de l'exercice que nous avons mené, en mettant en évidence les principaux résultats que nous avons obtenus , en signalant les limites de notre recherche et enfin, en proposant des pistes pour prolonger nos travaux.

CHAPITRE 1 - DEUX CADRES D'ANALYSE POUR POSER LA QUESTION DE L'EFFICACITE ENVIRONNEMENTALE

La littérature académique qui traite de la question de l'efficacité environnementale et de son évaluation est relativement récente comparativement à d'autres domaines d'action publique. Elle est également traversée par de nombreuses approches. Nous n'avons pas pour ambition, dans ce chapitre, de faire une revue de cette littérature, afin de montrer les limites et particularités de chaque approche. D'autres ont réalisé une telle entreprise (Belna & al., 2011). Nous avons choisi de limiter notre tâche en étudiant un cadre théorique particulier, qui sert souvent de cadre de référence lorsqu'il s'agit d'aborder l'efficacité de dispositifs élaborés à l'échelle internationale. Ce cadre d'analyse qui se donne pour objectif d'évaluer l'efficacité des régimes environnementaux internationaux, constitue en effet un point de départ intéressant, compte tenu de la dimension internationale de la problématique du déclin des forêts tropicales humides. C'est à partir d'une analyse critique de ce cadre que nous comptons donner du poids à notre démonstration, en montrant ses lacunes et la manière de les dépasser par le biais du cadre théorique de l'ASGE. Nous espérons par conséquent contribuer, à travers ce chapitre théorique, à montrer la légitimité et l'utilité d'une approche d'évaluation de l'efficacité fondée sur l'élaboration d'un référentiel clair exprimé en termes d'état de l'environnement.

1. L'EFFICACITE DES REGIMES : UN CADRE PERTINENT POUR EVALUER L'EFFICACITE ENVIRONNEMENTALE DES DISPOSITIFS DE GESTION DES FORETS TROPICALES ?

Une partie considérable de la littérature en relations internationales relative aux questions de résolution des problèmes environnementaux globaux s'est concentrée au cours de ces dernières années sur l'efficacité des régimes internationaux (Underdal, 1992 ; Young, 1992 ; Young 1994 ; Haas & al., 1993 ; Young 1999b ; Brown Weiss & Jacobsson, 1998 ; Miles & al., 2002, Skodvin & al., 2006, Young & al., 2008). Bien que plusieurs définitions du régime soient relevées dans la littérature, l'une d'entre elles est communément utilisée : un régime désigne un ensemble de principes, de normes, de règles et de procédures de décision,

explicites ou implicites, autour desquelles les attentes des acteurs convergent dans un domaine spécifique des relations internationales (Krasner, 1983). Le régime apparaît lorsque l'action d'un seul pays – ou d'un groupe de pays – ne peut suffire pour traiter un problème donné. Le traitement du problème ne peut être envisagé de manière efficace qu'au moyen d'une coopération internationale. L'idée est que chaque pays participe à l'action collective pour prendre en charge le problème, et qu'une autorité supérieure soit établie pour coordonner cette prise en charge. Les comportements des acteurs au niveau national sont soumis à une injonction internationale qui provient de cette autorité supérieure, et des mécanismes de coercition et de sanction peuvent dans certains cas obliger les acteurs nationaux à se mettre en conformité avec les principes, règles et normes établis de manière coordonnée par les Etats dans le cadre du régime.

Les questions institutionnelles constituent donc, dès le départ, l'un des centres d'intérêt central des théoriciens des régimes : compte tenu des stratégies nationales divergentes, il s'agissait, à l'origine, d'analyser les conditions d'élaboration d'un accord sur un sujet de préoccupation international donné. La théorie des régimes s'est donc focalisée sur la coopération multilatérale, en particulier sur les modalités d'élaboration des accords multilatéraux interétatiques. La construction d'une « architecture » internationale, autrement dit, la manière dont s'emboitent les différentes institutions et accords, les conditions de leur émergence, de leur effectivité et de leur efficacité dans le traitement des problèmes globaux, sont les thèmes des principaux travaux de recherche qui ont porté sur les régimes environnementaux internationaux (Young 1999a).

Dans un premier temps, au cours des années 1990, les travaux sur l'efficacité des régimes, se sont concentrés sur les conditions qui conduisent à une meilleure coopération interétatique - autrement dit à la formation des accords internationaux-, au rôle des différents acteurs étatiques et non étatiques dans la formation des régimes et à la mise en conformité des dispositions de ses accords par les Etat-membres (Young, 1992, Chayes & Chayes, 1993, Cameron & al. 1996 ; Brown-Weiss & Jacobson, 1998). Il s'agissait surtout d'analyser le mode de construction des régimes, et de vérifier que les parties prenantes adoptaient les règles du jeu fixées par le régime.

Plusieurs limites à ces approches centrées sur la « conformité » ont été mises en évidence (Mitchell, 2008) :

- En premier lieu, il semble évident que les régimes ne peuvent être considérés comme performants si la mise aux normes s'était produite de toute façon, même en l'absence

de régime ; par exemple, dans le cadre d'accords de pêche, lorsqu'un quota de pêche est respecté par les flottes davantage parce-que les stocks de poissons sont au plus faible, plutôt qu'en raison de la baisse de l'effort de pêche lui-même.

- D'autres limites concernent le caractère dichotomique de l'évaluation par la conformité (conforme ou non conforme) alors que la constitution du régime peut entraîner un processus d'amélioration environnemental progressif des acteurs qui ne sont pas conformes. D'une manière un peu provocatrice, on peut penser qu'avec un tel cadre d'évaluation, plus les normes seront exigeantes, moins le régime sera jugé comme étant efficace, alors qu'au contraire, plus les normes seront laxistes, plus le régime sera considéré comme étant efficace.
- Troisièmement, les régimes peuvent avoir des effets secondaires, qui ne sont pas pris en considération dans de telles évaluations. L'évaluation de la conformité vérifie si les parties prenantes au régime respectent les normes établies par celui-ci, mais d'autres parties prenantes non membres peuvent être influencées par le régime. Par exemple si le régime climatique incite les pays membres à développer des technologies de réduction des émissions qui s'avèrent économiquement attrayantes, elles peuvent ensuite être adoptées par l'ensemble des pays, y compris ceux qui ne sont pas partie prenante au régime. Des mécanismes connexes comme les aides multilatérales et bilatérales peuvent également être le vecteur de diffusion des dispositions d'un régime dans un pays non signataire d'un accord multilatéral sur l'environnement (AME), en imposant des conditionnalités de réformes politiques ou en finançant certaines activités plus que d'autres. En définitive, ce n'est pas parce qu'un Etat n'est pas partie prenante d'un AME, qu'il se situe hors d'un régime.
- Enfin, dans de nombreux cas, les régimes environnementaux internationaux n'imposent que de vagues normes de conformité. Par exemple, la convention Ramsar impose à ses membres une " utilisation judicieuse " de leurs zones humides, mais ne définit aucunement, avec cette injonction, comment l'évaluateur peut identifier la conformité de la non-conformité.

Parallèlement à ces différentes interrogations relatives à la littérature sur la conformité, certains observateurs constatent que les liens de causalités entre l'établissement d'un régime et la résolution du problème qui a motivé sa création ne sont pas automatiques : les efforts de la communauté internationale semblent donner de meilleurs résultats dans certains domaines

plus que d'autres, en termes de résolution des problèmes environnementaux posés (Underdal, 1992).

Ces différentes observations vont générer un important effort de recherche. (Underdal, 1992 ; Young, 1994 ; Haas & al., 1993 ; Young, 1999a ; Young, 1999b ; Miles et al. 2002). Ces recherches ont opéré un déplacement analytique considérable par rapport aux travaux précédents sur les régimes : il ne s'agit plus d'analyser les conditions qui permettent la réalisation des accords environnementaux internationaux, ni de vérifier la conformité des lois et des pratiques à ces accords, mais bien d'évaluer si les accords sont « efficaces ».

D'une manière générale, les recherches sur l'efficacité des régimes ont pour but d'identifier les modifications de comportements des acteurs économiques qui découlent de la création d'un régime afin de déterminer s'ils permettent d'éliminer ou d'atténuer le problème qui a motivé la création du régime (Haas & al., 1993 ; Young & Levy, 1999 ; Underdal, 2002). Néanmoins, Levy & al., (1993) signalent que cette acceptation générale de l'efficacité d'un régime est, de manière pratique, difficile à appréhender. Il est difficile d'affirmer que les changements observés sont directement imputables à des règles internationales spécifiques. Les problèmes à traiter sont parfois si importants que des moyens variés sont mis en œuvre pour les résoudre, y compris certains qui ne sont pas reliés au régime lui-même.

C'est la raison pour laquelle, dans la littérature, l'efficacité des régimes peut recouvrir des dimensions bien plus étendues. Oran Young (1994) a par exemple proposé une grille d'analyse permettant d'appréhender ces différentes dimensions de l'efficacité des régimes. Il distingue six paramètres d'efficacité d'un régime. Le premier concerne l'efficacité dans la résolution des problèmes environnementaux, c'est-à-dire la capacité d'un régime à éliminer un problème qui a conduit ses parties prenantes à constituer ce régime. Le second est l'efficacité dans la réalisation des objectifs fixés par le régime. Young distingue ces deux premiers paramètres d'efficacité à partir du constat qu'un régime peut très bien atteindre l'ensemble des buts qu'il s'est fixé sans forcément que le problème environnemental n'en soit significativement affecté.

Young ajoute quatre autres paramètres d'efficacité. En premier lieu, il parle d'efficacité comportementale à propos des changements de comportements induits par le régime, autrement dit des actions que les acteurs n'auraient pas mis en place en l'absence de régime. Il continue en introduisant un paramètre d'efficacité procédurale, c'est-à-dire l'adoption des dispositions d'un régime international par des institutions ou des systèmes juridiques – par exemple à travers des mesures législatives – dans une région ou un Etat membre du régime.

Le paramètre suivant est celui d'efficacité constitutive. Ce paramètre se réfère au fait qu'un régime trouve une certaine acceptation sociale dans la mesure où il peut absorber une part importante de l'attention et des ressources sans pour autant être efficace en termes de résolution du problème qui a stimulé sa création ou même atteindre les objectifs formulé par ses fondateurs. L'incidence du régime se situe ici au niveau de ses capacités à générer un processus d'échange d'idées et d'informations entre les acteurs du régime, lui-même porteur de solutions dans des secteurs connexes. Par exemple, le fait de créer une arène de discussion où les acteurs traitent de la certification de la gestion forestière peut les conduire à imaginer la création d'arènes similaires dans des domaines tels que la certification du palmier à huile ou la certification du soja, deux produits agricoles dont le développement contribue à la déforestation tropicale. Un tel paramètre permet ainsi d'envisager les effets « secondaires » d'un régime sectoriel. Enfin, le dernier paramètre conceptualisé par Young est « l'efficacité évaluative », qui détermine à quel point un régime donne des résultats à la fois efficaces, équitables, pérennes, et robustes et si ce régime constitue la meilleure solution possible, dans le sens où des résultats similaires n'auraient pas pu être obtenus à un coût comparable par un autre régime.

Certaines catégories d'efficacité des régimes proposées par Young ont fait l'objet de discussions et des modifications ont été proposées (Vedung & Roman, 2002). Néanmoins, ce cadre reste une approche très générale permettant d'appréhender les différentes facettes de l'efficacité. Il a essentiellement servi de base aux travaux d'analyse comparative entre les régimes (Breitmeier & al., 2006).

Un autre cadre conceptuel particulièrement intéressant pour analyser l'efficacité des régimes a été proposé par Underdal (1992). Cet auteur estime que le cadre d'analyse de l'efficacité des régimes nécessite de répondre à trois questions : Quel est l'objet de l'évaluation ? A partir de quelle référence cet objet est-il évalué ? De quelle manière comparer l'objet évalué à la référence ; autrement dit, quelles sont les opérations de mesure qui permettront de « noter » l'efficacité de l'objet évalué ? Reprenons ces trois questions en suivant le cadre analytique proposé originellement par Underdal en 1992, et légèrement modifié par la suite (Underdal 2002, 2004).

1.1. Un cadre conceptuel qui s'organise autour de trois questions

1.1.1. Quel est l'objet de l'évaluation ?

La réponse à cette première question peut paraître simple a priori, mais est en réalité très compliquée. Underdal indique deux niveaux de complexité. En premier lieu, il s'agit de déterminer si l'objet à évaluer est uniquement l'accord (le régime) ou l'ensemble des effets collatéraux liés à son élaboration et à son maintien. Concernant cette deuxième option, Underdal signale que la phase de préparation de l'accord induit des effets : lors de la négociation, les acteurs échangent entre eux et modifient leur perception du problème. Des ajustements unilatéraux des acteurs peuvent ainsi intervenir même en l'absence d'obligations déterminées par le régime. Underdal indique ainsi que le « processus » lui-même peut faire changer les comportements humains en vue d'une meilleure prise en charge des problèmes environnementaux. Ces changements peuvent dans certains cas s'avérer plus importants que la signature de certains accords.

L'une des constantes des évaluations, quel que soit le domaine, est de déterminer des mécanismes de causalités réducteurs entre des phénomènes parce qu'ils sont plus faciles à observer et à quantifier, alors que bien souvent ils ne sont pas les plus probants pour interpréter les effets d'un changement de situation donné. On comprend mieux pourquoi, à la suite de David Easton, (1965, cité par Underdal, 2002), Underdal introduit un second niveau de complexité dans la réponse à sa première question. L'auteur opère une différenciation entre d'une part les effets concrets de la création du régime (les « outputs » c'est-à-dire les produits du régime) qui sont les normes, les principes et les règles qui constituent le régime lui-même, et d'autre part les conséquences de sa mise en œuvre et de sa maintenance qu'il décline de deux manières : il s'agit en premier lieu des résultats (*outcomes*), en termes de changements de comportements humains ; et en deuxième lieu des impacts, qui constituent les changements de l'état environnemental, exprimé en termes biophysiques. Underdal ajoute que dans tous les cas, les impacts sur l'environnement, qui sont la préoccupation centrale pour laquelle le régime a été créé, découlent des changements de comportements humains.

La relation causale entre les produits du régime (*outputs*), ses résultats (*outcome*) et ses *impacts* tels que définis ci-dessus, est loin d'être évidente. Premièrement, lors de la phase de conception du régime et immédiatement après sa constitution – à travers un accord multilatéral sur l'environnement par exemple – ses seuls effets tangibles seront les principes,

règles et normes établis par le régime lui-même. Les résultats et impacts ne pourront être appréhendés que bien plus tard. Deuxièmement, les résultats et impacts ne découlent pas systématiquement des produits : les règles et normes sont appropriées par les acteurs, mais peuvent également être adaptées, ajustées voire contournées par ceux-ci. Par ailleurs, en raison de la complexité des problèmes, certaines règles peuvent influencer les comportements humains sans que des effets sur la qualité de l'environnement ne soient constatés. Le respect des règles les plus strictes n'est donc pas une condition suffisante pour atteindre un objectif politique défini en termes d'état de l'environnement.

Au regard de ces différentes considérations, Underdal définit l'efficacité d'un régime (Er) comme la fonction de la rigueur et de l'inclusivité de ses dispositions (Sr), du degré de conformité de ses parties prenantes (Cr) et des effets secondaires qu'il génère (Br).

Er = f(Sr Cr)+Br

Underdal établit ensuite un schéma d'analyse de l'efficacité des régimes en trois phases successives (cf. Figure 2) : le point de départ est la phase de constitution du régime, durant laquelle il s'agit d'analyser les produits qui sont élaborés, puis suit la phase de mise en œuvre du régime au cours de laquelle les résultats en termes de changements des comportements sont évalués, le tout devant conduire à une troisième phase d'analyse des impacts en termes de modifications de l'état de l'environnement. Durant la première phase, l'évaluation des outputs peut être réalisée à l'aide de critères tels que le degré d'exigence des règles établies, la portée (ou le degré inclusif) du régime, c'est-à-dire sa capacité d'influencer le plus grand nombre d'acteurs – ou de secteurs – du système d'activité qui interagit avec le problème environnemental posé – autrement dit sa capacité à faire participer le plus grand nombre au sein du régime.

Figure 4 - Les objets de l'évaluation

Objet	Produits (*Outputs*) → (Constitution du régime)	Résultats (*Outcomes*) → (Mise en œuvre du régime)	Impacts
Temps	Niveau 1 : signature de l'accord Niveau 2 : Elaboration de mesures domestiques	Les mesures sont effectives sur le terrain et les groupes d'acteurs ciblés les intègrent	La nature répond aux changements de comportements

Source : Underdal, 2002

1.1.2. A partir de quelle référence cet objet est évalué ?

La deuxième question posée par Underdal (1992) dans son cadre d'analyse est celle de la référence à partir de laquelle l'objet doit être est évalué. L'auteur fait la distinction entre deux points de références, qui permettent d'évaluer le régime : une situation hypothétique qui existerait s'il n'y avait pas de régime d'un côté, une situation à atteindre acceptable ou idéale de l'autre. Dans le premier cas, on compare « l'état actuel des choses » (EA) sous le régime, à une situation contrefactuelle de non-régime (NR). Dans le second cas, on compare l'état actuel des choses à la solution acceptable - ou la meilleure solution - qui aurait pu être accomplie (« l'optimum collectif» ou OC) (Figure 3). Ces deux méthodes d'évaluation de l'efficacité permettent de répondre à deux questions différentes. La première vise à déterminer si et dans quelle mesure les régimes « changent quelque chose », s'ils ont une quelconque importance. La seconde a pour but de savoir si et dans quelle mesure un problème particulier est effectivement résolu par le régime en place.

L'auteur affine son raisonnement en précisant qu'il est loin d'être évident de caractériser une situation de non régime. Il s'agit d'un hypothétique état de l'environnement qui prévaudrait en l'absence de régime formellement établi. Mais cet état hypothétique est compliqué à déterminer car même en l'absence d'institutions ou d'accords coopératifs formels, il existe des « normes règles et procédures », sortes de règles du jeu informelles qui découlent des interactions entre les acteurs. Underdal préconise pour lever cette ambigüité, une alternative qui prendrait pour point de référence la situation qui aurait perduré si les règles du jeu antérieures à la constitution du régime évalué étaient restées inchangées. Les deux options proposées sont donc soit de réaliser une évaluation en termes absolus – bien que cette option s'avère extrêmement compliquée, voire impossible – soit de manière plus simple, une évaluation en termes relatifs, qui consiste à mesurer le différentiel de changement entre deux situations constatées.

Underdal apporte également quelques précisions à propos de ce qu'il entend par l'optimum collectif. Pour ce faire, il empreinte des concepts d'analyse microéconomique. Il applique l'optimum de Pareto aux termes de l'accord : l'optimum serait atteint dans la situation où on ne pourrait améliorer des bénéfices de l'une des parties prenantes sans détériorer ceux d'une autre partie. Néanmoins, Underdal souligne les limites empiriques de ce concept. Il adopte également une position plus pragmatique à travers la distinction qu'il opère entre situation acceptable ou idéale. Ces situations se réfèrent dans le premier cas à la satisfaction des

attentes des parties prenantes de l'accord et dans l'autre à la maximisation des avantages pour l'ensemble des acteurs. Dans l'idéal, ces situations se confondent. Mais bien souvent, dans le domaine des négociations internationales, les acteurs s'accordent pour des raisons politiques, sans être pleinement satisfaits. La notion d'optimum collectif est donc à nuancer, même si Underdal considère qu'elle constitue techniquement le point de référence le plus fiable pour mener l'évaluation.

Figure 5 - Les points de référence de l'évaluation

NR →	**EA** →	**OC**
Situation sans régime	Situation avec régime	Situation optimale
Hypothétique	Réelle	Désirée

1.1.3. Comment noter un régime ?

L'évaluation de l'efficacité des régimes, telle que définie par Underdal, cherche à donner un score à cette efficacité afin de pouvoir affirmer qu'un régime a eu plus de succès qu'un autre. De manière opérationnelle noter un régime s'avère toutefois une opération très ardue, même si l'on en reste à des systèmes de notation très simplifiés. Les premiers travaux d'évaluation quantitative des régimes (Miles et al. 2002) n'ont donc pas eu pour ambition d'aller au-delà d'une simple mesure ordinale limitée à trois niveaux de notation : succès, échec et résultats intermédiaires.

Néanmoins, à la suite des travaux fondateurs d'Underdal, des méthodes plus sophistiquées de notation de l'efficacité des régimes ont été développées, dont la plus rigoureuse est la « solution Oslo Postdam » (Sprintz & Helm, 1999), qui attribue un score aux régimes, en combinant les trois éléments définis par Underdal (la situation hypothétique de non-régime, la situation actuelle, l'optimum collectif). Cette méthode permet de noter l'efficacité d'un régime, sur une échelle comprise entre 0 et 1. La note la plus faible correspond à l'état hypothétique de non régime (soit un régime totalement inefficace) et la note la plus forte à un

régime permettant d'atteindre l'optimum collectif (régime totalement performant). L'efficacité du régime est exprimée par la formule suivante :

P = (EA-NR) / (OC-NR)

La distance EA-NR est le potentiel d'amélioration par rapport à la situation hypothétique de non-régime, et la distance OC-NR est le niveau d'amélioration réalisé par le régime dans la direction de l'optimum collectif. Les différents éléments de l'équation sont déterminés à partir d'une analyse économique empruntant à la théorie des jeux.

Cette méthode de notation a fait l'objet d'un débat scientifique entre les théoriciens de l'efficacité des régimes (Young, 2001, Young, 2003 ; Hovi & al.,2003a, 2003b). Les concepteurs de cette méthode reconnaissent eux-mêmes cette méthode comme étant imparfaite, mais estiment qu'elle constitue à l'heure actuelle la plus avancée pour exprimer succinctement l'efficacité d'un régime (Hovi & al., 2003b). Cette méthode est notamment utilisée dans une optique d'analyse comparative entre les différents régimes, et permet d'effectuer des affirmations telles que *« l'institution X a progressé de 65% dans la direction de l'optimum collectif, à partir d'un scénario de base sans institution, alors que l'institution Y n'a progressé que de 30% »* (Mitchell, 2008)

1.2. Défis méthodologiques des approches actuelles d'évaluation de l'efficacité des régimes

Les théoriciens de l'efficacité des régimes signalent que de larges progrès ont été réalisés depuis les années 1990, mais que leurs travaux sont loin d'être achevés, et que plusieurs défis méthodologiques doivent être relevés (Young 2001 ; Underdal, 2002, 2004, 2008 ; Sprinz, 2005 ; Breitmeier & al., 2006 ; Biermann & Pattberg 2008). En nous appuyant largement sur cette autocritique, nous avons retenu un certain nombre de limites à ces approches qu'il nous semble essentiel d'expliciter afin de tenter de les dépasser.

1.2.1 Comment, de manière opérationnelle, déterminer les effets du régime ?

Le cadre proposé par Underdal (1992, 2002) pour évaluer si le régime a une influence quelconque sur un problème environnemental donné consiste à déterminer un point de référence que constitue la situation hypothétique de non régime ou « l'état du monde » précédent l'établissement du régime. Deux problèmes se posent alors : d'une part, comment déterminer le moment où « débute » le régime, et d'autre part, comment retracer la trajectoire du problème environnemental en situation de non régime.

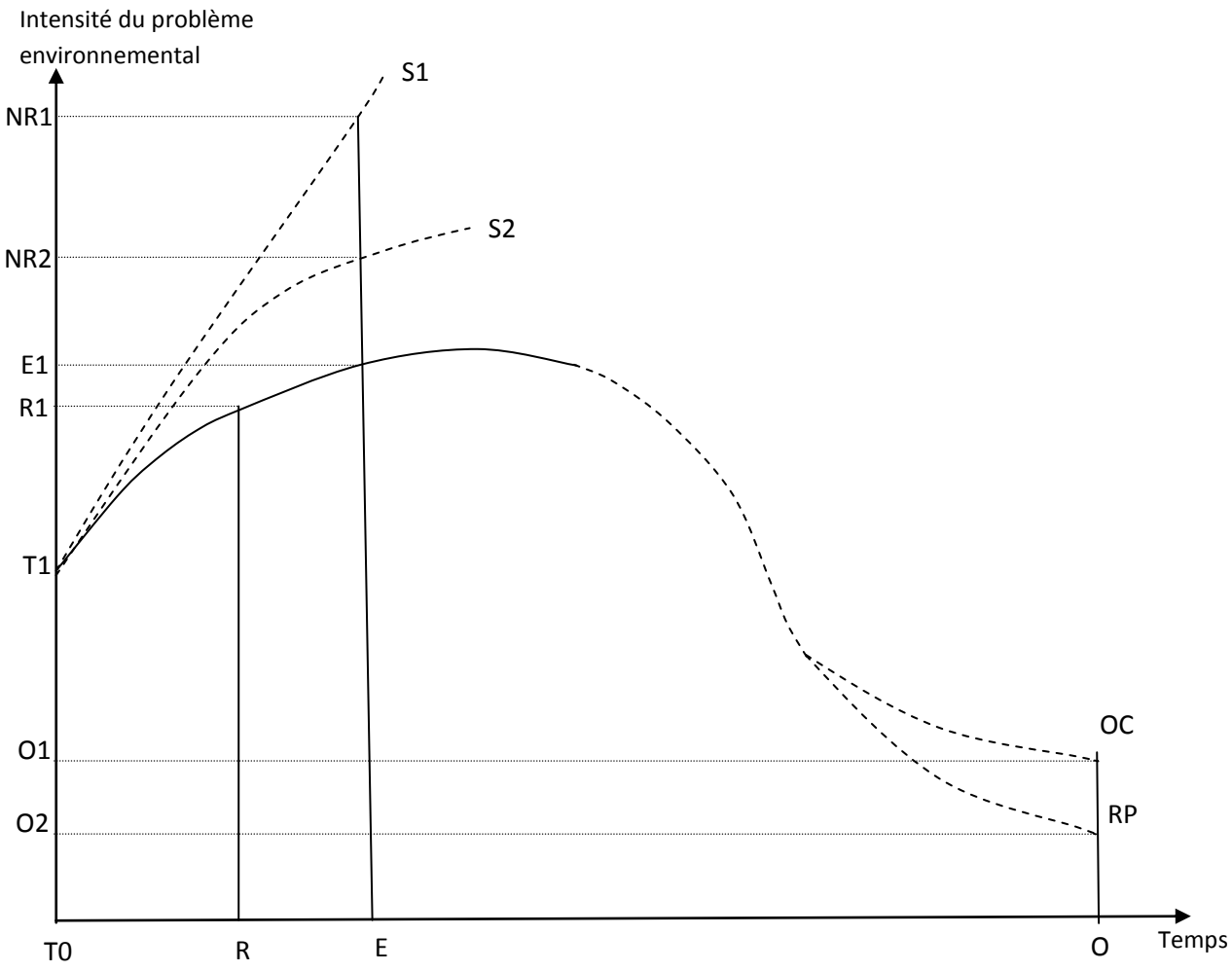
Imaginons un problème environnemental donné pour lequel un groupe de pays décide de lancer des négociations internationales en vue de la conclusion d'un accord. Dans le cadre de ces négociations, ces pays élaborent progressivement un ensemble de principes, de normes, de règles et de procédures de décision, soit un régime correspondant au problème donné. Quel est le « point de départ » du régime ? A partir de quel moment peut-on considérer qu'un ensemble d'acteurs ont des attentes spécifiques à propos de la mise en place de dispositifs de prise en charge du problème environnemental en question ? Cette question est loin d'être simple à traiter. Ceci explique certainement pourquoi l'entrée en vigueur des accords ou la création des institutions sont souvent considérés comme point de référence du régime et qu'une grande partie des théoriciens de l'efficacité des régimes parlent souvent indifféremment d'efficacité des institutions et d'efficacité des régimes (Haas & al., 1993 ; Miles & al., 2002 ; Mitchell, 2008).

Il nous semble qu'il serait plus judicieux de considérer le démarrage des négociations comme point de départ du régime. Il est utile de mentionner toutefois que ce point de départ est lui-même « arbitraire » dans la mesure où la phase de préparation du régime pourrait bien démarrer avant l'ouverture de négociations formelles. On peut toutefois considérer que ce point est celui qui s'approche le plus du moment où des normes et principes vont commencer à se diffuser pour constituer un ensemble cohérent sur le plan international. Par ailleurs, sur un plan purement pratique, ce point de départ est plus facile à repérer précisément que le moment où on observe qu'un ensemble de normes s'imposent aux acteurs.

En retraçant l'évolution du problème environnemental dans le temps, on peut exprimer schématiquement les différentes phases de l'évaluation de l'efficacité d'un régime (figure 4). Dans ce modèle, la courbe continue correspond à la situation réellement observée. Les courbes en pointillés sont des hypothèses ou des scénarios. Le point T0 est le moment de

démarrage des négociations internationales visant à traiter le problème environnemental. Après un certain temps, un accord est formellement ratifié par les parties prenantes, qui « officialise » l'existence du régime. Le point R représente la date d'entrée en vigueur de l'accord. Quelque temps après, des évaluateurs cherchent à déterminer si ce régime a fait évoluer le problème dans le bon sens. Le temps de l'évaluation est représenté au point E. Enfin, lors des négociations, les parties prenantes ont fixé un objectif collectif OC qui doit être atteint à une date future représentée au point O.

Figure 6 - Le modèle d'évaluation de l'efficacité des régimes



De manière très simpliste, évaluer si le régime a « servi à quelque chose » pourrait consister à prendre comme point de référence de l'évaluation du régime la situation environnementale

lors du démarrage des négociations (par exemple la première conférence des parties-prenantes), lors de l'entrée en vigueur de l'accord, ou lors de la création formelle de l'institution sensée prendre en charge le problème environnemental posé. Il suffirait alors d'effectuer la différence entre la situation environnementale au moment de l'évaluation et l'un de ces points de référence. Dans notre exemple (cf. Figure 4) les effets du régime ainsi mesurés correspondraient à la différence entre E1 et R1, soit un résultat négatif qui indiquerait que le problème a empiré. Dans bien des cas, de telles évaluations sont utilisées par des décideurs politiques ou des ONG. Des affirmations telles que « depuis l'entrée en vigueur de tel accord, le niveau d'émissions est passé de A à B » sont courantes. Il est ensuite d'usage de mettre en relation ces affirmations avec les produits (*ouputs*) du régime, c'est-à-dire les différentes dispositions inscrites dans l'accord et leur mise en œuvre, et de tirer des conclusions hâtives sur le manque d'efficacité des instruments du régime et la nécessité d'en changer.

Pourtant, si l'on s'en tient à la définition du régime telle que posée par Krasner (1983), alors il est possible qu'un ensemble de principes, règles et normes soient, dans les faits, déjà établis avant même qu'un accord ne soit formellement entré en vigueur. Comme le signale Underdal dans ses différents écrits, toute la phase de préparation du régime peut avoir une importance fondamentale en termes de changements de comportements humains, et influencer ainsi grandement l'état de l'environnement, avant même que le régime « formel » ne soit totalement établi. Lors du processus de négociation, les pressions des ONG écologistes peuvent par exemple conduire les entreprises à intégrer la critique des ONG, à anticiper le contenu de l'accord et par conséquent, à ajuster leurs pratiques. De telles pratiques « responsables » peuvent ensuite être mises en avant dans la négociation comme des comportements « exemplaires » à généraliser, et deviennent ainsi l'un des objectifs à atteindre pour les négociateurs. Un changement général dans les politiques publiques de certains pays permettant une meilleure prise en compte des problèmes environnementaux, par exemple en introduisant des règles là où il n'y en avait aucune, peut également être provoqué par la médiatisation internationale des questions environnementales. Par ailleurs, dans de nombreuses situations, les AME ne sont adoptés qu'au terme de très longues négociations, et parfois aucun AME véritablement contraignant n'est adopté. C'est par exemple le cas des négociations forestières internationales, ou malgré l'absence de véritable accord multilatéral contraignant sur les forêts, de nombreux spécialistes estiment qu'un régime forestier, ou plutôt des régimes forestiers, sont en vigueur (Gulbrandsen, 2004 ; Humphreys, 2006).

Durant l'intervalle entre le temps T0 et l'entrée en vigueur de l'accord au temps R, qui correspond à la durée du processus de négociation initial, on peut donc considérer que les acteurs ont anticipé le résultat de l'accord et ont déjà commencé à infléchir leurs pratiques. Par conséquent, évaluer si un régime a « changé les choses » implique non pas de mesurer la différence entre l'état actuel des choses constaté au point E et une situation passée, mais entre la situation actuelle et une situation hypothétique de non régime (Underdal 1992). Toute la difficulté consiste alors à déterminer quel est l'ordre qui aurait existé si le régime actuellement en place n'avait pas été établi, et comment il aurait évolué.

Underdal (2004) mentionne que l'approche la plus simple et la plus attractive pour résoudre ce problème consiste à réaliser une extrapolation : on considère que le futur est une simple extension linéaire du passé. Il s'agit d'une tendance pour laquelle la direction et le degré d'évolution sont constants. Les scénarios de référence sont fixés en extrapolant la tendance d'évolution du problème environnemental à partir d'une série de données sur « X » années précédant l'entrée en vigueur d'un accord. Cette approche est attractive car elle est techniquement réalisable et intuitivement plausible. Le problème est qu'elle n'intègre aucunement les effets d'ajustement des acteurs, et qu'elle fait l'impasse sur des mécanismes d'entraînement et de rétroaction possibles. Même si certains systèmes sont stables au cours du temps, d'autres auront des trajectoires non linéaires et des points d'inflexions liés à de multiples facteurs d'influence, naturels ou anthropiques. Cette solution démunie de toute substance théorique est donc loin d'être pleinement satisfaisante (Underdal, 2004).

Dans la pratique, pourtant, une telle solution est régulièrement appliquée. Par exemple, dans le cadre des négociations internationales sur la réduction des émissions de CO_2 liées à la REDD, plusieurs scénarios de référence sont établis de manière linéaire à partir des statistiques nationales de la déforestation collectées au cours des dernières décennies. A partir de ces scénarios de référence, des modèles prévoient l'attribution de financements qui récompenseraient l'effort de réduction de la déforestation. Or, précisément, les comportements de certains acteurs (Etats, acteurs économiques) ont déjà largement évolué, au cours de la précédente décade, en raison notamment de la mobilisation des ONG écologistes sur le problème de la déforestation tropicale. Dans certains pays plus que d'autres, des politiques forestières ont été réformées, des aires protégées ont été créées, des plans d'aménagement forestiers ont été mis en œuvre, des programmes de reboisement se sont développés, des pratiques d'exploitation ont changé, etc. Si cette évolution des comportements n'est pas prise en compte dans le calcul d'attribution des financements, alors

les pays qui ont fait le plus d'efforts en termes d'amélioration environnementale risquent paradoxalement d'être ceux qui seront les plus pénalisés financièrement. Il serait donc plus juste de prendre en compte l'ensemble des efforts réalisés précédemment par ces pays pour déterminer un nouveau scénario de référence.

Pour contrer ce problème, la seule approche qui semble possible pour Underdal (2004) est de construire un scénario sur la base de ce que nous considérons comme les principaux déterminants de changement et de stabilité dans le système étudié. Par exemple si l'évaluation porte sur un régime de contrôle de la pollution, un tel scénario devrait idéalement identifier les variables critiques qui sont considérées comme affectant l'émission des polluants visés par le régime, et spécifier la manière dont ces facteurs déterminent le volume des émissions. Cette solution implique un changement de perspective : il s'agit de partir de l'existant, en particulier des changements apportés par le régime actuel, pour en déduire la situation de non régime. Autrement dit, à partir de la situation présente, il convient de retracer le sentier d'évolution du problème à rebours en identifiant en détail les mécanismes de causalité qui ont influencé les comportements humains, et leurs conséquences en matière d'impacts sur la qualité de l'environnement.

Dans notre exemple, nous avons donc retenu les deux méthodes mentionnée par Underdal, qui sont représentées par deux courbes en pointillés S1 et S2 sur la figure 4, la plus plausible – mais souvent la moins utilisée en pratique - étant S2. Selon la méthode employée, l'évaluation donnera bien entendu des résultats très différents. Mais quelle que soit la méthode retenue l'évaluation révèlera de toute façon des effets très contrastés par rapport à l'évaluation simpliste qui est souvent opérée lorsqu'il s'agit de parler des effets des accords internationaux. Dans notre exemple, si l'on considère le scénario S2, le plus réaliste, l'efficacité du régime sera mesurée par la différence entre E1 et NR2, soit un effet positif, alors que dans le cas d'une évaluation simpliste (E1-R1), l'effet s'avère négatif.

Déterminer la situation hypothétique de non régime en retraçant les mécanismes de causalités est une méthode bien plus robuste que celle se basant sur une tendance linéaire, cela semble évident. Mais, pour obtenir des résultats précis, cette méthode demande beaucoup d'efforts et une expertise dans des champs qui vont bien au-delà des sciences sociales (Underdal 2004). D'autres solutions non envisagées par Underdal sont possibles, mais restent extrêmement fragiles. Dombrowsky (2008) indique par exemple la possibilité de déterminer une situation hypothétique à partir de l'étude d'un grand nombre de cas comparables avec et sans régime. Toutefois, l'auteur signale que dans le monde réel, une telle approche est la plupart du temps

vouée à l'échec en raison des nombreuses variables explicatives et de l'absence de cas véritablement similaires.

De manière opérationnelle, Underdal (2004) recommande d'utiliser la solution des mécanismes de causalité, mais en adoptant une posture moins rigoureuse, de manière à ce que cet exercice ne soit pas trop lourd. Recourir à l'expertise disponible dans le champ considéré, notamment aux travaux de modélisation déjà existants et opérer des simplifications lorsque la tâche de « retraçage » des mécanismes de causalités est trop ardue, figurent parmi les recommandations de l'auteur. Une telle méthode pragmatique a été utilisée, bien que rarement, dans certaines évaluation de l'efficacité des régimes (Dombrowsky, 2008). La lecture de ces travaux montre que cette méthode permet de s'approcher « au plus près » de la situation hypothétique de non régime, mais ne garantit en rien que si le régime actuel n'existait pas, nous en serions exactement à ce point.

Les réponses aux problèmes méthodologiques « Comment distinguer ce qui est réellement un effet du régime de ce qui est une conséquence d'une évolution « business as usual » ? » et « Quel est le point de démarrage du régime ? » sont donc loin d'être aisées. La frontière entre le régime et la situation hypothétique de non régime peut s'avérer très ténue. Et le point réel de départ du régime difficile à établir. Les solutions existent mais manquent de robustesse, et les marges d'erreurs peuvent entraîner des conséquences importantes, voire des effets pervers. Dans de telles situations, évaluer si le régime a eu une quelconque influence peut se révéler un vrai casse-tête et conduire à des conclusions réfutables.

1.2.2 Comment déterminer le point de référence de « résolution des problèmes » ?

Le cadre d'analyse élaboré par Underdal pose également la question de l'effet du régime sur la résolution du problème posé. Le point de référence de l'évaluation devient alors l'optimum collectif. Cependant, la détermination de ce point est, là aussi, loin d'être facile. Underdal (2004) indique que les standards de satisfaction sont différents selon les acteurs : pour un économiste ou pour un environnementaliste, cet optimum collectif ne sera pas le même. Pour un biologiste, l'optimum sera exprimé en termes de durabilité écologique, de capacité d'assimilation des écosystèmes naturels. Pour un économiste, l'optimum sera exprimé en termes de maximisation du bien-être, conformément à l'analyse parétienne.

Pour toute une série de raisons, essentiellement pragmatiques, les théoriciens de l'efficacité des régimes évincent la solution d'un optimum collectif basé sur des critères bio-physiques (Underdal 2004), et font le choix d'une méthode parétienne. Ce choix révèle pourtant une contradiction majeure. D'un côté, les théoriciens des régimes affirment que l'objectif du régime est de résoudre le problème environnemental pour lequel il a été créé. Mais de l'autre, ils évaluent le régime non pas à l'aulne d'une situation relative au problème posé, un état de l'environnement à atteindre, mais au regard d'une situation de maximisation des bénéfices des parties prenantes du régime dans le meilleur des cas, et d'une situation acceptable pour les parties prenantes dans le pire des cas.

La solution la plus acceptable et la plus simple consiste à prendre comme point de référence de l'optimum collectif, l'objectif commun adopté par les négociateurs. En reprenant notre schéma (figure 4), l'objectif adopté par les négociateurs est représenté par le point OC. L'évaluation de l'efficacité au temps E révèlera le chemin qu'il reste à parcourir pour atteindre cet objectif, soit la différence entre E1 et O1.

Cependant, en visant cet « objectif commun », on retrouve l'un des problèmes fondamentaux souligné par Mitchell (2008) : les objectifs environnementaux fixés par les institutions sont parfois si larges et si vagues que des prescriptions de changements de comportements, même très précises, n'auront pas d'effets sur le problème environnemental posé. Il y a là une contradiction évidente : un régime est mis en place pour résoudre un problème, mais les dispositions de celui-ci sont loin d'être à la hauteur du problème. La question qui se pose est donc la suivante : pourquoi les objectifs environnementaux des institutions sont-ils si peu ambitieux ?

La raison en est simple. L'objectif environnemental commun est dans la plupart des cas de négociations internationales un objectif politique. L'une des dimensions peu analysée dans les théories de l'efficacité des régimes, qui apparaît pourtant fondamentale dans la littérature en relations internationales, concerne les rapports de pouvoirs à l'intérieur même des régimes. Dans les régimes, la négociation est en effet appréhendée comme un échange entre des acteurs aux ressources certes asymétriques – certains ont plus de ressources et de capacités que d'autres – mais qui sont placés sur un plan identique. Le résultat de la négociation n'est pas uniquement lié au mode de prise de décision, mais également au jeu d'acteurs, aux stratégies d'alliance, aux rapports d'influence et de domination.

Or, parmi les parties prenantes, toutes n'ont pas pour objectif de résoudre le problème posé. Il n'est pas absurde d'imaginer que certaines parties s'engagent dans la négociation pour des

raisons d'image ; par exemple un gouvernement montré du doigt par des ONG écologistes en raison d'un problème écologique particulier auquel il contribue de manière significative pourra avoir un intérêt manifeste à entrer dans le round de négociations d'une part pour pouvoir montrer à ses détracteurs qu'il fait preuve de bonne volonté, et d'autre part pour pouvoir reporter la responsabilité du problème sur la communauté internationale. Dans une telle situation, on peut raisonnablement considérer que l'engagement de certaines parties se fait « à reculons », avec des buts clairement opposés à ceux qui ont été à l'origine de la formation du régime. Il s'agira pour ces parties prenantes, de chercher à minimiser les contraintes fixées par l'accord, ou de freiner la réalisation de l'accord.

De manière empirique, tout observateur avisé des négociations internationales sur l'environnement aura pu constater d'une part que les positions de négociation des Etats ne sortent pas d'un chapeau « neutre », mais sont bien la résultante d'un équilibre des forces internes au pays, représentées par des lobbys plus ou moins puissants. Enfin, Mitchell (2008) indique que les aspirations de certains acteurs « externes » à l'institution ou à l'accord en question peuvent s'avérer totalement différentes de celles qui sont à la base de la création du régime. Par exemple, des ONG, chercheurs ou autres peuvent revendiquer des volontés d'équité ou de justice sociale, davantage que des souhaits de qualité environnementale.

D'autre part, de grandes lignes de fracture, matérialisées par les regroupements de pays qui s'effectuent dans chaque domaine de négociation, révèlent des visions du problème et des aspirations contradictoires quant à sa résolution. Pour n'en citer qu'une, la fracture Nord-Sud, ligne de tension fréquemment employée par les observateurs et analystes des négociations internationales, schématise ces divergence de vues. Comme l'indique Najam (2005) *"the Northern sensibility was focusing on questions of effectiveness (especially environmental effectiveness), while the Southern view was still mired in skepticism and questioned the legitimacy (especially developmental legitimacy) of what was being proposed."* Au delà de ces observations, on ne peut éviter de penser également à l'utilisation stratégique des problèmes environnementaux, en particulier de la part des pays qui contribuent largement à ces problèmes – par exemple les pays qui sont largement émetteurs de CO2 ou ceux qui détiennent la plus grande partie de la biodiversité. Des marchandages entre pays, autour des grands sujets d'intérêt mondial, peuvent ainsi s'opérer au détriment de la cause environnementale : tel pays s'engage à ne pas imposer des exigences environnementales trop fortes dans une négociation, en contrepartie de quoi il obtient le soutien d'autres pays pour renforcer sa position dans une négociation sur un sujet économique d'importance mondiale

comme la libéralisation des échanges ou les règles d'investissement international par exemple.

Les théoriciens des régimes ont bien conscience de ce problème. Underdal (2002) le mentionne clairement lorsqu'il indique que si certains problèmes environnementaux sont plus difficiles à résoudre que d'autres, cela est dû aux divergences d'intérêts et de préférences des acteurs qui sont à la source de ce problème. Plus on s'éloigne de l'état d'harmonie, plus le problème devient pernicieux. Il indique que le fait de combiner un principe d'exigence de consensus avec un principe d'exigence d'inclusivité (un maximum de parties prenantes doivent être intégrées à la formation de l'accord pour qu'une solution soit mise en œuvre) conduit à *« la loi du programme le moins ambitieux »*. Autrement dit, essayer d'obtenir le consensus entre le plus grand nombre de parties mène à une action collective qui sera limitée aux mesures acceptables pour les parties les moins enthousiastes. Underdal estime ainsi que la règle de consensus implique ni plus ni moins la possibilité de donner un droit de veto à certaines parties quant à la résolution des problèmes.

Pourtant, malgré ce diagnostic, les théoriciens des régimes estiment que l'idée même de consensus ne doit pas être remise en cause. Une telle position est en phase avec l'idée de régime même, basée sur la coordination. Afin de contourner ce problème, l'une des solutions avancée consiste à mettre l'accent sur les règles et les procédures de décision, qu'Underdal (2002) considère le facteur le plus déterminant permettant aux institutions *« d'agréger les préférences divergentes des acteurs dans les décisions collectives »*. Les mesures procédurales qui doivent être mises en place pour contrer les risques liées au processus de prise de décision consensuelle, sont par exemple la définition d'obligations différenciées selon les acteurs, la mise en place volontaire de regroupements d'acteurs « moteurs », le recours à des initiatives pilotes permettant à un groupe de pays motivés d'avancer sans attendre éternellement l'obtention du consensus total. Ces solutions procédurales sont, à notre avis, particulièrement questionnables. S'appuyer sur des mesures procédurales permet-il à coup sûr de s'affranchir de ces rapports de force et de leur dimension stratégique ? Certains intérêts puissants ne peuvent-ils eux aussi mettre en place des stratégies visant à saper ces efforts, par exemple en minimisant les résultats des projets pilotes, ou en contestant le bien fondé des « coalitions de bonne volonté » ? Rien ne permet d'affirmer que ces solutions procédurales seront efficaces du point de vue de la prise en charge du problème environnemental posé.

En définitive, fixer en point de mire le résultat des compromis internationaux est donc loin d'être satisfaisant. Dans bien des cas, les scientifiques estiment que les objectifs politiques sont loin de correspondre à ce qui devrait être établi comme point de référence, si l'on désire réellement résoudre le problème posé. Si « l'optimum collectif » est déterminé uniquement à l'aulne du résultat de l'accord, alors l'effet du régime pourrait s'avérer très largement positif au terme de l'évaluation, alors même que d'une manière empirique, les impacts observés seront relativement éloignés de d'amélioration attendue de la qualité environnementale. Au-delà de l'objectif collectif fixé par les négociateurs, il y a donc un objectif de résolution du problème, plus ambitieux, qui devrait constituer une référence de l'évaluation. Si l'on reprend notre illustration (Figure 4), l'évaluation révèlerait avec ce nouveau point de fixation, une distance correspondant à la différence entre E1 et O2 bien plus élevée que si l'objectif collectif fixé par les négociateurs était retenu. Toute la difficulté consiste alors à déterminer cet objectif de résolution des problèmes, notamment lorsque ceux-ci sont complexes et font l'objet de controverses scientifiques et politiques. Difficulté pour laquelle le cadre de l'efficacité des régimes n'offre pas de solution satisfaisante, à notre sens.

1.2.3 Evaluer les effets du régime sur les changements de comportements (*outcomes*) ou sur la qualité de l'environnement (*impacts*) ?

L'approche de l'évaluation développée par Underdal (1992) est celle d'une chaîne de causalité : sans les produits du régime (*outputs*), points de résultats en termes de changements de comportements humains (*outcomes*), et sans ces résultats, points d'impacts sur l'environnement. Pourtant, bien que les impacts sur l'environnement renvoient à l'objectif ultime que les décideurs et les parties prenantes cherchent à atteindre à travers la constitution d'un régime, les évaluations de l'efficacité des régimes portent essentiellement sur les comportements humains. Les théoriciens de l'efficacité des régimes expliquent ce choix par plusieurs raisons (Underdal, 2004 ; Mitchell, 2008).

En premier lieu, des changements de comportements humains sont indispensables pour atteindre des objectifs environnementaux et résoudre les problèmes posés. S'il s'avère qu'une institution n'a pas permis d'entraîner des modifications de comportements humains, alors il est évident qu'elle n'a aucune d'influence sur la qualité de l'environnement, même si l'on constate empiriquement des améliorations environnementales spectaculaires.

La deuxième raison est pragmatique : baser l'évaluation sur les impacts nécessite de recourir à une expertise bien plus vaste que de baser l'évaluation sur les comportements humains. Les sciences sociales mais également les sciences de la nature doivent être mobilisées. De plus, les preuves sur les changements de comportements humains sont plus faciles à obtenir que celles portant sur la qualité sur l'environnement (Mitchell, 2008). Les données sur les comportements humains liés à l'environnement sont collectées même en l'absence de préoccupations environnementales, pour d'autres raisons relatives à des déterminants sociaux ou économiques : statistiques de production et de commerce des produits, de récolte, de rendements, etc. Les données environnementales sont, par contraste, beaucoup moins disponibles et sont souvent collectées par des scientifiques dans le cadre de programmes de recherche d'une durée déterminée, sur des terrains spécifiques, sur la base de protocoles qui leurs sont propres, peu généralisables ni comparables, et donc limitées dans l'espace et dans le temps.

Une troisième raison est liée au pas de temps : les changements de comportements humains sont observables quasi immédiatement après la mis en œuvre du régime, alors que les impacts sur l'environnement peuvent n'être observables qu'après plusieurs années.

Enfin, les théoriciens de l'efficacité des régimes évoquent également « la nature du problème environnemental », comme facteur explicatif du manque d'ambition des objectifs des accords environnementaux globaux (Underdal, 2002 ; Mitchell, 2008). Le fait que le problème soit complexe, qu'il y ait par exemple un fort degré d'incertitude scientifique sur ses causes et ses conséquences, constitue l'une des raisons conduisant à fixer des objectifs environnementaux généraux relativement vagues, et à cadrer davantage les comportements.

Pour les différentes raisons que nous venons d'évoquer, les théoriciens de l'efficacité des régimes estiment que l'évaluation basée sur les changements de comportements est nettement plus appropriée qu'une évaluation basée sur la qualité environnementale. Cependant, Mitchell (2008) reconnaît que les liens de causalité entre les changements de comportements et l'amélioration de la qualité environnementale sont parfois peu évidents. S'il est certain que le régime ne peut avoir des impacts sur l'état de l'environnement sans changer les comportements humains, en revanche, il est moins sûr que des changements de comportements, même très importants et allant dans le sens désiré par le régime, améliorent de manière significative l'état de l'environnement et permettent de régler le problème environnemental posé. En résumé, un régime efficace, en termes de changements de

comportements humains induits, est une condition nécessaire mais non suffisante pour améliorer l'efficacité environnementale.

Il y a donc un paradoxe évident à résoudre : un régime pourrait être considéré comme efficace au terme d'une évaluation basée sur le changement de comportement, alors même que le problème pour lequel il a été créé empire, ce qui est incompatible avec la définition même de l'efficacité des régimes. Comment résoudre cette contradiction ? Baser une évaluation sur les changements de qualités environnementales - par opposition à celle basée sur des changements de comportement humains - constituerait une orientation en direction des objectifs que les institutions nationales et internationales se fixent en matière de développement durable. Mais les théoriciens de l'efficacité des régimes n'offrent pour l'instant pas de solutions concrètes permettant d'y parvenir.

1.2.4 Comment prendre en compte les effets externes au régime ?

Le dernier défi méthodologique posé par le cadre analytique proposé par Underdal concerne les difficultés d'isoler les effets du seul régime par rapport à des facteurs extérieurs au régime qui peuvent influencer les comportements humains. En effet, l'un des problèmes fondamentaux de la théorie des régimes est que les régimes sont sectoriels et ne se préoccupent pas – ou assez peu - des domaines connexes. Or les activités humaines, elles, se déroulent dans le cadre de régimes multiples. Mitchell (2008) prend comme exemple la Convention sur le commerce international des espèces menacées (CITES) et indique que cet accord ne régule que le commerce des espèces protégées, alors que la perte d'espèces est déterminée par de nombreux autres facteurs d'origine anthropique comme les changements climatiques ou la destruction d'habitats écologiques. La CITES, dont le but ultime est de préserver les espèces menacées, conduit à des modifications de comportements importants, comme par exemple la diminution ou l'arrêt des échanges de produits issus d'espèces en danger. Mais il est évident que la CITES ne parviendra que partiellement à protéger la biodiversité, car cette Convention n'est qu'un élément d'un régime beaucoup plus large sur la biodiversité, qui comprend une variété d'accords multilatéraux et d'autres dispositifs publics-privés ou non-étatiques.

Imaginons un régime international sur les bois tropicaux dont l'objectif serait de stopper le déclin des forêts tropicales. Parmi les mesures mises en place par ce régime figurerait la

régulation du commerce des bois tropicaux. Un tel régime existe déjà partiellement à travers l'Accord international sur les bois tropicaux (AIBT), mais son but ne vise pas directement la préservation des forêts, bien que certaines dispositions intègrent cet objectif. Imaginons donc, que notre régime hypothétique impose une limitation d'exportation des essences les plus exploitées, voire une interdiction de commerce de certaines espèces, arguant du fait que ces échanges sont à l'origine de la dégradation et de la fragmentation des massifs forestiers les moins perturbés. Une telle mesure modifierait les comportements humains dans la mesure où les exploitants industriels stopperaient ou limiteraient l'abattage des arbres et la construction de routes de débardage. Mais une telle interdiction devrait également conduire ces exploitants à se désintéresser de la forêt – ou sinon comment gagneraient-ils leur vie s'ils n'ont plus de bois à couper ? – et à investir dans d'autres domaines d'activité comme l'agriculture, le tourisme, etc. Il est possible qu'une telle mesure induise une baisse de la pression sur les ressources forestières, en raison du retrait des exploitants. Mais il est nettement plus probable que les impacts sur la forêt se poursuivent en raison d'autres comportements humains qui s'ajusteront à ces nouvelles dispositions. L'exploitation artisanale locale pourrait se développer – mais sans les équipements des exploitants industriels et sans la demande internationale, il est probable que cette exploitation restera limitée. Les exploitants industriels associés à des acteurs locaux pourraient également choisir d'investir dans des cultures de rente et de couper la forêt qui n'aurait plus qu'une valeur minime pour son bois, afin de la remplacer par des cultures plus rentables. De tels scénarios ont déjà été envisagés par des économistes lors des tentatives de boycott des bois tropicaux par quelques pays européens dans les années 1980.

Dans un tel cas, l'évaluation pourrait déboucher – au moins à court terme - sur des conclusions montrant l'efficacité du régime, car il aura permis de limiter ou de faire abandonner l'exploitation industrielle. A plus long terme cependant, lorsque les acteurs se seront adaptés à cette nouvelle situation et auront converti la forêt en terres agricoles, il est probable que les évaluateurs se rendront compte que les conclusions de l'évaluation ne sont pas probantes. Mais, ce constat arrivera déjà tardivement, car une partie des forêts auront déjà disparu au bénéfice de cultures agricoles. De plus, si le régime s'adapte à cette nouvelle situation, les parties-prenantes reconnaîtront certainement que les dispositions interdisant le commerce des bois n'ont pas permis de résoudre le problème, et pourront être amené à lever les restrictions et interdictions de commerce des bois, pour limiter l'avancée des fronts pionniers agricoles. Or, il est fort probable que le problème de déforestation et de dégradation

des forêts soit causé à la fois par le commerce des bois et à la fois par la conversion agricole, bien que dans des proportions différentes selon les situations.

A travers cet exemple, certes très schématique, nous voulons surtout attirer l'attention sur le fait qu'un régime ne peut être analysé comme un objet isolé, comme c'est souvent le cas dans les travaux sur l'efficacité des régimes. Les régimes environnementaux sont enchâssés dans un contexte institutionnel et social beaucoup plus large que les seuls secteurs auxquels ils renvoient. Un système de relations complexes, entre régimes, et entre régimes et systèmes d'action plus large, et un ensemble d'effets d'ajustement des acteurs, devraient être pris en compte pour appréhender correctement l'effet du régime. Sans cela, l'évaluation du régime pourra s'avérer contreproductive en orientant la décision dans une direction qui ne permettra pas de traiter les enjeux environnementaux posés par la création du régime.

Les théoriciens des régimes reconnaissent ce problème. Underdal (2004) cite par exemple le cas d'accords de pêche régionaux qui sont enchâssés dans un super-régime qui est le Droit de la mer, lui-même enchâssé dans une série de règles et de droits comme le principe de souveraineté des Etats. Il existe une myriade de processus qui influencent les résultats et sont soit externes au régime, soit « surplombent » le régime ou soit sont des éléments du régime peu explicites. Au niveau international, les accords commerciaux ou sur les investissements intègrent pour la plupart des dispositions relatives à l'environnement, comme l'intense activité des juristes sur le thème des interactions entre commerce international et environnement l'a montré au cours des années 1990 (Esty, 1994). En dehors de tout cadre institutionnel juridique formel, des éléments de droit d'usage, de droit coutumier, ou même des pratiques usuelles, sont courantes dans bien des domaines liés à la gestion de l'environnement et des ressources naturelles. Le régime n'est qu'une partie d'un système complexe.

Pour autant, à notre connaissance, la théorie de l'efficacité des régimes ne propose pas à ce jour de solutions satisfaisantes pour prendre en charge ce biais analytique, même si certains auteurs s'intéressent de plus en plus aux facteurs externes au régime, notamment à l'interdépendance entre les régimes (Ward, 2006 ; Gehring & Oberthür 2009). Underdal (2004) admet que le contexte dans lequel s'insère le régime est considéré analytiquement comme une condition *ceteris paribus* (Underdal 2004) dans les évaluations récentes de l'efficacité des régimes. L'approche proposée par Underdal se borne à signaler la limite du champ de l'évaluation des régimes, en indiquant que la plupart du temps il s'agit de « coproduits » dans un système plus englobant (Underdal 2004).

1.3. Notre positionnement par rapport aux travaux sur l'efficacité des régimes

La recherche que nous nous proposons de conduire cherchera à prendre en compte les défis théoriques de la théorie de l'efficacité des régimes que nous venons de présenter, ou en tout cas, ouvrira des pistes pour leur prise en compte. Avant de nous pencher sur les ressources théoriques qui nous aideront dans cette entreprise, nous voudrions à ce stade expliquer un peu plus longuement comment nous positionnons notre travail de recherche par rapport à cette littérature, en particulier comment notre problématique sur l'efficacité environnementale s'articule avec ces différents défis théoriques, et quelles sont les questions qu'une telle mise en cohérence nous amène à poser.

1.3.1. Une analyse centrée sur l'efficacité environnementale

En premier lieu, une part de plus en plus élevée de la littérature sur l'efficacité des régimes cherche à conduire des études quantitatives. La finalité de ces travaux vise, pour une portion significative d'entre eux à la suite d'Underdal, (Sprinz & Helm, 1999 ; Helm & Sprinz, 2000 ; Miles & al., 2002 ; Hovi & al, 2003b) à attribuer une note à un régime particulier ou tout au moins, à homogénéiser le système d'évaluation de manière à pouvoir comparer l'efficacité des régimes, et à comprendre pour quelles raisons tel régime est plus efficace qu'un autre. Cette approche n'est pas celle que nous avons retenue. En effet notre objectif n'est pas d'établir un score de performance, ni même d'élaborer un cadre permettant de comparer l'efficacité de plusieurs dispositifs, *mais bien de poser les bases d un référentiel qui pourra être utilisé afin d'évaluer l'efficacité environnementale des dispositifs de gestion*.

A ce stade il convient de spécifier ce que nous entendons par « efficacité ». Pour les théoriciens des régimes (Underdal, 2002 ; Young & Levy 1999) cette notion se rapporte aux solutions qui sont trouvées pour résoudre un problème qui a motivé l'établissement d'un régime. Cette définition est tout à fait acceptable, mais elle se rapporte à l'efficacité du régime en question, et diffère par conséquent de notre manière d'aborder l'efficacité. Pour nous, l'efficacité est entendue comme la capacité du système de gestion dans son ensemble à assurer un bon état de l'environnement.

La nuance est subtile, mais elle permet néanmoins de préciser que l'influence des effets des régimes autres que le seul régime des forêts doit également être prise en considération pour aborder les questions d'efficacité de la prise en charge des problèmes de déclin des forêts tropicales. Cette question est particulièrement importante car le secteur forestier caractérisé par un régime éclaté et multicentrique : un ensemble de régimes (régime du commerce du bois, régime de la biodiversité, régime de l'aménagement forestier, régime climat-forêts…) se chevauchent sans véritables liens hiérarchiques, bien qu'ils convergent vers un système de normes et de règles communes (Humphreys, 2006). Ce régime s'articule également avec d'autres régimes (régime agricole par exemple). Toutes les dispositions externes au seul régime des forêts ont potentiellement des effets évidents sur la prise en charge du problème du déclin forestier tropical. *Centrer l'analyse sur l'efficacité environnementale plutôt que sur l'efficacité du régime des forêts permettrait, à notre sens, de prendre en considération cette interdépendance complexe et de dépasser certaines limites imposées par le caractère sectoriel des régimes.*

Par ailleurs, l'efficacité est un terme qui peut prêter à confusion, en particulier parce qu'il est parfois connoté par des considérations d'analyse économique. En effet, réaliser un objectif avec un « maximum d'efficacité » n'a pas tout à fait la même signification « qu'être efficace ». Dans le premier cas, la notion d'efficacité renvoie à une certaine relativité de la réalisation de l'action. Il s'agit d'obtenir les meilleurs résultats possibles en fonction d'une contrainte, par exemple le coût ou l'effort demandé. Cette définition de l'efficacité se confond avec la notion d'efficience, les deux termes pouvant être utilisés indifféremment, notamment lorsqu'il s'agit d'appréhender l'efficacité des régimes sous le prisme de l'économie. En effet, la notion d'efficacité au sens économique du terme, est intrinsèquement liée à l'analyse parétienne : une situation optimale au sens de Pareto, sera considérée comme une situation d'efficacité maximale. Mais cette situation pourra s'avérer sous-efficace du point de vue de la réalisation des objectifs environnementaux.

Précisons par conséquent que notre interprétation de l'efficacité se situe bien au niveau de l'efficacité comprise comme la capacité d'un système de gestion de prendre en charge un problème environnemental donné. *En utilisant le concept d'efficacité environnementale, nous nous situons par rapport à un point de référence qui est la satisfaction d'une certaine qualité écologique.*

1.3.2. Enjeux environnementaux versus comportements humains

Le cadre proposé par Underdal (1992), qui sert de référence à de nombreux travaux d'évaluation des régimes, est une double évaluation « actuelle versus contrefactuelle » et « actuelle versus aspiration » (Mitchell, 2008). Dans les sections précédentes, nous avons expliqué pourquoi, à notre avis, le premier volet nous semble fortement réfutable. La détermination de la situation contrefactuelle de non régime est difficile, y compris à l'aide des méthodes proposées par les théoriciens de l'efficacité des régimes. Nous ne chercherons donc pas à combler les lacunes de la théorie de l'efficacité des régimes dans ce domaine. Si nous n'entendons pas apporter beaucoup d'éléments pour relever ce challenge, c'est que *nous considérons qu'il est non seulement beaucoup plus aisé, mais également beaucoup plus pertinent, de déterminer ce que nous attendons, que de retracer ce qui aurait pu se passer*.

Le second volet de l'évaluation, qui intègre une dimension résolument normative, propose de déterminer la performance d'un régime en se référant à l'objectif principal pour lequel il a été conçu. Sur cette question de « la résolution des problèmes », nous espérons pouvoir apporter quelques éléments qui compléteront la théorie de l'efficacité des régimes, en particulier en ce qui concerne la détermination du point de référence de l'évaluation, appelé optimum collectif par Underdal. Dans son article de 2002, ce dernier définit dans un premier temps la situation optimale comme la *« solution qui permet de satisfaire tout ce qui peut être satisfait compte tenu des connaissances du moment »*. Cette définition, bien que relativement vague, nous convient davantage que de chercher un hypothétique optimum de Pareto, dont on ne voit pas très bien comment il pourrait être déterminé de manière robuste d'un point de vue empirique. En revanche, si l'on se réfère à un objectif écologique, « satisfaire» c'est-à-dire répondre à une préoccupation, « en fonction des connaissances du moment » nous semble une approche appropriée : il s'agit alors de déterminer les attentes sur l'état de l'environnement qui s'expriment à travers les positions des acteurs impliqués ou non dans la négociation de l'accord, en fonction des connaissances scientifiques disponibles, et de traduire le tout en une situation qui constitue le point de référence à atteindre.

En faisant ce choix, nos travaux se positionnent par rapport aux théoriciens des régimes, qui estiment qu'une évaluation basée sur des références exprimées en termes de qualité environnementale est difficile voire impossible à réaliser (Mitchell, 2008) pour les raisons que

nous avons mentionné dans la section précédente. Nous pensons au contraire que des solutions existent et nous proposons donc de contribuer à relever ce défi, *en posant les bases d'un référentiel d'évaluation à l'aulne des enjeux environnementaux qui sont posés.* Nous reviendrons sur la manière de relever ce défi et les ressources théoriques mobilisables à cette fin dans les sections suivantes consacrées à l'ASGE.

2. L'ANALYSE STRATEGIQUE DE LA GESTION ENVIRONNEMENTALE

L'Analyse stratégique de la gestion environnementale (ASGE) est un cadre théorique qui aide à recentrer les situations de gestion environnementale sur la question de l'efficacité environnementale des systèmes de gestion (Mermet, 1992 ; Mermet 1998 ; Mermet & al., 2005). Il permet de *« fournir une structuration spécifique des questions, suffisamment claire et solide pour servir de point d'appui au travail d'analyse considérable qu'il faut accomplir pour dénouer l'entrelacs des responsabilités – et des dénis de responsabilités – qui caractérise les programmes ou les dispositifs de gestion de l'environnement ».* (Mermet & al., 2005)

Ce cadre conceptuel nous est apparu particulièrement propice pour répondre à nos interrogations. D'abord parce qu'il prend pour point de départ un constat, celui d'une prise de conscience des problèmes environnementaux, d'une multiplicité de tentatives de prise en charge de ces problèmes, sans toutefois que des résultats tangibles sur l'état de l'environnement ne soient observés, comme le montre Mermet (1998) dans le cas de la gestion de l'ours dans les Pyrénées. Des engagements sont pris et des dispositifs de gestion sont créés, à travers des déclarations politiques, des mesures législatives, la création d'institutions, etc., mais la situation environnementale continue de se dégrader. C'est ce constat que nous avons posé en introduction, et sur lequel nous reviendrons assez longuement, dans les chapitres suivants à propos du cas de la gestion des forêts tropicales. La problématique est donc celle d'une transformation d'une prise de conscience en prise en charge concrète. Il y a là un enjeu d'action.

Ensuite, la pertinence du cadrage proposé par l'ASGE par rapport à notre cas d'étude tient aussi au fait qu'il opère un recadrage qui permet de *« remédier à certaines contradictions et impasses dont souffrent les approches les plus courantes de la gestion intégrée, du développement durable, de l'évaluation des politiques publiques en matière d'environnement »* (Mermet & al., 2005). L'ASGE se positionne notamment par rapport aux approches fondées sur la coordination, en proposant de dépasser leurs contradictions. Elle critique les fondements des approches qui envisagent *« l'environnement comme problème de coordination, d'action collective, d'apprentissage (...) dans le champ des travaux en sciences sociales sur l'environnement »* (Mermet & al 2005), et qui font évidemment écho aux théories de la gouvernance que nous avons exposées précédemment.

Enfin, le recadrage théorique proposé par l'ASGE permet d'opérer un travail réorganisateur ciblé sur l'action environnementale et son efficacité. *« La préoccupation fondatrice et organisatrice des travaux présentés ici est de fonder, de construire et d'instruire des analyses qui tiennent clairement en regard à la fois (1) un objet écologique clairement défini, (2) les causes de sa dégradation (qui fait problème environnemental), (3) les conditions de l'arrêt de cette dégradation, de sa prévention ou d'une éventuelle restauration et (4) les situations concrètes d'action où se trouvent pris les acteurs sociaux qui s'engagent dans des initiatives pour obtenir des changements qui permettent de résoudre le problème. »* (Mermet & al., 2005). Notre problématique étant avant tout centrée sur la résolution d'un problème écologique, un tel cadre ne pouvait donc qu'attirer notre attention.

2.1. Les principes fondamentaux de l'ASGE

Le postulat de départ de l'ASGE est que les dommages environnementaux constatés ne résultent pas de processus aléatoires, de causalités complexes, d'enchaînements désorganisés au sein desquels les acteurs peuvent se renvoyer la charge de la responsabilité de manière infinie. Ces dommages résultent au contraire d'actions sectorielles qui s'inscrivent dans un système d'action organisé qui possède sa propre logique. Les problèmes écologiques sont la résultante du projet organisateur central de nos sociétés contemporaines qu'est le développement. Dans l'ASGE, la gestion de l'environnement est donc considérée comme une forme de résistance par rapport aux aspects écologiques négatifs du développement. *« La prise en charge de l'environnement résulte d'une action sur un secteur qui dégrade*

l'environnement pour le conduire à changer son action pour intégrer un problème environnemental » (Mermet, 2009).

L'ASGE s'organise autour de quatre grands principes (Mermet & al., 2005) dont le premier est un principe de responsabilité vis-à-vis de l'état de l'environnement. Il s'agit de déterminer un référentiel normatif de base de cette « responsabilité », qui comprend une *« définition préalable en termes écologiques de l'objet environnemental à prendre en compte et des objectifs poursuivis* ». Ce principe de responsabilité quant à l'état de l'environnement est ce qui fonde l'existence même de l'ASGE *: « Comment organiser cette responsabilité ? Surtout, comment l'exercer? C'est la question centrale que pose l'analyse stratégique de la gestion environnementale. » (*Mermet, 1998). L'ASGE part donc du postulat qu'une gestion de l'environnement *« doit se juger avant tout sur ses résultats matériels, c'est-à dire sur l'état des systèmes environnementaux (rivières, forêts, populations animales, etc...) qu'il s'agit de gérer* ».

Le second principe est celui de la gestion effective *:* il s'agit du *« mode de conduite du milieu telle qu'elle résulte de l'ensemble des actions humaines qui l'affectent »* (Mermet, 1992). La gestion effective comprend *« l'ensemble des actions anthropiques qui ont une influence sur l'environnement, consciemment ou non » (*Mermet & al., 2005). Par conséquent, la gestion effective inclut à la fois les éléments de gestion visant à préserver l'environnement, mais également des processus dommageables, c'est-à-dire des formes d'action de l'Homme sur l'environnement, qui conduisent à la dégradation de l'environnement.

Cette manière de qualifier la gestion est souvent mal comprise, car ce concept de gestion effective « *opère un décalage majeur par rapport aux habitudes qui restreignent en général l'usage du mot gestion à l'intervention délibérée sur une organisation. Pourtant, le concept de gestion désigne bien aussi l'exercice de fait, conscient ou non, d'une responsabilité d'ensemble. Ainsi, une entreprise mal gérée n'est pas tant celle que ses dirigeants « mal-gèrent » consciemment et activement, que celle où le management ne parvient pas à insuffler à la gestion effective la cohérence nécessaire avec les objectifs de gestion* » (Mermet & al. 2005). Dans le secteur forestier, ce principe de gestion prend tout son sens : toute intervention de gestion dans les massifs forestiers tropicaux a un effet en premier lieu en raison de son impact potentiel sur les ressources forestières elles mêmes, et par ailleurs en tant que source de résolution des problèmes de dégradation forestière ou de déforestation.

La gestion effective se distingue de la gestion intentionnelle, laquelle constitue le troisième principe organisationnel de l'ASGE. La gestion intentionnelle englobe les *« efforts délibérés*

pour améliorer l'état des systèmes naturels », autrement dit les *« initiatives qu'un acteur spécialisé entreprend, dans le contexte d'une situation de gestion effective, pour faire évoluer l'état du milieu dans un certain sens »* (Mermet, 1992). Ces acteurs de changement, appelés *« acteurs d'environnement »* sont *« les opérateurs de la gestion intentionnelle »*. A ce niveau également, ce concept de gestion intentionnelle peut générer bien des incompréhensions : « *La tentation est forte en effet de considérer comme acteurs d'environnement tous ceux qui sont impliqués dans le problème environnemental que l'on considère, ou bien tous ceux qui mènent des actions à objectif environnemental affiché* » (Mermet & al., 2005). En réalité les acteurs d'environnement sont ceux qui, par leur discours et leurs actions, sont les catalyseurs de changements effectifs en direction du référentiel normatif, autrement dit de l'objectif environnemental visé, par le biais de leur influence sur les acteurs directement responsables des processus dommageables ou des acteurs de la régulation publique qui interviennent à travers leurs pratiques et politiques.

La dimension stratégique prend ici toute sa signification : l'acteur d'environnement se situe dans un jeu d'acteur complexe où les intentions des autres acteurs diffèrent de ses propres intentions, voire *« s'opposent plus ou moins activement, plus ou moins délibérément aux changements qui conditionnent la réalisation de l'objectif environnemental. C'est parce qu'elle poursuit un objectif - une mission - propre dans un contexte complexe, face à des circonstances et des initiatives contraires que la gestion environnementale est à considérer comme stratégique »* (Mermet, 1998).

Enfin, le dernier principe de l'ASGE est un principe d'intégration : dans un système environnemental qui fait l'objet de controverses, de débats, de compromis et de conflits, et qui par conséquent fait l'objet de ruptures et d'évolutions, il s'agit d'intégrer la gestion intentionnelle comme un véritable résultat de gestion.

2.2. Une rupture par rapport aux approches fondées sur la coordination

Mermet (2009) signale que pour régler un problème, les approches fondées sur la coordination proposent un système d'action identique à celui qui pose le problème : il s'agit de mettre les acteurs autour d'une table, sans toucher aux relations de pouvoir entre les acteurs, en pensant que le système d'action va se transformer pour prendre en charge le

problème d'environnement, alors qu'il n'y a pas de raisons objectives pour qu'il se transforme. C'est ce que Laurent Mermet (2009) appelle le *« paradoxe du statu quo »*. Pour l'ASGE, la coordination ne doit pas être posée comme un postulat de départ du changement.

Par conséquent, l'ASGE affirme que s'il existe une responsabilité collective sur l'environnement, l'action, elle, est le résultat d'une somme d'actions individuelles ou sectorielles et non d'une action collective. Pour l'ASGE, il n'est donc pas envisageable de considérer qu'un acteur aurait un rôle surplombant lui permettant d'agir à tous les niveaux pour aller dans une direction désirée, et changer ainsi le système dans son ensemble. Il n'est par non plus envisageable que tous les acteurs se coordonnent et s'entendent pour, ensemble, changer le système. La place de l'acteur se situe plutôt à l'intérieur du système d'action pris dans son ensemble (Mermet 2009). La performance environnementale est par conséquent le résultat émergent de l'action séparée de toute une série d'acteurs. Et la prise en charge des problèmes environnementaux découle forcément d'une distribution des rôles précis.

2.3. L'hypothèse du changement par l'action stratégique d'un acteur

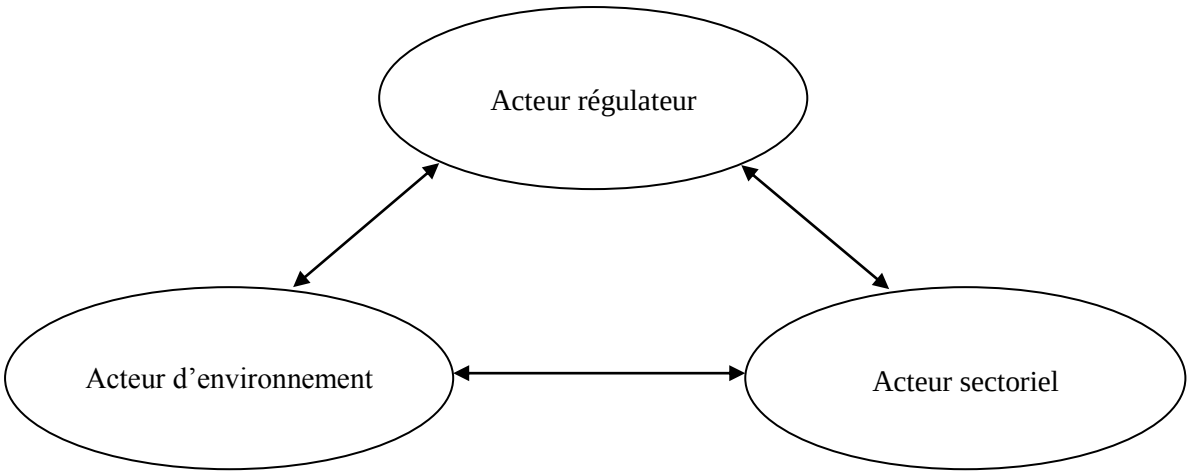
Comment faire en sorte que ce qui émerge de l'ensemble des interactions entre des acteurs qui agissent de manière individuelle, soit une prise en charge du problème environnemental ? Pour répondre à cette question tout en dépassant le paradoxe du statu quo, l'ASGE introduit une hypothèse de changement (Billé, 2004) : la gestion existante ne permet pas de résoudre le problème donc il faut changer le système de gestion. Il s'agit d'identifier *« les conditions d'un changement de gestion sans les postuler au départ »*. (Mermet & al., 2005).

Pour Mermet, la seule possibilité d'introduire le changement consiste à faire intervenir un acteur extérieur au système. Mais ceci entraîne l'apparition d'un second paradoxe : si un acteur « extérieur » neutre et bienveillant, par exemple l'Etat, intervient dans le système, il est amené à interagir avec les acteurs qui posent le problème. Se faisant, il passe d'acteur « extérieur » à acteur « partie-prenante » du système d'action. Sa décision est forcément influencée par les interactions qui s'opèrent avec les autres acteurs du système. On est donc face à un paradoxe où concevoir une action extérieure s'avère très difficile ou impossible car l'acteur « externe » se trouve rapidement pris dans un faisceaux de relations et de pressions qui vont tempérer ou modifier son action en faveur de l'environnement (Mermet, 2009).

Afin de lever ce deuxième paradoxe, l'ASGE envisage l'action stratégique d'un acteur participant au système d'action : l'acteur d'environnement. C'est à travers l'action stratégique de l'acteur d'environnement qu'il faut envisager le changement du système d'action dans son ensemble. L'action en faveur de l'environnement est qualifiée de stratégique car elle affronte une véritable résistance organisée qu'il s'agit de contrer. Du point de vue de l'ASGE, la gestion de l'environnement se place au cœur d'un conflit que certains acteurs appelés acteurs d'environnement déclenchent pour faire face à une agression délibérée du système économique sur l'environnement. L'approche est donc stratégique au sens fort, martial, du terme : établir une action qui prenne en compte les manœuvres de ses concurrents et ennemis.

La notion d'acteur d'environnement est ici une notion centrale qui s'inscrit dans un modèle général du jeu des acteurs sur l'environnement (cf Figure 5). Dans ce modèle se distinguent les acteurs sectoriels qui, par leurs actions ont le plus d'influence sur l'environnement. Ce sont eux qui par leurs pratiques, vont plus ou moins dégrader l'environnement. A côté et en relation, les acteurs d'environnement sont ceux qui ont pour mission d'orienter les choix des acteurs sectoriels, de manière à ce que ces derniers prennent en charge l'environnement. Enfin, les acteurs régulateurs interagissent avec les deux autres acteurs dans la mesure où leur fonction consiste soit à prendre les décisions en arbitrant entre les positions des deux autres acteurs, soit à faciliter la négociation entre ces deux acteurs. Ce modèle de portée très générale a pour intérêt de montrer que quelle que soit la complexité de la situation de gestion de l'environnement, les rôles sont toujours parfaitement distribués.

Figure 7 - Le schème fondamental du jeu des acteurs sur l'environnement



Source : Mermet, 2009

Dans ce modèle, la notion d'acteur d'environnement peut être explicitée un peu plus en détail à l'aide de plusieurs schèmes (Mermet 2009) :

- Un schème fonctionnel : l'acteur d'environnement est celui qui porte la cause environnementale dans un système. Il s'agit généralement d'une organisation spécialisée dans le secteur de l'environnement dont l'objectif est de porter la cause environnementale, ou d'agir directement pour prendre en charge l'environnement.
- Un schème structural : l'acteur d'environnement est défini par rapport au jeu d'opposition. Autrement dit, c'est celui qui défend une position en faveur de la prise en charge de l'environnement face à des acteurs du développement ou de l'aménagement. Il se trouve dans une « situation d'opposition d'intérêts » (Mermet, 1992)
- Un schème structurel ou organisationnel : l'acteur d'environnement est celui qu'on désigne formellement pour porter une cause. Par exemple, dans une entreprise ou au niveau de l'Etat, sont désignés des « départements » environnement.
- Un schème dialectique, plus englobant : l'acteur d'environnement émerge des tensions et contradictions qui traversent plus généralement nos sociétés et qu'elles ont besoin de gérer : tensions entre le désir d'accroissement du niveau de vie d'un côté et les désirs de nature de l'autre.

Remarquons qu'avec ce modèle explicatif, les associations écologistes n'ont pas le monopole de l'action environnementale : elle peut être portée par exemple, dans une entreprise, par un département « responsabilité environnementale », ou dans un gouvernement, par un ministère de l'Environnement. Par ailleurs le rôle de l'acteur d'environnement est double : d'une part, il agit sur les autres secteurs afin que ceux-ci changent leurs pratiques et prennent en charge l'environnement ; d'autre part, il peut dans certaines conditions être amené lui-même à gérer directement l'environnement, comme c'est le cas de nombreuses organisations qui, par exemple, disposent de moyens – voire de missions – pour gérer des espaces naturels.

Ces différentes conceptions de l'acteur d'environnement sont toujours présentes dans l'analyse des situations réelles, et permettent d'être précis lorsqu'on analyse le jeu des acteurs. Elles permettent de bien cerner les rôles qui parfois, se confondent dans les situations de gestion de l'environnement, par exemple, sur un dossier de gestion de l'environnement spécifique lorsqu'un différend entre une ONG et une administration en charge de

l'environnement est tranché juridiquement en faveur de l'ONG : si l'on s'en tient à la conception structurelle, l'acteur d'environnement reste l'administration en charge de l'environnement ; mais si l'on observe la situation d'un point de vue fonctionnel et structural, l'acteur d'environnement est bien l'ONG.

2.4. Un cadre qui se déploie selon trois registres

L'approche développée par l'ASGE est à la fois normative, analytique et stratégique (Mermet 1998, 2009). Elle intègre différents éléments normatifs, ne serait-ce que par sa finalité qui consiste à rendre des comptes clairs par rapport à un désir d'environnement porté par des individus dans la société. Elle est normative parce qu'elle implique de qualifier l'objectif environnemental, l'état du système à atteindre : *« la gestion environnementale d'un problème se structure à partir d'objectifs qui fixent les qualités désirables des systèmes naturels, et les traduisent en termes concrets, matériels, (pour ne pas écrire : bio-physico-chimiques) »* (Mermet, 1998).

Le deuxième registre de l'ASGE est analytique : il vise à étudier le différentiel entre le référentiel normatif désiré et l'état environnemental réel. L'analyse des systèmes de gestion environnementaux consiste *« (1) à expliquer l'état du système naturel dont la gestion nous intéresse, au regard des critères préalablement définis sur un plan normatif et (2) à étudier les actions concrètes possibles pour influencer cet état, pour cerner les marges de manœuvre au regard des objectifs que l'on s'est fixés »* (Mermet, 1998). Ici, le travail descriptif des actions qui conduisent à la dégradation de l'environnement est organisé de manière à mettre en perspective les responsabilités des acteurs sur l'état de l'environnement. Une telle analyse permet ensuite d'évaluer les actions de gestion, c'est à dire de révéler le décalage entre le repère normatif et la situation telle que décrite. Mais elle permet également d'avoir une idée précise de la manière de s'y prendre pour atteindre le repère normatif, autrement dit des « conditions de succès » (Mermet, 1998).

Le troisième registre est prescriptif. L'ASGE ne s'arrête pas avec l'évaluation et le diagnostic des conditions du succès en main. Elle cherche à les traduire en actions. L'ASGE aspire à prescrire les actions spécifiques qui doivent être intégrées par les secteurs d'activité qui ont un impact sur l'environnement afin de passer d'une situation réelle impropre du point de vue environnemental à la situation conforme au référentiel normatif. L'enjeu principal de la

gestion de l'environnement est donc de repérer l'acteur d'environnement et de lui fournir des éléments pour qu'il soit le plus efficace possible au sein du système d'action dans lequel il est inséré : quel changement doit être opéré, à quel niveau, avec quels moyens, tout ceci compte tenu de l'opposition des autres acteurs.

2.5. Un cadre d'évaluation pour réorganiser l'exercice concret des responsabilités

En raison de la complexité des problématiques environnementales, des incertitudes qui caractérisent de nombreux dossiers environnementaux, des multiples parties-prenantes impliquées, des oppositions marquées entre environnement et développement, évaluer une politique environnementale ou les effets d'un dispositif particulier de gestion s'avère un exercice particulièrement périlleux. C'est en tout cas le constat fait par les travaux récents sur l'évaluation des politiques environnementales (Crabbé & Leroy, 2008).

Les différents principes de l'ASGE exposés ci-avant offrent justement un cadre général pour aborder les problèmes de gestion de l'environnement qui opèrent dans des contextes particulièrement complexes et conflictuels. De manière concrète, ce cadre a été utilisé à plusieurs reprises pour évaluer des politiques environnementales : entre autres l'évaluation de la politique française de protection des zones humides (Mermet, 1996), l'évaluation des politiques de gestion de la vallée du fleuve Sénégal (Leroy, 2004), l'évaluation de projets de gestion intégrée du littoral (Billé, 2004). C'est sur la base de ces travaux et de leur synthèse (Mermet & al., 2010) que nous nous appuierons principalement.

Le point de départ de ces travaux est le conflit entre une politique environnementale et d'autres politiques sectorielles. Mermet & al. (2010) signalent que de tels conflits n'ont rien d'exceptionnel. Il s'agit même de rapports courants entre ces politiques, car les problèmes d'environnement sont la plupart du temps une conséquence négative des activités humaines qui sont soutenues par des politiques publiques. Lorsque les politiques environnementales s'efforcent de réorienter les activités dommageables pour l'environnement, ce qui est souvent le cas, elles entrent en conflit avec les politiques sectorielles de soutien aux activités économiques dommageables. Dans la plupart des cas, cette situation conflictuelle conduit à des situations complexes qui impactent profondément l'élaboration, la mise en œuvre et les effets des politiques environnementales. Face à une situation environnementale donnée, les responsabilités sont noyées dans un écheveau complexe. La coexistence de politiques aux

objectifs contradictoires conduit bien souvent les décideurs politiques à transférer la responsabilité de la résolution des conflits et contradictions politiques à des tiers, souvent à travers des dispositifs participatifs. Le dispositif de certification volontaire du FSC illustre ce type de délégation : face aux divergences internationales marquées n'ayant pu conduire à un accord international contraignant sur les forêts, l'émergence d'un processus participatif est considéré à bien des égards comme un espoir de résolution des conflits.

Le double cadre de l'ASGE vise à appréhender l'ensemble des politiques qui ont un effet sur un problème environnemental bien identifié, avant d'examiner la contribution spécifique d'une politique intentionnelle spécifiquement focalisée sur ce problème. Se faisant, il permet de résoudre les problèmes méthodologiques liés aux politiques contradictoires et à leurs dynamiques complexes, et de clarifier les responsabilités face à une situation de dégradation environnementale.

Pour Mermet (1998), « *il n'y a pas de gestion sans objectifs, ni responsabilités. Voir une situation environnementale en termes de gestion, c'est projeter sur un système complexe (biologique, technique, économique, social), une référence simple « conserver ou rétablir les qualités désirables » de l'environnement, qui recouvre à la fois un but que la gestion vise à atteindre, et une responsabilité qui incombe, nolens volens, à ceux qui ont quelque pouvoir dans le cadre de cette situation* ».

De manière opérationnelle l'approche évaluative préconisée par l'ASGE consiste donc à clarifier les objectifs et les responsabilités. L'évaluation doit donc être centrée sur les préoccupations environnementales (*concern-focused evaluation*) (Mermet & al. 2010). Le schéma organisationnel d'une telle évaluation suit plusieurs étapes. Sur un problème environnemental donné bien identifié, il s'agit en premier lieu de définir les préoccupations environnementales qui sont en jeu, qui impliquent un état de l'environnement à atteindre. Il faut ensuite déterminer les responsabilités de l'ensemble des politiques qui ont un impact positif ou négatif sur la qualité de l'environnement. Enfin, la troisième phase consiste à examiner les politiques environnementales, celles qui s'affirment comme telles, dans le contexte élargi de l'ensemble des politiques qui impactent l'état de l'environnement.

Dans le cas de l'évaluation de la politique française sur les zones humides (Mermet, 1996), l'analyse a constitué en l'identification des informations suivantes :

- Déterminer les enjeux environnementaux (la préoccupation) des zones humides et la manière dont les problèmes environnementaux liés aux zones humides ont évolués.

- Repérer l'ensemble des politiques qui ont conduit à ces évolutions
- Isoler les actions mises en œuvre dont l'objectif intentionnel est la préservation des zones humides et déterminer leur contribution à l'ensemble des effets produits.

Les résultats de cette évaluation ont montré clairement la responsabilité de certains processus dommageables (drainage, subventions aux plantations de conifères, développement d'infrastructures….) appuyés par les ministères sectoriels (agriculture, transports…). Les résultats ont également permis de comparer la situation précédant la mise en œuvre des politiques portant sur les zones humides à la situation suivant cette mise en œuvre, et de mettre ainsi les principaux acteurs impliqués (ministères) face à leurs responsabilités.

Le travail de thèse de Maya Leroy (2004) sur les enjeux environnementaux de la vallée du fleuve Sénégal insiste sur les défis posés par les choix organisationnels d'une évaluation centrée sur les préoccupations environnementales. L'évaluation s'est déroulée en quatre étapes successives, chacune d'entre elle comportant son lot de difficultés.

La première étape a consisté à déterminer précisément les enjeux environnementaux qui constituent le référentiel normatif à atteindre, les « critères de valeur » écologiques. Compte tenu de la complexité du problème, cette opération est souvent ardue (Mermet & al., 2010) : il s'agit d'effectuer un travail de transcodage des préoccupations générales en objectifs de gestion spécifiques, qui seront évaluables, dans un contexte où l'incertitude scientifique est souvent de mise. L'idée n'est donc pas de se caler automatiquement sur les engagements internationaux. Il ne s'agit pas non plus de viser uniquement des objectifs scientifiques irréfutables, et encore moins de se focaliser sur une demande sociale qui serait exprimée uniquement par des associations écologistes. La détermination des enjeux environnementaux s'est opérée en tenant compte de l'ensemble des informations disponibles (déclarations et conventions juridiques internationales, publications scientifiques, rapports d'expertise, textes de positionnement des ONG…). A partir de ce matériel, le travail n'a pas consisté à faire recenser l'ensemble des objectifs politiques, mais plutôt à opérer un travail réorganisateur de synthèse permettant d'identifier les quelques points clefs qui constituent les enjeux écologiques les moins incontestables. Dans l'étude du cas de la vallée du fleuve Sénégal (Leroy 2004), cinq objectifs fondamentaux ont été retenus dont l'un a par exemple concerné le maintien d'une crue artificielle. Cet objectif constitue un « point dur », un enjeu écologique incontestable qui correspond à la fois à plusieurs engagements internationaux (le maintien des fonctionnalités de l'écosystème qui figure dans plusieurs accords internationaux), aux revendications écologiques et fait référence à des travaux scientifiques.

La seconde étape consiste à déterminer des critères permettant de mesurer les variations de l'état écologique. En effet, la référence en termes d'enjeux écologiques étant déterminée, il faut ensuite fixer des critères précis et opérationnels, fondées sur des données mesurables, qui permettent de donner corps à l'évaluation. Là aussi, la masse de données disponible et leur complexité, les incertitudes méthodologiques sur le calcul des données ou sur les unités de mesure, les controverses scientifiques qui traversent le domaine considéré, sont autant de paramètres qui viennent compliquer cette tâche. En outre, cette dernière requiert des qualifications scientifiques et techniques multidisciplinaires, dans des domaines écologiques, juridiques, politiques, anthropologiques, etc. On retrouve ici l'une des difficultés soulevées par les théoriciens de l'efficacité des régimes, qui les conduisent à privilégier l'évaluation des effets sur les comportements humains plutôt qu'une évaluation centrée sur les préoccupations environnementales. Aussi, afin de surmonter cette difficulté et de guider cette opération d'élaboration des critères, Mermet & al (2010) indiquent qu'elle doit reposer sur le principe de critères les plus robustes possibles dans le contexte des controverses stratégiques déclenchées par l'évaluation. Autrement dit, le travail du chercheur doit viser à sélectionner les critères qui apparaissent comme les moins réfutables possibles, en fonction des connaissances disponibles du moment. L'analogie peut être faite avec celle d'un procès dont l'instruction n'a pas permis de révéler l'ensemble du processus conduisant à une infraction : même si des zones d'ombres continuent de subsister, il suffit de quelques preuves irréfutables pour étayer l'accusation et convaincre le jury d'une responsabilité avérée. Concrètement, si l'on reprend l'exemple de la vallée du fleuve Sénégal, Leroy (2004) a réalisé une évaluation relative comportant une dimension dynamique où quatre variations possibles d'évolution ont été retenues – la stabilisation, la dégradation lente, la dégradation rapide et la restauration -, chacune d'entre-elle possédant ces propres critères. Par exemple, pour satisfaire l'objectif de maintien d'une crue artificielle dans un état « stable », l'auteure a pris comme référence la valeur moyenne de surface inondée sur une période de référence (1946-1999), soit 230 000 hectares, mais cette superficie peut atteindre 300 000 ha pour atteindre l'objectif de restauration, soit un niveau qui correspond à la valeur moyenne des grandes crues observées entre 1946 et le début des années 1970.

Ces deux premières étapes constituent la première phase de l'évaluation, si l'on s'en tient aux principes organisationnels de l'ASGE. Ensemble, elles permettent de déterminer une grille d'évaluation croisant les enjeux environnementaux avec la variation de l'état. En soit, ce

travail représente déjà un effort conséquent sur une problématique environnementale donnée, qui oblige à collecter un grand volume de données et de les organiser.

Une fois l'état écologique et les critères d'évolution de cet état déterminés, la troisième étape de l'évaluation vise à examiner l'ensemble des causes de variation de l'état écologique. Ces facteurs peuvent être des causes naturelles, des interventions humaines directement ciblées sur le problème écologique en question, ou des activités humaines qui visent d'autres objectifs, mais qui ont un effet indirect sur la variation de l'état écologique. Présenter ainsi la gestion effective du problème environnemental analysé doit permettre de faire ressortir le plus lisiblement possible les responsabilités dans l'obtention du résultat écologique constaté. Compte tenu de la complexité des causes de dégradation environnementale, ce travail est lui aussi extrêmement ardu. A ce niveau également, il convient donc de faire des choix qui révèleront des facteurs qui produisent les effets les plus intenses. Pour Mermet & al. (2010), il importe surtout d'effectuer ce travail réorganisateur afin de révéler un nombre restreint de causes qui sont à l'origine de la majorité des conséquences. Pour continuer avec notre exemple de la vallée du fleuve Sénégal, un petit nombre de politiques dont l'impact est crucial en termes de dommage environnementaux a été mis à jour, essentiellement les politiques de production hydroélectrique et les politiques de soutien à l'agriculture irriguée. Spécifiquement, l'évaluation révèle les effets de la gestion de la crue à partir d'un barrage en amont du fleuve et le traitement inégal du soutien aux programmes d'agriculture irriguée par rapport à des formes d'agricultures vivrières plus traditionnelles et moins dommageables pour l'environnement.

Enfin, la dernière étape de l'évaluation est centrée sur les politiques qui visent de manière spécifique la satisfaction des objectifs écologiques. Il s'agit d'identifier les mesures qui sont intentionnellement mises en œuvre dans un but spécifiquement lié au problème écologique posé. Ces mesures interagissent avec d'autres politiques qui ont des effets indirects sur ce problème. Il s'agit donc à ce niveau d'isoler et de mesurer la contribution de l'action environnementale spécifiquement dédiée à la résolution du problème posé. Pour ce faire, il convient de mettre en perspective le décalage entre ces actions environnementales et les enjeux environnementaux préalablement déterminés. Dans le cas de la vallée du fleuve Sénégal, l'évaluation du dispositif de prise en charge de l'environnement révèle qu'une fraction très faible des mesures envisagées est effectivement axée sur les enjeux environnementaux cruciaux pour cet écosystème. Par exemple, la libération des eaux du barrage permettant de gérer la crue n'est pas optimisée pour maintenir les services

écosystémiques vitaux pour cette zone humide, mais est davantage planifiée pour des raisons politiques locales liées au maintien de certaines activités agricoles, d'élevage et halieutiques. En conséquence, la contribution de ce dispositif à la gestion de l'environnement de la vallée du fleuve Sénégal est loin d'être satisfaisante (Leroy, 2004).

3. CONCLUSION DU CHAPITRE : ASGE VERSUS THEORIE DE L'EFFICACITE DES REGIMES

Avant toute chose, il convient d'indiquer que les approches en termes d'efficacité des régimes et celle de l'ASGE procèdent de logiques totalement différentes, voire opposées, et pas uniquement sur le plan disciplinaire. Cependant, malgré cette opposition, ces deux approches possèdent des similitudes, ne serait-ce que par leur volonté de « trouver des solutions » aux problèmes environnementaux contemporains. C'est la raison pour laquelle il ne semble pas absurde de les comparer et de signaler leurs divergences et complémentarités.

Le premier point sur lequel l'ASGE offre une perspective radicalement différente par rapport à la théorie de l'efficacité des régimes concerne l'action collective. Le régime est, par nature, fondé sur la coordination entre les acteurs : il s'agit de réunir un maximum d'acteurs dans une arène de négociation afin qu'ils échangent et parviennent à un accord qui se traduira par l'élaboration de normes règles et procédures, motrices de l'action. L'ASGE, elle, ne croit pas à l'action collective. Cet aspect constitue même le désaccord théorique fondateur de la démarche de l'ASGE, laquelle envisage le changement d'un ensemble par le biais de l'action stratégique d'une de ses parties. Avec l'ASGE, on passe d'un problème d'environnement dont le statut est un *« problème collectif à résoudre tous ensemble »* à une *« responsabilité collective qui ne sera pas honorée sans l'intervention stratégique efficace d'un agent de changement »* (Mermet & al 2005).

Le deuxième point sur lequel l'ASGE offre, à notre avis, une perspective plus adaptée que la théorie de l'efficacité des régimes, porte sur le traitement du consensus. Les théoriciens des régimes sont bien conscients des problèmes que pose la prise de décision par consensus, qui conduit à *« la loi du programme le moins ambitieux » (Underdal, 2002)*. Mais au lieu de remettre en cause l'idée de consensus, ils choisissent d'esquiver le problème par le biais de mesures procédurales. Les procédures de l'organisation participative apparaissent ainsi plus importantes que le résultat substantiel attendu en terme environnemental : c'est ce qui émerge

du processus participatif qui fixe le cap. L'ASGE est en rupture avec ce type d'approche qui constitue bien souvent la norme dans la manière de gérer les problèmes environnementaux : *« Les conflits écologiques ont largement fait place à une floraison de procédures et d'institutions partenariales, et au règne presque sans partage d'un discours où domine la recherche du consensus. Pour autant, ni les résistances au changement, ni les tensions entre les acteurs n'ont disparu » (...) « Sur le plan des relations entre acteurs, à mesure que s'estompe l'euphorie du consensus, que les déclarations de principe font moins d'effet (parce qu'elles sont moins suivies d'effet), ou que l'on prend la peine d'analyser plus nettement les positions des acteurs, on distingue de mieux en mieux la persistance de désaccords profonds. » (...) « Il serait sûrement inexact de prétendre que les positions n'ont pas évolué, et que les discours entendus, les engagements entendus n'étaient que de façade. Mais il serait tout aussi absurde de croire, parce que les acteurs des politiques sectorielles ou les responsables locaux ont fait des pas vers les positions défendues par les acteurs de l'environnement, qu'ils continueront jusqu'à s'aligner sur elles. Il apparaît au contraire que les objectifs qu'ils sont disposés à poursuivre s'inscrivent souvent nettement en retrait par rapport à l'attente d'une qualité durable de l'environnement. »* (Mermet, 1998). L'ASGE choisit de mettre en avant ces désaccords profonds, et insiste sur le rôle stratégique de l'acteur d'environnement comme agent de changement : *« la gérance (commune) d'un bien environnemental ne peut pas s'analyser hors l'intervention des agents de changements qui la font émerger » (*Mermet, 1998)

Au-delà de ces changements de postures radicaux, l'ASGE affiche clairement une volonté d'aller plus loin que ce que proposent les théoriciens des régimes, bien qu'elle ne se réfère à aucun moment à ce cadre théorique : il s'agit de passer de la question « est-ce que les régimes sont efficaces » à la question « comment faire pour que les régimes soient efficaces ? ». Alors que les théoriciens de l'efficacité des régimes font face à une impasse quant à la mesure des capacités du régime à résoudre le problème pour lequel il a été créé – alors même que l'objectif recherché par cette théorie est bien celui-là -, l'ASGE propose de renverser radicalement la manière de traiter le problème environnemental posé. Nous avons en effet indiqué que les quelques études de cas de l'efficacité des régimes signalent une limite de l'évaluation liée au pas de temps : les effets du régime sur la qualité de l'environnement peuvent être observés que plusieurs années après leur mise en œuvre. D'où la préférence des théoriciens des régimes d'évaluer les effets du régime sur les changements de comportements humains (Mitchell, 2008). De même, les théories de l'efficacité des régimes visent un objectif

qui reflète l'optimum collectif parétien (Underdal, 2002), mais ne s'exprime pas en termes de qualités désirables des systèmes naturels. L'ASGE de son côté, estime quant à elle que *« L'évaluation doit reposer sur une discussion ouverte des objectifs poursuivis, toutefois ceux-ci doivent obligatoirement (mais pas seulement) pouvoir être traduits en termes concrets d'état de l'environnement. »* (Mermet, 1998).

Un autre défi posé par l'efficacité des régimes est le traitement des problèmes complexes. La théorie de l'efficacité des régimes souligne qu'en raison de leur caractère bénin ou malin, certains problèmes environnementaux globaux sont plus faciles à prendre en charge que d'autres. Sans mettre en doute la complexité de certains problèmes environnementaux, l'ASGE offre toutefois des solutions permettant de prendre en charge cette complexité, à travers un cadre d'évaluation centré sur les enjeux environnementaux les moins contestables. En outre, cette complexité sert souvent de prétexte à l'inaction, alors même que *« la complexité, le caractère multi-scalaire, l'échelle temporelle de long terme, les enjeux d'équité et de bien public et la conflictualité ne sont pas spécifiques à l'action publique environnementale, et qu'elles n'y sont pas forcément plus élevées que dans d'autres champs de l'action publique – pour donner un dernier contre-exemple, les politiques de l'immigration possèdent chacune de ces caractéristiques au plus haut degré. »* (Belna & al., 2011).

Un dernier point de divergence concerne le caractère sectoriel du régime. La théorie de l'efficacité des régimes se borne à tenter de mesurer les seuls effets du régime, malgré les difficultés pour les isoler (Young, 2001). Il y a là une impasse que les théoriciens des régimes reconnaissent volontiers, sans toutefois proposer de solutions satisfaisantes. En introduisant le concept de gestion effective, l'ASGE permet de prendre en compte l'ensemble des actions qui conduisent à une situation environnementale donnée, et non uniquement celles qui ont été mises en œuvre intentionnellement. Se faisant, l'ASGE propose une approche globale et non sectorielle du problème, qui répond par une alternative au défi méthodologique posé par la théorie de l'efficacité des régimes.

CHAPITRE 2 - ECHEC DES DISPOSITIFS DE GESTION ET INSUFFISANCE DES CONCEPTS : UN ETAT DE L'ART SUR LE DECLIN DES FORETS TROPICALES

Dans ce deuxième chapitre, nous plongeons au cœur du problème environnemental que nous avons à peine esquissé en introduction. Ce chapitre sera donc exclusivement consacré aux forêts tropicales humides. Dans un premier temps, nous voulons à travers ce chapitre démontrer l'importance écologique des forêts tropicales, et la nécessité de les protéger. Une telle démonstration peut paraître inutile compte tenu de la mobilisation d'une partie de la société et des pouvoirs politiques à différentes échelles, du local au global, pour la préservation des forêts. Néanmoins, la problématique de la perte des forêts tropicales a émergé relativement récemment sur la scène politique. Pour certains, la notion de forêt tropicale est une construction d'écologie politique, qui a peu de choses en commun avec un objet clairement identifié par « des hommes de sciences » (Smouts, 2001). D'autres tendent à minimiser les problèmes écologiques liés à la déforestation, en insistant plutôt sur les recompositions à la fois sociales, politiques, économiques et environnementales qu'elle permettrait (Michon & al., 2003). Ainsi, de nos jours, évoquer le déclin rapide des forêts tropicales humides comme un problème écologique contemporain majeur fait encore l'objet de débats et de controverses dans le monde scientifique. Il nous paraît par conséquent indispensable de confirmer l'existence de ce problème écologique, d'en montrer les différentes facettes, et de signaler son évolution et son ampleur. Ce sont ces éléments que nous proposons de présenter au début de ce chapitre.

Ensuite, un second débat traverse le monde scientifique depuis plus de vingt ans : celui sur les causes du déclin des forêts tropicales humides. De nombreuses théories sur les causes – et donc les remèdes à apporter - ont vu le jour depuis que ce problème est documenté, ce qui se reflète dans un nombre impressionnant de publications scientifiques qui portent sur les déterminants de la déforestation. Notre intention est de présenter de manière organisée et la plus complète possible l'état de l'art sur les causes du déclin des forêts tropicales. Nous avons choisi d'agencer cette revue de la littérature en présentant dans un premier temps une synthèse historique des séquences du déclin forestier dans chacun des trois bassins forestiers tropicaux. Nous pourrons ainsi mettre en lumière certains repères historiques et géographiques et comparer les causes et de leurs évolutions dans l'espace et dans le temps. Puis nous poursuivrons cette revue de la littérature en détaillant, les uns après les autres, les différents

facteurs de la déforestation et de la dégradation des forêts tropicales. Nous aurons ainsi au terme de cet exercice, un panorama assez exhaustif de la complexité du problème du déclin des forêts tropicales, et des différents débats qui animent les scientifiques, politiques et citoyens, à propos des causes de la déforestation et de la dégradation forestière.

Evoquer les causes sans parler des remèdes n'aurait pas grand intérêt pour notre démonstration. Car ce que nous cherchons à mettre en évidence, c'est l'inefficacité de cette approche « par les instruments », qui consiste à mettre en avant l'importance d'une cause, et à élaborer un instrument pour traiter cette cause, en espérant que la solution proposée permettra de prendre en charge le problème du déclin des forêts tropicales dans sa globalité. Nous le confirmerons au regard des statistiques de la déforestation, cette approche du traitement du problème du déclin des forêts tropicales se poursuit depuis plus de vingt ans sans que des résultats positifs ne soient constatés. Notre intention sera par conséquent de passer en revue un certain nombre d'initiatives qui ont été proposées depuis plus de deux décennies, en révélant à grand trait leurs principales limites et défaillances.

Il sera bien entendu impossible de détailler l'ensemble des dispositifs de traitement du déclin des forêts tropicales, tant ils sont nombreux. Une telle tâche nécessiterait d'y consacrer davantage de temps. En outre, elle n'apporterait que peu d'éléments complémentaires utiles à notre démonstration. Nous analyserons un nombre significatif de dispositifs de prise en charge du problème, en estimant qu'à eux seuls, ils permettent de révéler l'impuissance des approches actuellement à l'œuvre. Notre choix s'orientera principalement vers les initiatives qui ont pris corps au niveau international, qui permettent ainsi d'illustrer la formation du régime international sur les forêts : accords, institutions et dispositifs de coopération multilatéraux. Nous compléterons cette revue des initiatives en analysant celles qui ont été mises en œuvre par les acteurs non-étatique, en considérant qu'il est important de les signaler dans le cadre du débat d'actualité sur le rôle des nouvelles formes de gouvernance privée dans la prise en charge des problèmes environnementaux. Nous enrichirons ensuite ce tableau en indiquant comment les concepts de gestion forestière ont évolué face à l'émergence des problématiques écologiques, et en montrant leurs ambigüités. Pour finir, nous évoquerons les défaillances dans la mise en œuvre concrète des dispositifs de gestion des forêts tropicales humides.

Ce travail de mise à plat pourra paraître relativement long pour le lecteur. Nous avons néanmoins voulu qu'il soit assez exhaustif de manière à bien décrypter les différents dispositifs et concepts à l'œuvre, à montrer le manque d'efficacité de cette succession

d'instruments, voire son côté contre-productif. En ne parvenant pas à résoudre le problème de déclin des forêts tropicales, les approches mises en œuvre depuis de nombreuses années conduisent en effet à créer un sentiment d'impuissance, de lassitude, sentiment qui entraîne de nombreuses interrogations en termes de priorité d'engagement des gouvernements ou de levée de fonds publics ou privés destinés à la gestion de l'environnement.

1. DIAGNOSTIC : RICHESSE ET DECLIN DES FORETS TROPICALES HUMIDES

Le diagnostic que nous nous proposons d'établir dans cette section visera dans un premier temps à bien préciser les contours de l'objet forêts tropicales humides que nous nous proposons d'étudier. Puis nous chercherons à comprendre pourquoi les forêts tropicales sont d'une importance fondamentale pour l'humanité. Nous continuerons en présentant de manière volontairement détaillée une vaste revue de la littérature des causes explicatives du déclin des forêts tropicales humides. Nous retrouverons ici un ensemble d'éléments qui sont partie intégrante de la gestion effective des forêts tropicales humides.

1.1. Les forets tropicales humides : un patrimoine écologique menacé

1.1.1. Les forêts : définition, étendue et répartition sur la terre

1.1.1.1. Définition des forêts

Si on se réfère au dictionnaire Larousse, une forêt est une « *grande étendue de terrain couverte d'arbres* » ou encore un « *ensemble des grands arbres qui occupent, qui couvrent cette étendue* ». Cette définition de la forêt correspond assez bien à la représentation de la forêt comme une étendue boisée plus ou moins dense dans l'imaginaire collectif occidental – on en conviendra, chacun d'entre nous se représente ce qu'est une forêt et peut sans problèmes la caractériser. Pourtant, la nature relativement vague de cette définition conduit à des interprétations qui peuvent être largement controversées. En effet, cette définition nécessiterait de spécifier pour le moins le sens des adjectifs « grand » et « étendue ».

Ainsi, un espace boisé dont le taux de recouvrement au sol atteint 20% peut être considéré comme une forêt dans certains pays tempérés, mais dans une zone aride, ce même indicateur est généralement abaissé au niveau de 10%. Prendre pour objet d'étude la « forêt » nécessite donc d'en spécifier la définition, non seulement en prenant en compte plusieurs facteurs caractéristiques tels que la hauteur des arbres, la surface et la densité de l'espace arboré, la diversité des espèces d'arbres, etc., mais également en se positionnant par rapport aux différents éléments du débat existants.

La controverse sur la qualification des forêts n'est pas une clause de style. Elle peut avoir des répercussions conséquentes en matière de gestion de l'environnement, comme le montre cette anecdote récente : en mai 2008, nous avions invité l'écologiste brésilien Roberto Smeraldi, directeur de l'association *Les amis de la Terre Amazonie*, et fondateur du site de référence Amazonia.org.br, à nous présenter son rapport sur les relations entre l'élevage et la déforestation en Amazonie brésilienne. A l'appui de plusieurs photographies, il nous informait sur la manière dont ce flou sur la définition du terme forêt était utilisé par le gouvernement brésilien : pour ce dernier, des espaces boisés fortement dégradés par les défrichements et les incendies, dont on pouvait constater *de visu* qu'ils n'avaient strictement rien en commun avec les riches espaces boisés amazoniens, étaient pourtant, selon l'écologiste, comptabilisés dans les statistiques officielles du couvert forestier.

Ainsi, les estimations du couvert forestier peuvent varier considérablement. Par exemple, les forêts du bassin du Congo, qui concernent les six principaux pays forestiers d'Afrique centrale, s'étendent sur près de 230 millions d'hectares selon les statistiques officielles de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). Mais certaines cartes obtenues à partir du traitement d'imageries satellitaires montrent que le couvert forestier de ces pays se rapproche probablement davantage d'une superficie de 180 millions d'hectares (Devers & Vandeweghe, 2007)… alors que dans l'Etat de l'Afrique 2006, d'autres sources avancent le chiffre de 520 millions d'hectares (Maury 2006) !

Afin d'harmoniser la terminologie forestière, la FAO a récemment conduit un processus de clarification des définitions en lien avec d'autres organisations internationales telles que le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), le Centre pour la recherche forestière internationale (CIFOR), l'Union internationale des instituts de recherches forestières (IUFRO). Entre 2002 et 2005, plusieurs réunions d'experts ont eu pour objectif d'améliorer la cohérence des définitions liées aux forêts. Au terme de ce processus, un document publié par la FAO (2004a) précise les termes et définitions du vocabulaire forestier

employés en vue d'une compréhension et d'une utilisation commune par les différents processus et instruments internationaux. Conformément à ce document, la définition d'une forêt est la suivante : *« terres occupant une superficie de plus de 0,5 hectare avec des arbres atteignant une hauteur supérieure à 5 mètres et un couvert arboré de plus de 10 pour cent, ou avec des arbres capables d'atteindre ces seuils in situ. La définition exclut les terres à vocation agricole ou urbaine prédominante. »*

S'il élimine des ressources naturelles importantes du point de vue écologique telles que les parcs, les haies, les arbres alignés ou encore les terrains agroforestiers, le consensus obtenu par la FAO permet cependant à l'ensemble des parties prenantes de parler le même langage, de *« réduire les besoins en matière d'établissement des rapports et le coût de cette opération pour les pays, et faciliter la communication et les négociations entre les conventions, les processus et les instruments internationaux »*[43]. Il balaye une controverse importante, mais permet de ce fait d'éviter un certain scepticisme sur l'ampleur de la déforestation : nul doute que la déforestation est un fait écologique contemporain majeur, et la définition consensuelle de la FAO permet d'en prendre note en créant une norme de référence.

Néanmoins, cette définition consensuelle obtenue essentiellement pour des raisons pratiques, fait l'impasse sur une autre dimension de la controverse, bien plus complexe. Car, comme le signale l'ethnobotaniste Geneviève Michon, *« La forêt dans les définitions occidentales actuelles, par exemple celle qu'en donne la FAO, n'a pas grand chose à voir avec celle des Pygmées de la cuvette congolaise, des essarteurs de Bornéo ou des paysans français du XIIe siècle. »* Derrière cette notion de forêt que l'on imagine unique et universelle, se cache bien des représentations qui, y compris dans le monde scientifique, sont fort éloignées les unes des autres.

Ainsi, même la vision « biologique » des forêts, communément répandue, fait l'objet de représentations qui sont différenciées dans l'espace et dans le temps. Comme le signale le géographe Paul Arnould (2004), *« Les forestiers n'y ont vu longtemps qu'une collection d'arbres et d'arbustes d'intérêt utilitaire, pour le chauffage, comme pour le bois d'œuvre ou d'industrie ou encore comme un territoire, réserve de chasse. (…) Depuis le XIXème siècle, les naturalistes ont élargi cette vision floristique et faunistique tronquée et trop focalisée sur les plus grands arbres et les plus gros animaux ».* Les sciences écologiques ont progressivement gagné le monde des sciences forestières en montrant que la forêt intègre un

[43] http://www.fao.org/forestry/terminology/43155/fr/

ensemble de relations entre des êtres vivants, ainsi que des flux hydriques (ruissellement, percolation, érosion…) et énergétiques (biomasses, cycle du carbone) complexes.

Mais surtout, la vision de la forêt comme un « ensemble de populations végétales et animales dominés par les arbres, se reproduisant selon ses propres logiques biologiques », s'oppose d'autres visions portées par les géographes et les historiens, (la forêt comme géosystème ou comme sylvosystème), mais également par de nombreuses autres disciplines des sciences humaines (politologues, psychologues, sociologues et économistes…) qui chacune à leur niveau, apportent une pierre à l'édifice de construction du concept complexe de forêt.

Pour autant, l'opposition quasi systématique entre ces deux grandes conceptions des forêts, l'une considérant la forêt comme un espace « sans les hommes », l'autre appréhendant la forêt comme un construit social, n'est-elle pas elle-même une vision tronquée des représentations de la forêt, empreinte des idéologies qui opposent de manière souvent si stérile conservation et développement ? Les nombreux travaux d'anthropologues et d'ethnologues ont montré que les hommes ont habité les forêts, les ont façonnés à travers leurs activités agricoles, de chasse ou de cueillette (Bahuchet & de Maret, 1994 ; Michon, 2003). Doit-on en déduire que les forêts n'existent pas en tant qu'objet écologique ? Et de là, que les enjeux de déforestations et de dégradation écologiques des forêts liées aux pressions anthropiques importent peu ?

Nous situant dans une approche des sciences de gestion appliquée à l'environnement, il nous semble au contraire qu'il faille éviter d'opposer l'idée de construction sociale des objets environnementaux à la vision écosystémique de ceux-ci. Après tout, si l'on reprend un exemple bien plus proche de nous, la Camargue, il s'agit bien d'un territoire façonné de toute pièce par l'Homme, que l'on qualifie pourtant volontiers de naturel. Ne parle-t-on pas à son propos d'un écosystème[44] complexe et riche, dont l'homme fait partie intégrante, et qu'il reconnaît comme tel ? Pour nous, cette vision écosystémique, caractérisée par un ensemble d'organismes vivants qui interagissent entre eux et avec le milieu dans lequel ils vivent, s'applique à la forêt. Il nous semble donc essentiel de compléter la définition proposée par la FAO, par un élément complémentaire, en postulant qu'une forêt se caractérise en premier lieu par un écosystème reconnu comme tel par la société.

[44] Concept défini en 1935 par le botaniste A. G. Tansley comme un ensemble d'organismes vivants qui interagissent entre eux (la biocénose) et avec le milieu dans lequel ils évoluent (le biotope) (Tansley 1935).

1.1.1.2. Les différents écosystèmes forestiers

Le terme forêt est rarement employé au singulier. La forêt englobe des forêts primaires, où l'activité humaine passée et présente est quasi inexistante, et en tout cas où toute trace de présence humaine n'est repérable que par des anthropologues forestiers et autres spécialistes des interactions hommes-forêts. A l'autre extrémité, les forestiers emploient le mot forêt pour désigner des écosystèmes très artificialisés, composé d'espèces introduites soumises à des pratiques de gestion très intensives, dont la vocation est essentiellement la production de bois. Entre ces deux extrémités se situent une pluralité d'écosystèmes qu'il est souvent difficile de qualifier tant les ruptures nettes entre eux sont imperceptibles. Pourtant, du point de vue strictement environnemental, il apparaît évident que les caractéristiques des forêts et la manière dont les activités humaines interviennent pour modifier ces écosystèmes ont une incidence sur leur diversité biologique.

Ce constat est l'une de raisons qui a poussé la FAO à demander aux pays membres de Nations Unies de caractériser leurs forêts et leurs autres terres boisées suivant cinq classes: primaire, naturelle modifiée, semi-naturelle, plantations forestières de protection et de production. Selon la FAO (2004a), sont considérées comme des forêts primaires, celles qui sont *« formées d'espèces indigènes, où aucune trace d'activité humaine n'est clairement visible et où les processus écologiques ne sont pas sensiblement perturbés. La définition comprend les zones où a lieu la récolte de produits forestiers non ligneux, à condition que l'impact humain soit limité. Certains arbres pourraient avoir été extraits. ».* Si l'on se conforme à cette définition, plus du tiers de la superficie forestière totale appartient à cette catégorie. On trouve des forêts primaires aussi bien dans les milieux tropicaux (en Afrique, en Asie et en Amérique latine) que dans l'hémisphère boréal (de grandes étendues sont présentes en Amérique du Nord et Russie, notamment).

La forêt primaire se distingue d'une forêt naturelle modifiée dans la mesure où cette dernière, composée d'espèces natives, fait l'objet de coupes sélectives qui n'ont toutefois pas d'impacts sur la régénération naturelle des espèces. Ces forêts naturelles modifiées représenteraient un peu plus de la moitié des forêts du globe. Quant aux forêts semi-naturelles, elles se caractérisent par des espèces indigènes, établies par plantation, semis ou régénération naturelle assistée qui sont exploitées de manière plus intensive - et non sélective.

Si l'on se conforme à cette classification, les exemples types de ces forêts semi-naturelles sont la forêt tempérée européenne ou la forêt de teck en Asie. Elles se distinguent donc des

plantations forestières à proprement parler, qui elles, ne comprennent que des espèces introduites. Plus des trois-quarts de plantations ont une vocation essentiellement productive, c'est-à-dire qu'elles sont destinées en premier lieu à la production de bois et de fibres, par opposition aux plantations de protection dont la fonction est en premier lieu la conservation des sols et des eaux.

Cette typologie des forêts effectuée par la FAO fait clairement ressortir le facteur « intensité de l'exploitation » dans les critères de classification, ce qui suggère une autre typologie encore plus simplifiée : il convient en effet de distinguer les forêts de production, des forêts « non productives ». Les premières sont celles où aucune restriction légale, et où aucune contrainte géographique n'a d'impact significatif sur la récolte de bois. Ceci inclut certaines zones forestières qui, bien qu'elles soient pour le moment naturellement préservées de toute exploitation en raison de leur enclavement ou de leur éloignement géographique des zones d'approvisionnement actuelles, figurent toutefois dans des prévisions ou des plans d'utilisation à long terme.

Les forêts dites non-productives sont celles qui ne sont pas disponibles pour l'approvisionnement en bois en raison de dispositions légales en vigueur ou qui, du fait de contraintes naturelles (zones accidentées, zones de montagne…), ne sont pas incluses dans les prévisions d'exploitation, y compris à long terme. Ce sont avant tout des forêts de protection dont la vocation première est une fonction de protection de la nature (par exemple les aires protégées) et/ou une fonction d'agrément. Mais les forêts non productives peuvent également regrouper les zones où, pour des raisons économiques, la récolte n'est pas envisagée, par exemple lorsque la rentabilité est trop faible du fait de la mauvaise qualité du bois ou de la trop faible productivité, par exemple.

Enfin, les paramètres climatiques (températures, précipitations…) et géographiques (plaine, montagne, zone inondable…), permettent d'effectuer d'autres typologies des forêts. Certaines sont très complexes, comme celle retenue par la FAO (2002a) dans son évaluation des ressources forestières, qui distingue 20 zones écologiques, en partant de l'équateur et en remontant jusqu'aux pôles : de la forêt tropicale humide persistante à la toundra boréale (cf. Tableau n°1). Une telle typologie peut encore être complexifiée si l'on prend en considération certaines régions climatiques qui comportent des écosystèmes forestiers spécifiques, comme les forêts méditerranéennes, qui se trouvent non seulement aux abords de la mer Méditerranée, mais également à la pointe de l'Afrique du Sud ou encore en Australie méridionale. En outre, certaines forêts particulières peuvent être distinguées comme les

mangroves, qui se situent spécifiquement dans des zones d'eau saline habituellement peu propices aux arbres. Selon la FAO (2006) la superficie totale des mangroves est estimée à 15,2 millions d'hectares.

Ces typologies très complexes sont bien souvent simplifiées dans la littérature, afin de retenir uniquement les trois grandes catégories de forêts : les forêts boréales, tempérées et tropicales (Sciama & al., 2007).

Tableau 3 - Typologie des forêts : les 20 zones écologiques de la FAO.

Forêt tropicale ombrophile
Forêt tropicale humide décidue
Forêt tropicale sèche
Formation arbustive tropicale
Désert de la zone tropicale
Zone montagneuse tropicale
Forêt humide subtropicale
Forêt sèche subtropicale
Steppe subtropicale
Désert de la zone subtropicale
Zone montagneuse subtropicale
Forêt océanique tempérée
Forêt continentale tempérée
Steppe tempérée
Désert de la zone tempérée
Zone montagneuse tempérée
Forêt boréale de conifères
Formation boisée de Toundra boréale
Zone montagneuse boréale
Zone polaire

Source : FAO (www.fao.org)

Les forêts boréales sont des forêts de résineux qui couvrent un tiers des surfaces forestières actuelles. Elles comprennent une partie de la toundra, un écosystème qui, dans les zones les plus éloignées des cercles polaires, comprend quelques espaces boisés qui sont considérés comme des forêts. Mais c'est essentiellement la Taïga située dans l'hémisphère Nord, entre le 55ème et le 65ème degré, de la Sibérie à l'Alaska, qui constitue cette forêt boréale. Cette forêt

comprend une grande partie des forêts primaires, mais la diversité des espèces d'arbre qui la compose est très faible.

Les forêts tempérées se situent dans l'hémisphère Nord (Europe, Amérique du Nord et Asie orientale), entre le 45ème et le 50ème degré. Elles croissent sous contraintes climatiques particulières, notamment l'absence de périodes froides en hiver et de périodes chaudes en été plus ou moins prolongées. Il s'agit de forêts feuillues, résineuses ou mixtes qui évoluent beaucoup plus en fonction des saisons que les autres écosystèmes forestiers. La forêt méditerranéenne est généralement incluse dans cette catégorie.

Les forêts tropicales, quant à elles, sont tellement diverses, qu'elles font également l'objet de débats quant il s'agit d'en préciser la définition. Certains auteurs estiment même qu'il s'agit d'une notion d'écologie politique construite de toute pièce dans les années 1980, « *qui renvoie à des rapports sociaux, politiques et économiques organisant les relations de l'homme et de la nature dans un milieu particulier* » (Smouts, 2001). Cet argument est particulièrement mis en avant lorsqu'on aborde les forêts tropicales humides tantôt qualifiées de forêts denses humides, de forêts ombrophiles, ou encore de forêts denses pluviales… Pourtant, force est de constater que la plupart des auteurs contemporains se réfèrent à une norme assez simple lorsqu'ils évoquent les forêts tropicales. En règle générale, elles sont bordées par les tropiques, et présentent une diversité de biomes qui sont classées en grandes catégories

Parmi ces catégories, se distinguent les forêts tropicales humides, qui sont les plus proches de l'équateur et sont installées sous des climats où la saison sèche est la plus courte et les précipitations plus fortes (Bergonzini & Lanly, 2000). Il n'y a pas de référentiel clairement établi sur ce point , mais en général, un niveau de précipitations annuelles compris entre 1500 mm et 2000 millimètres, et une période sèche de moins de trois moins sont les deux caractéristiques principales qui permettent de différencier une forêt tropicale humide d'une forêt tropicale sèche. S'ajoutent d'autres paramètres de distinction des forêts tropicales humides, comme la densité particulièrement forte de la canopée et sa hauteur qui atteint 40 mètres ou plus, la quasi absence de lumière de plein jour au niveau du sol , et la diversité spécifique qui est la plus élevée du monde terrestre. Ces forêts sont donc en majeure partie des forêts denses sempervirentes. Selon les époques et les auteurs, la forêt tropicale humide peut être qualifiée tantôt de forêt dense humide, de forêt équatoriale, de forêt pluviale, de forêt ombrophile, ou encore de forêt hygrophile,

Bien entendu, la frontière entre une forêt tropicale humide et une forêt tropicale sèche n'est pas nette. Entre les forêts tropicales sèches très clairsemées et les forêts tropicales

ombrophiles très denses, une série de formations boisées intermédiaires existent, comme par exemple les forêts denses sèches ou les forêts humides décidues. En outre cette typologie des forêts tropicales peut être complétée par d'autres paramètres qui distinguent des formations particulières comme les forêts d'altitude, les mangroves et la savane arborée, laquelle, selon la densité des arbres à l'hectare, peut être considérée comme un écosystème forestier.

Nous reprendrons donc cette norme qui fait référence à des critères biologiques, géographiques et climatiques lorsque nous évoquerons les forêts tropicales humides, et faisons le choix de laisser de côté les critères politiques, au moins en ce qui concerne la qualification de notre objet de recherche.

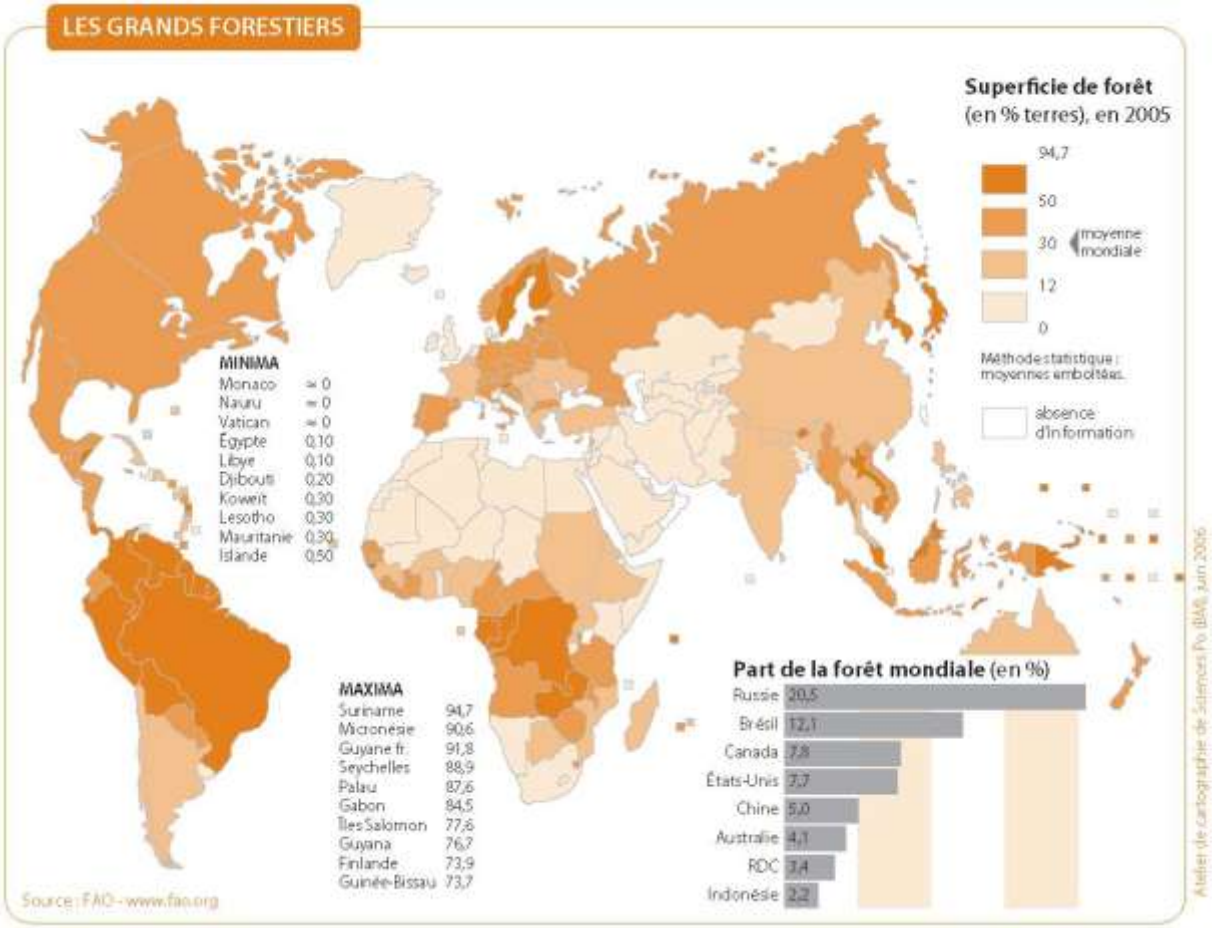
1.1.1.3. Répartition du couvert forestier sur la surface terrestre

Selon la FAO (2006), les forêts couvrent environ quatre milliards d'hectares, soit près de 30% de la superficie terrestre (cf. Figure 6). La superficie forestière est très inégalement répartie sur terre. D'un côté, dix pays représentent les deux tiers de la superficie forestière totale, et de l'autre, 57 pays n'ont des forêts que sur moins de 10 % de la superficie totale de leurs terres. 64 pays ayant une population cumulée de 2,0 milliards de personnes ont moins de 0,1 hectare de forêt par habitant (FAO, 2006).

Environ la moitié des forêts mondiales se trouvent en zone tropicale, un tiers en zone boréale et le reste en zone tempérée. Cinq pays (Russie, Brésil, Canada, États-Unis et Chine) totalisent plus de la moitié de la superficie forestière terrestre. En y ajoutant l'Europe, qui représente le quart des forêts mondiale, on constate que les trois-quarts des ressources forestières du globe sont concentrés dans un nombre restreint de pays (figure 6).

Entre 30 et 40% des forêts mondiales sont considérées comme des forêts primaires, alors que les forêts naturelles modifiées occupent un peu plus de la moitié de la superficie forestière mondiale. Il est estimé qu'environ sept pour cent des forêts du monde sont semi-naturelles. Malgré leur développement rapide, les plantations forestières représentent moins de 5% du total des forêts mondiales. La superficie totale des mangroves est estimée à 15 millions d'hectares. (FAO, 2006)

Figure 8 - Répartition des forêts sur la terre



Trois massifs forestiers concentrent l'essentiel des forêts tropicales humides naturelles : le bassin Amazonien qui totalise plus de 800 millions d'hectares de forêts dont 540 sur le seul territoire brésilien ; le Bassin du Congo, où quelques 230 millions d'hectares sont répartis essentiellement dans six pays d'Afrique centrale (Cameroun, République Centrafricaine, Gabon, Guinée Equatoriale, République du Congo et République démocratique du Congo) ; et enfin l'Asie du sud-est qui comprend quelques 190 millions d'hectares de forêts, dont une grande partie en Indonésie et en Malaisie (FAO, 2006). Au total, la forêt tropicale humide couvre environ 12 millions de km², mais ces estimations peuvent varier sensiblement selon la définition qu'on leur donne.

1.1.2. Le rôle régulateur de la forêt tropicale dans les grands équilibres écologiques mondiaux

L'objet forêt tropicale humide étant qualifié et localisé géographiquement, il s'agit désormais de mesurer les enjeux écologiques qui se nouent autour de lui. Evoquer ces enjeux est d'une importance cruciale car dans l'histoire de l'humanité, les forêts n'ont pas toujours été appréhendées à travers leurs caractéristiques écologiques. C'est même un phénomène très récent, quand on sait qu'il y a à peine plus de quelques décennies, les forêts étaient surtout considérées par la plupart des sociétés comme des espaces de conquête, peu accessibles, qu'il fallait exploiter pour leur bois et défricher après exploitation en raison de leur inutilité. C'est encore le cas aujourd'hui, mais au niveau international, les enjeux écologiques ont progressivement pris le pas sur les enjeux géopolitiques et économiques des forêts.

Au cours des années 1980, les effets écologiques de la déforestation ont fait l'objet d'une véritable prise de conscience internationale, tant au niveau politique que scientifique. Les forêts procurent en effet de nombreux biens et services à la société. Leur rôle dans le maintien des grands équilibres écologiques globaux est crucial, en particulier en raison de la grande diversité biologique qui caractérise les forêts tropicales et de leurs interactions avec l'atmosphère, l'eau et les sols.

Nous proposons dans les sections suivantes de faire une brève incursion au cœur de ces enjeux. A ce stade, nous ne nous y attarderons que très brièvement pour surligner les principales données scientifiques récentes qui montrent l'importance écologiques des forêts tropicales humides. Nous y reviendrons bien entendu tout au long de ce document, notamment dans le troisième chapitre qui sera en grande partie consacré à ces dimensions écologiques.

1.1.2.1. Les liens entre la forêt tropicale humide, les eaux et des sols

La protection des sols contre l'érosion et la régulation des régimes hydriques locaux de certaines grandes régions tropicales sont deux fonctions environnementales reconnues des forêts tropicales. (Bergonzini & Lanly, 2000).

1.1.2.1.1. La forêt protège les sols

Les sols tropicaux sont généralement très pauvres. Dans les zones tropicales humides, il s'agit dans la plupart des cas de sols latériques, de couleur brique, qui sont pauvres en nutriments et retiennent peu l'eau, ce qui les rend à la fois très peu productifs et vulnérables à l'érosion. La forêt dense humide contribue à préserver ces sols de l'érosion à travers le réseau racinaire dense des plantes tropicales, le maintien permanent d'une couche d'humus qui constitue la seule partie réellement nutritive du sol et un niveau d'humidité et de température qui favorise la décomposition des végétaux. L'écosystème ne fonctionne qu'à travers sa capacité à recycler rapidement les matières organiques décomposées.(Hermeline & Rey, 1994)

Or, en cas de déforestation, la couche d'humus s'épuise, et l'action du vent et des précipitations lessive les sols de ses éléments nutritifs. Les sols se dégradent alors très rapidement à tel point qu'une croûte dure s'y forme, les rendant impropres à toute repousse de végétaux. C'est la raison pour laquelle il est communément admis que les terres des forêts tropicales humides sont peu appropriées à une agriculture permanente. Par exemple, en Amazonie brésilienne seuls 6 % des sols forestiers seraient adaptés pour les pratiques d'agriculture permanente (Hermeline & Rey, 1994)

La perte de forêts tropicales et l'érosion qui en découlent peuvent par effets d'entrainement, avoir des conséquences écologiques dévastatrices. Le passage d'un sol couvert de végétation dense à un sol nu qui se dégrade rapidement augmente l'exposition du sol au ruissellement et les risques d'inondations et de coulées de boues, dont on a pu constater à plusieurs reprises les effets funestes. En outre, les eaux qui ruissellent se chargent de particules en suspension qui se déversent dans les rivières. Les eaux sont de plus en plus turbides, entraînant des effets sur l'écologie des cours d'eau.

1.1.2.1.2. La forêt contribue à la régulation du cycle de l'eau

Les forêts tropicales constituent ainsi un élément régulateur essentiel du cycle de l'eau. Elles fonctionnent comme de véritables châteaux d'eau. Dans les forêts tropicales humides, seulement 25% de la pluviosité s'écoule par les cours d'eau (Rey & Hermeline, 1994). En ralentissant le ruissellement, elles évitent des variations importantes du débit des cours d'eau,

elles maintiennent l'humidité des sols, elles permettent l'alimentation des nappes phréatiques, et elles filtrent les eaux de pluies permettant d'obtenir des eaux souterraines de qualité.

L'évaporation de la végétation dense des forêts tropicales permet de maintenir les niveaux de précipitation. Environ 75 % des précipitations sont restituées à l'atmosphère par évapotranspiration (Rey & Hermeline, 1994). La déforestation d'une partie des massifs de forêts tropicales entraîne une forte baisse des pluies. Par exemple en Amazonie, la perte de la moitié de la forêt du bassin conduirait à une diminution de 20 à 30% du niveau des précipitations sur l'ensemble de la région (Bergonzini & Lanly, 2000).

1.1.2.2. Enjeux relatifs à la conservation de la biodiversité

La biodiversité recouvre un ensemble de valeurs qui sont révélatrices des enjeux fondamentaux de sa conservation (Barbault & al., 2004 ; Barbault & Le Duc, 2005) :

- Valeur écologique et patrimoniale : la biodiversité est un héritage qui résulte de l'histoire de notre planète, de l'évolution du monde vivant et, souvent, de l'intervention de nos ancêtres. Elle est le produit de plus de trois milliards d'années d'évolution.
- Valeur culturelle : la biodiversité est souvent une composante identitaire, symbolique, voire religieuse, de groupes humains ou des sociétés.
- Valeur économique : la biodiversité est une source de richesses. Elle est source de biens qui ont une valeur d'usage direct. Elle fournit à l'espèce humaine son alimentation, une grande partie de ses vêtements et de ses habitations, de nombreuses substances pharmaceutiques et l'attrait de nombreux sites touristiques. Elle soutient de nombreux services écologiques comme la qualité des eaux, la fertilité et la protection des sols.
- Valeur potentielle : la biodiversité présente une multitude de potentialités non exploitées, soit parce qu'elles sont inconnues, soit parce qu'elles ne correspondent pas à un besoin actuel. Sur les 80 000 espèces de plantes répertoriées, l'homme n'en utilise que 30 % pour couvrir près de 90 % de ses besoins. Il nous reste presque tout à découvrir de la variété des gènes et de leurs propriétés.

Ces différentes valeurs soulignent le lien étroit entre conservation de la biodiversité et avenir de l'Homme : conserver la biodiversité, c'est maintenir le potentiel évolutif de la vie sur terre, c'est garantir les conditions de vie humaine à long terme. Or, alors que la biodiversité est le résultat de plusieurs milliards d'années d'évolution, de nombreuses espèces disparaissent rapidement et de manière irréversible depuis quelques décennies seulement. L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) recense par exemple près de 16 000 espèces menacées sur sa « liste rouge » (Groombridge, 1993)[45].

Bien que les publications relatives à la biodiversité fassent ressortir notre grande ignorance quant à l'importance des communautés, des espèces et de leur diversité génétique (Rodgers, 1997), la communauté scientifique s'accorde sur l'ampleur du phénomène d'érosion de la biodiversité. Les avis scientifiques convergent pour signaler que les espèces s'éteignent actuellement à un rythme environ 100 fois supérieur au taux naturel moyen et que des dizaines de milliers d'autres espèces sont d'ores et déjà condamnées à une extinction future à cause de la destruction récente de leurs habitats[46]. Les mêmes scientifiques parlent d'une sixième crise d'extinction massive des espèces, d'une gravité comparable à celle qui a conduit à la disparition des dinosaures.

Le phénomène d'érosion de la biodiversité prend une acuité particulière en milieu forestier tropical. Les forêts tropicales présentent en effet la plus grande variété d'organismes de tous les écosystèmes (Centre mondial de surveillance de la conservation, 1992; Heywood, 1995). Selon certaines estimations, les forêts tropicales abriteraient à elles seules quelques 50% de tous les vertébrés connus, 60 % des essences végétales et peut-être 90% des espèces totales de la planète (Burley 2002). Rien qu'au niveau des arbres, la diversité des forêts tropicales est remarquable : les forêts tropicales comptent en moyenne entre 50 et 200 espèces d'arbres à l'hectare, alors que les forêts tempérées en comptent rarement plus de dix (Collins, 1990). Dix hectares de forêts à Bornéo peuvent compter 700 essences forestières, plus que toutes celles de l'Amérique du Nord (Rodgers, 1997).

Une des conséquences primordiales de la déforestation en milieu tropical est la disparition des habitats nécessaires pour une multitude d'espèces. Mais la dégradation des forêts impacte également la biodiversité de manière significative. Le morcellement de la forêt réduit

[45] Une version actualisée de la liste rouge est disponible en ligne : http://www.iucnredlist.org/

[46] Déclaration de Paris sur la biodiversité. En ligne, consultée pour la dernière fois le 27 juin 2011 : http://www.aidh.org/txtref/2006/Images/Decla_Paris05.pdf

l'étendue de l'habitat, conduisant certaines espèces à disparaître et d'autres à se regrouper dans les parcelles forestières restantes, ce qui implique des concurrence entre espèces, une diminution des ressources et des habitats, et donc des risques de survie des espèces. Quant aux forêts qui sont exploitées, selon les techniques de défrichement employées, elles peuvent dégrader plus ou moins les habitats. En outre, les traitements sylvicoles ne sont pas toujours compatibles avec la préservation de la biodiversité. Les pratiques forestières qui visent le rendement maximum en bois peuvent notamment impacter la pérennisation des espèces, par exemple en modifiant durablement les écosystèmes par le biais de la suppression des arbres morts, des plantes grimpantes, etc.

1.1.2.3. Enjeux relatifs aux changements climatiques

Les écosystèmes forestiers jouent un double rôle dans l'évolution des changements climatiques globaux. D'un côté, la déforestation et la dégradation forestière contribuent à augmenter considérablement les émissions de gaz à effet de serre. D'un autre côté, les forêts constituent des puits de carbone et peuvent donc atténuer le réchauffement climatique.

1.1.2.3.1. Contribution de la déforestation et de la dégradation des forêts aux émissions de gaz à effet de serre

Les incertitudes qui pèsent sur la détermination des taux de déforestation ne permettent pas d'estimer avec précision le rôle du secteur forestier dans les changements climatiques globaux. Néanmoins, plusieurs indications permettent d'indiquer un ordre de grandeur du rôle joué par la perte globale de forêts dans les émissions de gaz à effet de serre. Les forêts mondiales renferment 53% du carbone accumulé dans les écosystèmes terrestres (Vieillefosse, 2006). Ce carbone est stocké dans les sols et dans la biomasse aérienne, mais selon le type d'écosystème, la part de carbone que contient la partie aérienne est plus ou moins importante. Les forêts tropicales sont les écosystèmes terrestres dont la végétation aérienne contient les réservoirs de carbone les plus élevés (cf. Tableau 2). La végétation des forêts tropicales contient en moyenne environ 50% de carbone par hectare de plus que la végétation des autres écosystèmes forestiers (Houghton, 2005). Compte tenu de ces éléments, la déforestation des forêts tropicales a des effets particulièrement significatifs sur les changements climatiques.

Ce sont essentiellement les déboisements des forêts tropicales humides qui contribuent aux émissions dues à la déforestation. En effet, bien qu'importantes en superficies, les pertes de forêts tropicales sèches ne comptent que pour que 15 % des émissions en raison d'un plus faible contenu en carbone. Par ailleurs, certains écosystèmes tropicaux particuliers comme les forêts tourbeuses émettent plus de deux fois plus de CO_2 qu'une forêt humide standard (Bellassen & al. 2008).

Dans de nombreuses régions tropicales, la perte des forêts intervient après le déclenchement d'incendies provoqués dans la plupart des cas afin de convertir les espaces forestiers en espaces agricoles – élevages et cultures agricoles. Les feux de forêt sont généralement déclenchés après la récolte des espèces d'arbres de plus haute valeur commerciale, afin de libérer l'espace des arbres et souches qui n'ont pas ou peu d'intérêt économique et de fertiliser les sols au moyen des cendres. Même si certaines utilisations du bois permettent de stocker du carbone durant des siècles, à long terme, le bois finit par se décomposer. Cette décomposition des bois récoltés est également une source significative d'émission. Enfin, les sols forestiers dégagent également des gaz à effet de serre sous l'effet du labour qui le débarrasse des matières carbonées (feuilles, herbes, bois morts…). Les sols mis à nu libèrent en moyenne 8 % de leur stock initial de carbone (Bellassen & al. 2008).

La dégradation des forêts contribue également à l'accroissement des émissions de carbone dans l'atmosphère. Si les effets des processus de dégradation forestière sur le climat sont très complexes à évaluer, selon certains auteurs ils représentent environ le quart des émissions imputables à la déforestation dans certaines régions comme l'Amazonie (Houghton, 2005) et pourraient s'avérer supérieures en Afrique et en Asie du sud-est compte tenu des modes d'exploitation forestière sélectifs dans ces régions. En effet, sur les 10 à 30% de bois récolté pour des usages divers, seuls 10% environ est réellement utilisé, le reste subissant une décomposition plus ou moins rapide. La contribution de la dégradation forestière aux émissions de carbone dépend également beaucoup des pratiques de gestion forestière. Lorsque les impacts de l'exploitation sont réduits, notamment en veillant à ne pas abattre les arbres avoisinants les essences sélectionnées, les émissions de CO_2 peuvent être réduites de 15 à 20% par rapport à une exploitation conventionnelle (Bellassen & al. 2008).

Compte tenu de l'ensemble de ces facteurs, les scientifiques du Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) estiment que 15 à 20% des émissions mondiales de gaz à effet de serre seraient imputables à la déforestation et la dégradation. En 2004, le GIEC estimait que ces émissions représentaient 17% des émissions globales de gaz à effet de serre

et environ 28 % des émissions de CO2 (IPCC 2007). Certaines études récentes ont revu ces estimations à la baisse : la contribution de la déforestation aux émissions des gaz à effet de serre serait de l'ordre de 12 à 15% (van der Werf et al, 2009). Même avec une contribution plus faible, le secteur forestier se situe parmi les tous premiers rangs des grandes sources d'émission de gaz à effet de serre, derrière les secteurs énergétiques et industriels. En plus de ces chiffres qui montrent l'importance de la lutte contre la déforestation dans les efforts à mener pour limiter le réchauffement climatique global, il faut ajouter que les experts du GIEC estimaient récemment que 65% du potentiel d'atténuation des émissions de carbone se situe sous les tropiques et que cette atténuation pourrait être possible par le biais d'une réduction d'au moins 50% des émissions dues à la déforestation (IPCC, 2007).

Tableau 4 - Stocks globaux de carbone dans les bassins de carbone que représentent la végétation et le sol jusqu'à une profondeur de 1 m

	Surface	**Stocks de carbone (Gt C)**		
Biome	**(10^9 ha)**	*Végétation*	*Sol*	*Total*
Forêt tropicale	1,76	212	216	428
Forêt tempérée	1,04	59	100	159
Forêt boréale	1,37	88	471	559
Savane tropicale	2,25	66	264	330
Prairie tempérée	1,25	9	295	304
Déserts et semi-déserts	4,55	8	191	199
Toundra	0,95	6	121	127
Zones humides	0,35	15	225	240
Terres cultivées	1,60	3	128	131
Total	15,12	466	2011	2477

Note : Des incertitudes considérables pèsent sur les chiffres fournis, en raison notamment de l'ambiguïté relative à la définition des biomes. Le tableau donne cependant une idée de l'importance des stocks de carbone dans les écosystèmes terrestres.

Source : GIEC, 2000

1.1.2.3.2. Les forêts comme puits de carbone

Lorsqu'ils sont en période de croissance, les arbres séquestrent du carbone sous l'effet de la photosynthèse. Une forêt mature représente donc un stock de carbone séquestré. Les réserves les plus importantes de carbone sont présentes dans les forêts primaires. L'extension du couvert forestier dans les zones nouvellement plantées permet également de fixer des quantités importantes de carbone. On estime qu'au cours des années 1990, les puits de carbone des écosystèmes terrestres ont atténué d'environ un tiers les émissions de gaz à effet de serre (Vieillefosse, 2006). Toutefois, la mesure de la contribution des reboisements au stockage du carbone terrestre fait l'objet de controverses.

Cette contribution doit de plus être appréhendée de manière dynamique : la libération rapide du carbone entrainée par la perte de forêts – quasi immédiate pour ce qui concerne le brûlis, et de l'ordre d'une dizaine d'année si l'on prend en compte l'ensemble des facteurs tels que la décomposition des bois coupés non utilisés – ne peut être compensée qu'à long terme par des reboisements qui stockent du carbone de manière beaucoup plus lente. Il faut en effet plus d'une centaine d'année pour que le stock de carbone des forêts coupées retrouve son niveau précédant la coupe. Afin de compenser à court terme un hectare de forêt primaire perdu, il faut donc planter dix hectares de forêts (Bellassen, 2008). Autrement dit, les impacts sur les changements climatiques liés à la déforestation et à la dégradation ne peuvent être compensés totalement, au moins à court terme, par le biais de programmes de reboisement aussi ambitieux soient-ils.

1.1.3. Diagnostic global de l'évolution des forêts

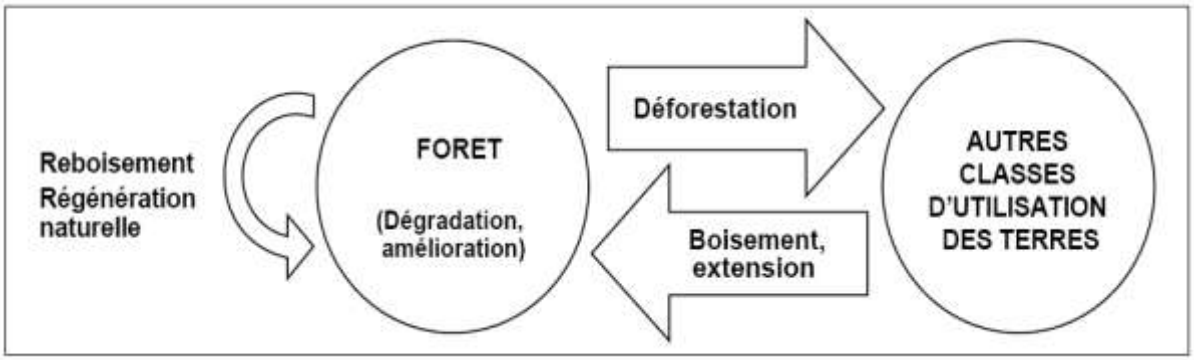
L'importance écologique des forêts tropicales humides étant spécifiée, il s'agit désormais de faire le point sur les problèmes qui se posent, autrement dit de caractériser les principales modifications de l'état écologique des forêts tropicales humides.

1.1.3.1. Les processus de changements du couvert forestier

L'un des indicateurs les plus utilisés dans la littérature sur le diagnostic de l'état des forêts dans le monde est celui du changement de la superficie forestière. La FAO (2002a) précise

que ce changement recouvre une série de sept processus répartis en deux groupes distincts, qui sont d'une part les évolutions du couvert forestier liés à l'utilisation des terres, et d'autre part les changements internes qui s'opèrent au sein des forêts (Figure 7).

Figure 9 -Les processus de changements de l'état de la forêt



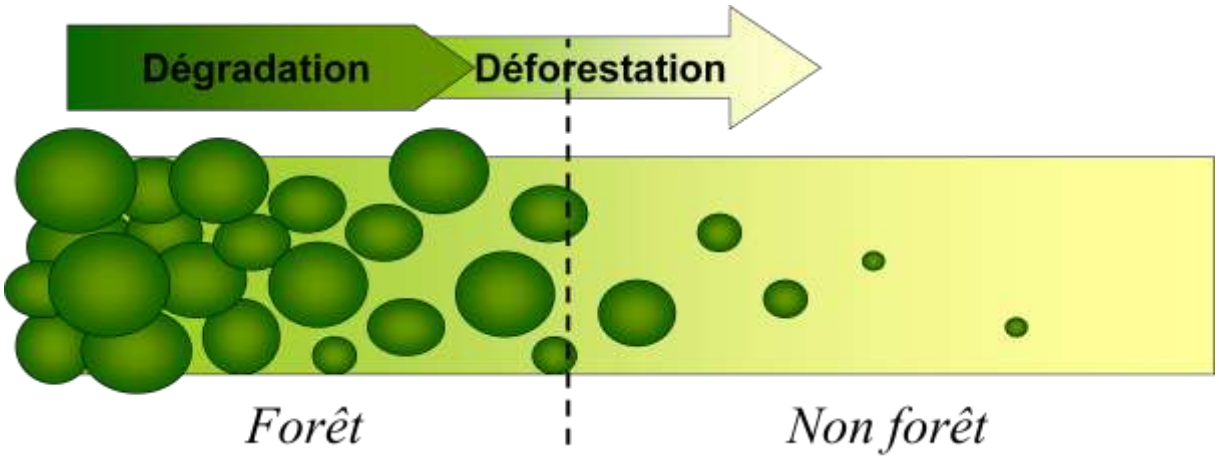
Source : FAO, 2002a

Dans le premier groupe, on trouve d'un côté des processus qui contribuent à accroître le couvert forestier. Il s'agit par exemple des boisements, c'est-à-dire de l'établissement de plantations forestières sur des terres qui, jusque là, n'étaient pas classées comme forêts, ou encore de l'extension des forêts naturelles sur des terres non affectées à d'autres fins comme l'agriculture. D'un autre côté, certains processus contribuent à une perte nette du couvert forestier, c'est-à-dire à la réduction permanente du couvert au-dessous du seuil de 10% qui définit les forêts (FAO, 2002a) et à sa conversion en une autre utilisation telle que les cultures agricoles ou les pâturages par exemple. Ces processus de perte appelés déforestation, sont donc définis par deux paramètres qui ne sont pas exempts de problèmes (Kanninen & al. 2007). Le premier, basé sur l'usage de l'espace, définit la déforestation comme la conversion de terres couvertes de forêts en des terres destinées à d'autres usages. Une telle définition nécessite donc au préalable une définition non ambigüe des forêts ce qui, on l'a vu, est loin d'être évident. Le second paramètre définit la déforestation comme la réduction à long terme du couvert forestier en deçà d'un seuil de 10%. Dans ce cas, c'est la définition arbitraire du seuil de 10% qui apparaît problématique. Par ailleurs, la montée en puissance du débat sur la réduction des émissions de gaz à effet de serre dus à la déforestation, dans le cadre des négociations internationales sur les changements climatiques, a fait émerger une autre définition de la déforestation pour laquelle un consensus a été établi au niveau international

(Kanninen & al. 2007). Cette définition, qui est inscrite dans le Protocole de Kyoto en annexe de la Conférence cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, est basée sur le premier paramètre de changement d'affectation des terres couvertes de forêts. Mais le texte précise que les forêts sont définies selon trois critères (hauteur des arbres, couverture de la canopée et surface minimale) et que les Parties signataires ont une certaine flexibilité dans la mise en œuvre de ces critères.

Le processus de déforestation se distingue des processus de changements internes du couvert forestier, en particulier celui de dégradation forestière (figure 8). Le processus de dégradation des forêts s'entend comme les *« changements au sein de la forêt qui affectent négativement la structure ou la fonction du peuplement ou du site et, par conséquent, diminuent sa capacité à fournir des produits et/ou des services »* (FAO 2004a).

Figure 10 - De la dégradation vers la déforestation



Source : Y. M. Gardette, ONFI

On parle de dégradation lorsque les arbres sont récoltés et qu'aucun défrichement définitif du reste de la forêt n'a lieu pour laisser place à d'autres usages. Dans ce cas, la forêt se régénère naturellement ou sous l'effet de pratiques sylvicoles, mais subit toutefois des perturbations qui affectent la fourniture de biens et services écologiques, qui peuvent être plus ou moins importantes selon le rythme et l'ampleur de la régénération ou des reboisements. Il n'y a pas de baisse de la surface de la forêt, mais la qualité de son état diminue, cette qualité se rapportant à l'une ou à plusieurs composantes de l'écosystème forestier (strate de végétation,

faune, sol, ...), aux interactions entre ces composantes et à son fonctionnement (Lanly 2003). Néanmoins, lorsque les forêts dégradées sont laissées à l'abandon, le processus de dégradation des forêts conduit bien souvent, à plus ou moins long terme, à une déforestation car il ouvre des voies de pénétration dans les espaces forestiers.

Le terme de dégradation forestière est également employé parfois pour signifier l'essartage, notamment dans les pays en développement où le défrichement par brûlis des agriculteurs itinérants est régulièrement pratiqué sur de petites surfaces, et où la forêt se régénère dans un laps de temps relativement court. Les effets de cette pratique restent toutefois controversés comme nous le verrons plus loin, car pratiquée par des populations forestières traditionnelles depuis de nombreuses générations, elle n'a pas conduit à une déforestation massive, mais plutôt à un enrichissement des massifs.

1.1.3.2. La déforestation se poursuit à un rythme alarmant

La forêt originelle, entendue comme celle qui couvrait la terre avant l'apparition de l'agriculture il y a huit mille ans, représentait environ 40% des terres du globe, soit à peu près 6 milliards d´hectares (Laarman and Sedjo, 1992). A l'heure actuelle, selon la FAO, la forêt couvre près de 4 milliards d'hectares, mais une grande partie des forêts originelles les plus riches en biodiversité a totalement disparu. Par exemple, l'utilisation intensive de charbon de bois durant la révolution industrielle et jusqu'à la fin du XIXème siècle a presque totalement épuisé les ressources forestières originelles d'une portion de l'Europe. Ainsi, si les forêts européennes ont tendance à s'étendre depuis quelques décennies, elles ont néanmoins subi des modifications profondes sous l'action de l'Homme, tant au niveau de leurs peuplements d'arbres, que de la faune qui les compose, avec la disparition totale de plusieurs espèces.

Depuis plusieurs années, la FAO réalise périodiquement des évaluations des ressources forestières mondiales. Ces rapports, qui sont généralement considérés comme des références en matière d'estimation de la déforestation, ne sont pas toutefois par exempts de critiques. La méthodologie employée par la FAO consiste à combiner deux techniques différentes. La première consiste en une compilation de rapports nationaux collectés auprès des Etats-membres, lesquels se basent sur des inventaires forestiers ou sur des avis d'experts pour les rédiger. La seconde repose sur un échantillonnage d'images de télédétection satellitaires. Or, l'échelle trop large de l'imagerie satellitaire, la faible couverture satellitaire de certaine zones, l'absence d'inventaires forestiers récents, les déclarations parfois approximatives de services

forestiers nationaux déliquescents, et les informations cartographiques lacunaires dans de nombreux pays, limitent l'exactitude des données compilées par la FAO.

Pour apprécier le phénomène de déforestation, il convient de bien l'isoler des autres processus de changements des surfaces forestières (régénération naturelle, boisements et reboisements). Ainsi, l'évaluation 2005 de la situation des forêts réalisée par la FAO faisait apparaître une régression brute des forêts mondiales au rythme alarmant de 13 millions d'hectares par an environ - 13,1 millions sur la période 1990-2000 et 12,9 sur la période 2000-2005. La déforestation brute annuelle est donc bien supérieure à la déforestation nette qui se situe environ au niveau de 7,3 millions d'hectares par an pour la période 2000-2005. Cette différence est due à la progression des forêts naturelles, notamment sur le continent européen, ainsi qu'à l'accroissement des plantations au rythme annuel moyen de 2,8 millions hectares sur la période 2000-2005 – soit 14 millions d'hectares sur la période. L'essentiel de la perte brute des forêts se situe par conséquent dans les zones tropicales (Figure 9). En référence aux forêts tropicales, c'est donc ce chiffre de 13 millions d'hectares de pertes annuelles sur la période 1990-2005 qu'il faut garder en mémoire, même s'il s'agit d'une estimation qui mériterait d'être affinée .

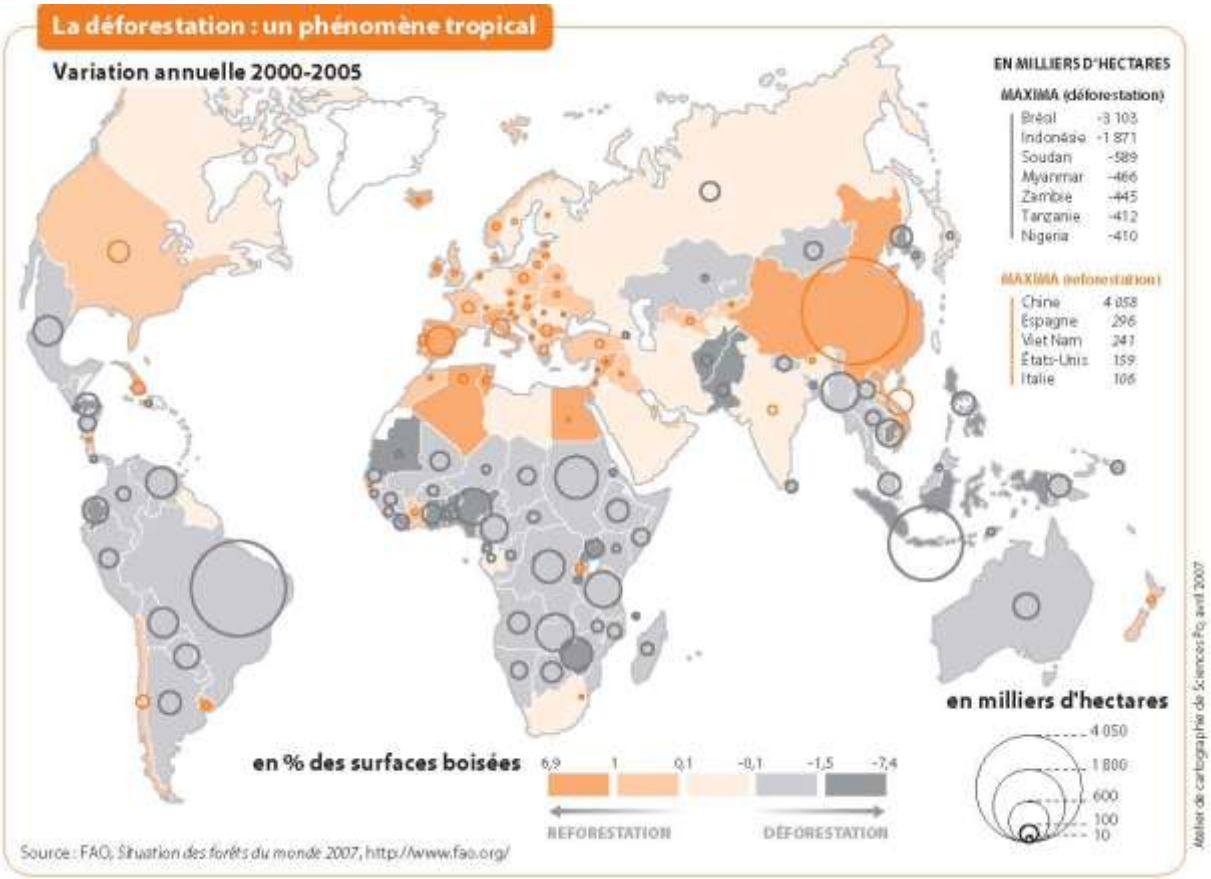
Certaines estimations récentes réalisées avec des techniques sophistiquées d'imagerie satellitaire affichent des pertes nettes annuelles inférieures à celle estimée par la FAO : selon le projet TREES, elles seraient de l'ordre de 5,8 millions d'hectares durant la période 1990-1997 (Achard & al., 2002), et selon un autre projet plus récent financé par la NASA, elles représenteraient 5,44 millions d'hectares par an en moyenne pour la période 2000-2005 (Hansen & al., 2008).

Au regard des statistiques disponibles, la perte de couvert forestier mondial semble s'infléchir légèrement. Néanmoins, il convient de rester vigilant car il est probable que les estimations les plus anciennes comportaient davantage d'incertitudes et pouvaient donc avoir été surestimées, sans compter les problèmes méthodologiques liés par exemple à la collecte des données par la FAO. Par ailleurs, il faut également noter que les chiffres, en particulier ceux de la FAO, peuvent être trompeurs en raison du taux plus élevé d'expansion naturelle de la superficie forestière, qui est statistiquement mieux pris en compte dans les évaluations les plus récentes.

Alarmistes pour les uns, trop peu fiables pour d'autres, trop prudentes pour certains mouvements écologistes, les estimations de la FAO sont donc forcément sujettes à caution. Par exemple, l'estimation du changement net des surfaces forestières sur la période 1990-

2000, atteint -9,4 millions d'hectares lors de l'évaluation des ressources forestières effectuée en 2000 par la FAO, estimation qui a par la suite été révisée à la baisse au niveau de -8,9 millions lors de son évaluation de 2005, sont des éléments qui alimentent la controverse sur la fiabilité des données sur la déforestation et son ampleur. Il nous semble néanmoins qu'au-delà de cette querelle de chiffres, ce qu'il faut retenir avant tout, c'est la tendance à la baisse des surfaces forestières tropicales mondiales, laquelle est bien réelle et difficilement contestable, quelles que soient les erreurs méthodologiques des évaluations réalisées. La perte de forêts naturelles tropicales s'est poursuivie à un rythme très élevé au cours des trois dernières décennies.

Figure 11- Variation du couvert forestier entre 2000 et 2005 dans le monde



Pour bien mesurer l'ampleur de ce phénomène de déforestation, il suffit de s'appuyer sur quelques projections, comme celles du World Resources Institute (WRI) qui estimait en 2000 que 40% des forêts pourraient disparaître en l'espace d'une ou deux décennies, si la

déforestation continuait sur un rythme équivalent (Matthews et al, 2000). Sur le long terme certaines estimations signalent une réduction de moitié du couvert forestier tel qu'il existait avant le début de l'agriculture, il y a 11 000 ans. (Larsen 2003).

1.1.3.3. La déforestation dans les trois principaux bassins de forêts tropicales humides

Dans le monde, les régions où la déforestation est incontestablement la plus marquée sont les régions tropicales (Tableau 3). La perte cumulée de forêt tropicale humide naturelle sur la période 2000-2005 est estimée à 27,2 millions d'hectares, soit plus de 5 millions d'hectares par an, ce qui représente en cinq années seulement, une réduction de 2,36% du couvert forestier tropical (Hansen & al., 2008).

Plus de trois cinquième de la déforestation tropicale globale est concentrée en Amérique latine, et plus d'un tiers en Asie (Hansen & al., 2008). Deux pays seulement, l'Indonésie et le Brésil, sont responsables des pertes annuelles de forêt primaire les plus fortes : selon les estimations, entre 3,3 (Hansen, 2008) et presque 5 millions d'hectares (FAO, 2006) (cf. Tableau 3). Dans certaines régions amazoniennes, la déforestation annuelle franchit le taux préoccupant de 3 à 4 % par an. Le Brésil à lui seul totalise 47,8% des pertes de forêts tropicales humides, soit environ quatre fois la part de l'Indonésie, le second pays où la déforestation est la plus élevée en valeur absolue (Hansen & al., 2008).

Les forêts d'Asie du Sud-est sont globalement très touchées, avec des taux de déforestation annuels moyens atteignant 0,91% (Achard et al., 2002). Le rythme de déforestation atteint des niveaux alarmants de 3,2 à 5,9% annuels dans certaines zones au centre de l'île de Sumatra (Achard & al., 2002). Certaines régions de l'Asie du Sud-est et de l'Amazonie sont de véritables « points chauds » de la déforestation, caractérisés par des pertes annuelles du couvert forestier supérieures à 5% (Hansen & al., 2008). Plus de la moitié de la déforestation tropicale est concentrée dans ces points chauds, qui ne représentent pas plus de 6% de la surface des forêts tropicales humides (figure 10). Le sud-est de l'Amazonie brésilienne qui constitue « L'arc de déforestation » le nord du Guatemala ou l'est de la Bolivie sont les principales zones d'Amérique latine où les pertes sont les plus fortes. En Asie du Sud-est, hormis le territoire de Sumatra en Indonésie, l'ensemble de la Malaisie et la partie frontalière

du Cambodge avec la Thaïlande sont les endroits où se concentrent les plus hauts taux de déforestation.

Tableau 5 - Superficie forestière et variation du couvert forestier sur les trois grands continents forestiers tropicaux

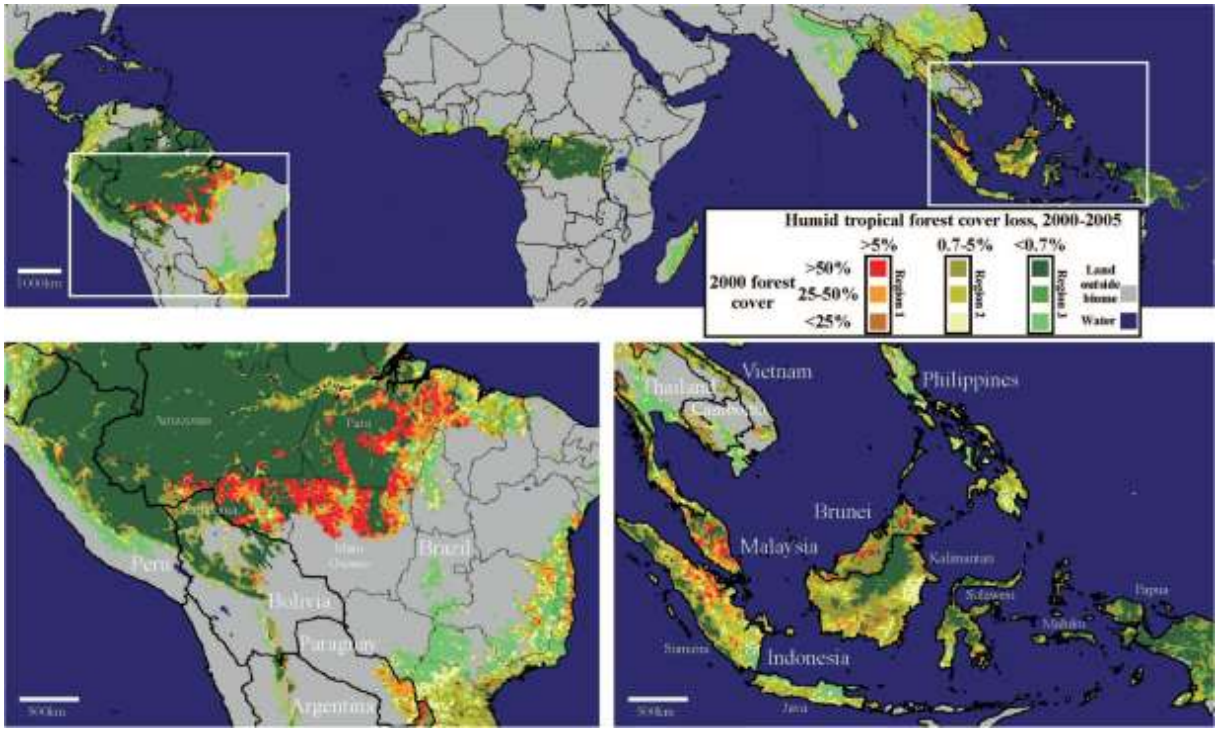
Région	**Pays**	**Superficie forestière 2005**		**Taux annuel de variation 2000-2005**	
		1000 ha	% de la superficie terrestre	1000 ha	**%**
Afrique		**635 412**	**21,4**	**-4 040**	**-0,62**
dont : Afrique centrale :		*236 070*	*44,6*	*-673*	*-0,28*
dont :	RDC	133 610	58,9	-319	-0,2
	Cameroun	21 245	45,6	-220	-1
dont : Autres Afrique :		*399 342*	*na*	*-771*	*na*
dont :	Soudan	67 546	28,4	-589	-0,8
	Zambie	42 452	57,1	-445	-1
	Tanzanie	35 257	39,9	-412	-1,1
	Nigéria	11 089	12,2	-410	-3,3
	Zimbabwe	17 540	45,3	-313	-1,7
Amérique du Sud		**831 540**	**47,7**	**-4 251**	**-0,5**
dont :	Brésil	477 698	57,2	-3 103	-0,6
	Venezuela	88 205	54,1	-288	-0,6
	Bolivie	58 740	54,2	-270	-0,5
Asie du Sud est		**203 887**	**46,8**	**-2 763**	**-1,3**
dont :	Indonésie	88 495	48,8	-1 871	-2
	Birmanie	32 222	49	-466	-1,4
	Cambodge	10 447	59,2	-219	-2

Source : FAO, 2006

Selon certaines estimations, les forêts d'Afrique centrale s'étendent sur près de 60% de leur couvert originel (Naughton-Treves & Weber, 2001). Si l'Afrique de l'ouest a perdu plus de 80% de ses forêts, en revanche, une grande partie du massif forestier du Bassin du Congo est encore préservé. Globalement, le continent affiche une perte nette de plus de 4 millions d'hectares annuels durant la période 2000 et 2005 (FAO, 2009), mais une grande partie concerne des forêts tropicales sèches ou dégradées situées en dehors de l'Afrique centrale, pour lesquelles la couverture du sol par les arbres est assez proche du seuil de 10% définissant une forêt selon la FAO. Si l'on considère uniquement les forêts denses humides dont la

couverture est plus importante, les pertes globales sont moindres. L'Afrique ne contribue qu'à hauteur de 5,4 % environ à la perte globale du couvert forestier tropical humide, avec des taux de déforestation brute qui varient entre 0,15% et 0,36% selon les périodes et les estimations (Achard & al., 2002 ; Hansen & al., 2008). Néanmoins, quelques points chauds de la déforestation sont à signaler sur le continent africain, comme à Madagascar par exemple, où les pertes annuelles atteignent 4,7% (Achard & al., 2002). En Afrique centrale, les endroits les plus vulnérables sont les abords des villes et du réseau routier. Les taux annuels de déforestation sont pratiquement nuls au Gabon, mais peuvent atteindre 1% dans certaines régions du Cameroun où les densités de population sont plus élevées. Au centre du Cameroun et en Guinée Equatoriale, seules quelques reliques forestières subsistent sur des reliefs ou d'autres zones peu adaptées à l'agriculture. Hormis dans quelques endroits localisées, la plus grande partie du massif forestier du bassin du Congo est donc relativement moins affectée que les bassins forestiers tropicaux asiatique et amazonien, mais les forêts d'Afrique centrale sont revanche davantage marquées par une dégradation lente et progressive et par une fragmentation significative (Devers & Vandeweghe, 2007).

Figure 12 - Les points chauds de la déforestation tropicale



Source : Hansen & al., 2008

1.1.3.4. Des forêts de plus en plus dégradées

Selon la définition consacrée de la FAO, la déforestation s'entend comme *« la conversion des forêts à d'autres utilisations des terres ou la réduction à long terme du couvert arboré en dessous du seuil minimum de 10 pour cent »* (FAO, 2001). Mais la forêt peut aussi subir des dommages divers qui vont de sa conversion partielle à des processus plus ou moins marqué d'utilisation intensive de ses ressources, en particulier l'extraction de la faune sauvage. Ce processus d'appauvrissement de la forêt en-deçà du seuil de 10% de couvert arboré est appelé dégradation forestière (Buttler, 2006). Les forêts primaires sont donc menacées non seulement par la déforestation, mais également et de manière plus pernicieuse, par des interventions humaines répétées comme l'exploitation sélective, qui modifient les forêts à tel point que leur statut passe de forêt primaire à forêt naturelle modifiée. (FAO, 2005).

Le processus de déforestation ne permet pas non plus de mettre en évidence la dégradation des espaces forestiers par fragmentation. Lorsque la forêt d'origine est morcelée en une multitude de zones de plus en plus réduites, les impacts environnementaux peuvent être considérables, notamment sur la faune, dont les populations peuvent être séparées par les zones déboisées (Falcone & al., 2003).

Les surfaces de forêts dégradées sont potentiellement élevées, bien qu'il soit extrêmement difficile de les quantifier. Les systèmes d'information géographique satellitaires sont en effet moins aptes – voire inaptes – à capter des changements qui s'opèrent au sein d'une forêt en cours de dégradation. Les mesures de la dégradation forestière sont bien plus difficiles à obtenir car elles demandent une imagerie satellitaire de très haute résolution, technique qui n'est pas mise en œuvre à grande échelle à l'heure actuelle (DeFries & al. 2007). Par ailleurs, compte tenu de l'insuffisante connaissance des écosystèmes, il peut s'avérer complexe de définir un état de référence à partir duquel on pourrait évaluer la dégradation (Lanly 2003). Les critères d'appréciation de la dégradation forestière ne sont pas non plus standardisés. Ils peuvent concerner la santé, la diversité spécifique, la capacité de production, etc. ; selon les méthodes d'évaluation retenues, les évaluateurs peuvent privilégier l'un ou l'autre des critères. C'est la raison pour laquelle la dégradation forestière est plutôt estimée sur des espaces forestiers très restreints.

Certaines équipes de recherche ont néanmoins réalisé des évaluations globales qui permettent d'appréhender l'ampleur du processus de dégradation forestière. Selon celles-ci, au cours des années 1990, la superficie annuelle de forêts dégradées était comprise entre 1,6 et 3 millions

d'hectares, soit un taux de dégradation forestière annuel de 0,20% (Achard & al., 2002). L'Asie du Sud-est semble la région où les forêts subissent le plus de dégradation (Tableau 4).

Tableau 6 - Estimation des pertes récentes de couvert forestier tropical humide

	Amérique Latine		**Afrique**		**Asie du Sud-est**		**Global**	
	Achard & al. (1990-1997)	Hansen & al. (2000-2005)	Achard & al. (1990-1997)	Hansen & al. (2000-2005)	Achard & al. (1990-1997)	Hansen & al. (2000-2005)	Achard & al. (1990-1997)	Hansen & al. (2000-2005)
% Superficie	59,60%	48,36%	17,40%	14,88%	23,03%	36,76%	100%	100%
Couvert forestier (1990 ou 2000)	669± 57	n.d.	198 ± 13	n.d.	283 ± 31	n.d.	1150 ± 54	n.d.
Couvert forestier (1997 ou 2005)	653 ± 56	n.d.	193 ± 13	n.d.	270 ± 30	n.d.	1116 ± 53	n.d.
Taux annuel net de changement	0,33%	0,51%	0,36%	0,15%	0,71%	0,58%	0,43%	0,47%
Taux annuel de dégradation	0,13%	n.d.	0,21%	n.d.	0,42%	n.d.	0,20%	n.d.

Sources : Hansen & al., 2008 ; Achard & al., 2002

1.2. Le déclin des forets tropicales humides : causes et processus a l'œuvre

Nous avons signalé dans les sections précédentes les graves problèmes de déclin des riches forêts tropicales humides. Il est temps désormais de nous attaquer à une partie centrale de notre document : l'analyse des causes de ce déclin. Cette partie n'est pas la plus aisée, car comme nous le verrons, si la déforestation tropicale a un impact certain sur l'environnement mondial, les causes de cette déforestation restent très controversées. Lorsqu'on étudie la littérature sur les processus de déforestation et de dégradation des forêts tropicales ou lorsque nous évoquons ce phénomène avec des chercheurs et observateurs attentifs aux changements

qui s'opèrent dans le domaine forestier, ce qui nous frappe avant tout, c'est l'absence de points de convergences. D'aucuns vont mettre en avant certains facteurs explicatifs que d'autres vont contester, tout en affirmant que plusieurs facteurs sont reliés entre eux… Bref, la chose apparaît bien plus complexe qu'il n'y paraît. Il est pourtant essentiel de bien comprendre les facteurs de la déforestation et les pressions exercées sur les forêts pour élaborer des mesures efficaces permettant de ralentir la conversion et la dégradation des forêts.

Afin de donner un sens aux processus de dégradation et de déforestation, nous nous attacherons dans les sections suivantes à analyser en détail les facteurs qui conduisent au déclin récent de la forêt tropicale dans les trois grands bassins forestiers tropicaux. Notre analyse sera à la fois géographique et historique. Nous chercherons dans un premier temps à retracer l'historicité de la déforestation afin de comprendre les changements de trajectoires qui ont eu des impacts profonds sur le déclin des ressources forestières tropicales. Puis dans un second temps, nous nous attacherons à analyser comparativement les déterminants contemporains de la déforestation dans les trois grands bassins forestiers tropicaux. Quelles sont les trajectoires contemporaines d'évolution des ressources forestières tropicales ? Sont-elles identiques dans les trois grands bassins forestiers tropicaux ? Telles sont les questions auxquelles nous nous proposons de répondre.

Puis nous poursuivrons en nous attardant longuement sur les écrits foisonnants qui portent sur les grandes théories contemporaines de la déforestation, en examinant, point par point, les différentes causes de déclin des ressources forestières avancées dans la littérature. Enfin, nous conclurons en mettant en avant les principales interactions entre ces différents facteurs de la déforestation, afin de tirer les enseignements sur les principaux processus dommageables qui affectent les forêts tropicales.

1.2.1. Hommes et forêts : des relations historiques ténues

« Il n'y a pas de forêt vierge. La luxuriance de la végétation équatoriale, qui frappe tant les voyageurs occidentaux, ne doit pas faire oublier que ces forêts résultent de la millénaire histoire des hommes. En effet, ces grands espaces ont été peuplés et sillonnés depuis des milliers d'années par des populations pratiquant l'agriculture, qui ont de ce fait modifié la structure de la végétation naturelle. Bien plus encore, ces peuples préhistoriques ont trouvé

dans la flore sauvage des forêts équatoriales des espèces végétales intéressantes qu'ils ont domestiquées, les sélectionnant pour les améliorer. »

Ces affirmations, extraites des premières phrases du rapport sur la situation des peuples indigènes des forêts denses humides (Bahuchet & de Maret, 1994) sont assez équivoques. Il s'agit de resituer la place de l'homme dans l'écosystème forestier. Les populations forestières sont en effet souvent appréhendées comme des ennemies des forêts, qui auraient colonisé ces espaces il y a peu de temps, alors qu'en réalité les forêts tropicales humides résultent d'interactions très anciennes avec l'homme (Bahuchet & de Maret, 1994).

L'histoire de l'homme et celle de la forêt sont donc intrinsèquement liées. Aujourd'hui encore, les forêts tropicales sont habitées par différentes populations. L'estimation du nombre exact d'individus composant ces populations est bien entendu difficile à réaliser et n'aboutit généralement qu'à des ordres de grandeur. Selon certaines estimations réalisées par des équipes d'ethnologues et d'anthropologues du projet européen « Avenir des peuples des forêts tropicales », les populations dont la survie dépend des forêts représenteraient de l'ordre de 12 millions de personnes, sur l'ensemble des forêts denses humides (Bahuchet & de Maret, 1994).

Selon la Banque mondiale (World Bank, 2004) les populations autochtones dont les conditions d'existence sont totalement dépendantes des forêts atteindraient 60 millions de personnes environ. Les forêts sont également importantes pour une part bien plus élevée de populations rurales généralement pauvres : plus de 1,6 milliard de personnes dépendent, à des degrés divers, des forêts comme source de revenus, par exemple à travers la vente du bois de chauffe, des plantes médicinales et des denrées comestibles (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2009).

Avant d'aller plus loin dans notre analyse des causes du déclin des ressources forestières, nous voudrions insister sur la différenciation essentielle entre d'une part les activités humaines traditionnelles réalisées par ces populations autochtones habitant dans les forêts depuis des millénaires, et d'autre part les activités humaines contemporaines de colonisation. Pratiquées par les populations indigènes, les premières sont très anciennes et consistent en une multitude de pratiques qui peuvent être extractives (récolte de résines, fruits, gommes et autres produits forestiers non ligneux) mais aussi commerciales (pêche commerciale, exploitation forestière extensive, élevage extensif sur milieux ouverts). Lorsqu'elles ne sont pas contraintes par des interventions extérieures visant par exemple à limiter le périmètre de

leur extension, elles ne sont pas destructrices du milieu ; bien au contraire, elles contribuent même à sa préservation (Bahuchet & de Maret, 1994).

En revanche, les activités contemporaines coloniales qui se sont implantées dans les forêts tropicales humides au XIXème siècle, mais se sont réellement intensifiées depuis quelques dizaines d'années seulement, sont les plus préjudiciables pour l'environnement, nous y reviendrons plus longuement dans les sections suivantes. La colonisation des forêts tropicales humides par des populations allogènes qui s'est renforcée au cours du XXème siècle a introduit des pratiques d'agriculture industrielle, d'élevage et d'extraction industrielle de toutes sortes de ressources naturelles ligneuses, minières et pétrolière.

La transformation des espaces forestiers sous l'effet des activités humaines n'est donc pas un phénomène récent. L'anthropisation des forêts est en effet une entreprise très ancienne, qui s'est poursuivie au cours des siècles. Mais jusqu'au XIXème siècle, les relations entre les populations forestières tropicales et leur environnement étaient relativement stables et équilibrées, basées principalement sur des activités de cueillette, de chasse et d'agriculture itinérante. Les rites traditionnels et religieux fonctionnaient comme de véritables règles de gestion, en empêchant la surexploitation de certaines ressources (Bergonzini & Lanly, 2000). C'est cet équilibre entre l'homme et la nature qui a été profondément modifié et dont les conséquences écologiques sont particulièrement préjudiciables, comme nous allons le détailler à présent.

1.2.2. Genèse des processus de déclin forestier en zone tropicale

A partir du XIXème siècle et surtout au cours du XXème siècle, les relations entre l'Homme et la forêt tropicale ont changé rapidement (Roper & Roberts 1999, FAO 2005). Le développement de l'agriculture coloniale peut être considéré comme le véritable début d'une phase de transformation profonde des espaces forestiers tropicaux. En Afrique centrale et en Asie du Sud Est, en particulier, les cultures de rente telles que le café, le cacao, l'hévéa, le palmier à huile, etc., qui forment encore aujourd'hui la base des secteurs agricoles d'exportation de nombreux pays, ont peu à peu entamé les surfaces forestières sous les tropiques. Les régions forestières côtières les plus accessibles ont été converties en plantations de canne à sucre et autres cultures agricoles. Le recours au travail esclave a permis d'accélérer fortement la conversion des forêts en cultures agricoles. Ce processus s'est amplifié à partir de

la seconde guerre mondiale, au fur et à mesure que les économies des pays en développement se spécialisaient quasi exclusivement dans l'exportation de produits agricoles. Par ailleurs, l'accroissement démographique, notamment en milieu rural, a entraîné une réduction des temps de jachère de l'agriculture itinérante, provoquant ainsi une conversion de plus en plus forte des forêts en pâturage et cultures agricoles (Bergonzini & Lanly, 2000).

Le processus de transformation des espaces forestiers a également été amplifié au cours de la première moitié du XXème siècle par la récolte de plus en plus importante de bois précieux destinés à l'exportation. A cette époque, le prélèvement des essences les plus intéressantes du point de vue commercial était très faible par unité de surface. Cette exploitation sélective a contraint les chantiers à se déplacer dans l'espace et à ouvrir les massifs forestiers jusqu'alors préservés à des populations rurales à la recherche de terres exploitables. Ainsi, l'exploitation du bois tropical s'est dans un premier temps concentrée sur les zones les plus facilement accessibles, à proximité des ports et des voies de communication (fleuves …) et dans les zones insulaires, puis s'est déplacée progressivement vers les zones plus enclavées (Buttoud 1995).

1.2.2.1. Les forêts africaines marquées par l'exploitation industrielle des bois

L'Afrique est le continent d'origine de l'exploitation industrielle du bois d'œuvre. Le commerce d'acajou de l'ouest du continent vers l'Angleterre est né en 1672 (Devers & Vandeweghe, 2007). Le commerce de bois précieux africains tels que l'ébène, et plus récemment des essences telles que l'iroko et l'okoumé, a été florissant durant trois siècles (Ezzine de Blas & Ruiz Pérez 2008). Cependant, avant la seconde guerre mondiale, l'exploitation des bois tropicaux africains restait une activité marginale cantonnée aux abords du littoral (Ezzine de Blas & Ruiz Pérez 2008), y compris en Afrique de l'ouest et en Afrique centrale où elle se concentrait sur les côtes du Cameroun et du Gabon. C'est surtout à partir des années 1950 que l'exploitation s'est réellement intensifiée grâce à une forte mécanisation permettant de s'éloigner des cours d'eau et des côtes. La forêt était alors perçue comme un capital naturel pourvoyeur de ressources économiquement très rentables (Devers & Vandeweghe, 2007). Les entreprises européennes installées durant la période coloniale ont bénéficié, durant un laps de temps s'étendant des années 1950 à 1970, d'avantages fiscaux et d'une absence de régulation forestière (Ezzine de Blas & Ruiz Pérez, 2008), qui leurs

permettaient d'exploiter les forêts de la région très librement. Toutefois, au moment des indépendances, malgré la rentabilité du secteur forestier, l'exploitation du bois restait une activité peu stratégique pour les nouveaux Etats constitués d'Afrique, qui cherchaient davantage à baser leur développement sur l'exploitation minière (diamants) et pétrolière – ainsi que sur les cultures agricoles de rente telles que le cacao (Ezzine de Blas & Ruiz Pérez, 2008)

En Afrique orientale, une fois les essences de plus haute valeur prélevées, les forêts étaient rapidement converties en cultures agricoles de rente. Certaines estimations réalisées dans les années 1980 et 1990 montraient des taux de déforestation record de certains pays d'Afrique de l'Ouest comme la Côte d'Ivoire, où ils atteignaient 6,5% par an. (Rodgers 1997). Au cours du XXème siècle, ce pays a perdu plus des trois quart de ses forêts (Buttoud 1995). Les forêts d'Afrique de l'ouest ne couvrent actuellement plus qu'environ 10 millions d'hectares et les taux de déforestation sont encore très élevés dans certains pays comme au Nigéria où ils atteignent 3,3% par an (Doucet & Kouadio, 2007). Après les années 1960, la récolte de bois tropicaux africains est donc passée progressivement de l'Afrique de l'Ouest vers les pays côtiers d'Afrique centrale, et s'oriente depuis peu vers l'énorme massif encore relativement épargné de la cuvette congolaise (Buttoud 1995).

Jusqu'au milieu des années 1990, l'exploitation forestière, historiquement contrôlée par des capitaux européens et méditerranéens, servait essentiellement à alimenter les marchés européens. Cette situation a changé depuis un peu plus d'une décennie avec un commerce de bois bruts africains qui s'est orienté vers l'Asie, en particulier la Chine, alors que dans le même temps, les exportations vers l'Europe se sont spécialisées sur des produits à plus haute valeur ajoutée (sciages, contreplaqués…) (Debroux & Karsenty, 1998 ; Roda & al, 2007). Bien qu'en perte de vitesse au profit du marché chinois, le marché européen représente encore autour de 60% des exportations d'Afrique centrale en volume, exprimées en mètre cube équivalent bois rond (OIBT, 2008).

1.2.2.1.1. Cameroun

Suite à la raréfaction des bois précieux en Afrique de l'Ouest, les industriels européens ont délocalisé une partie de leurs activités au Cameroun où les forêts les plus accessibles furent rapidement exploitées, à proximité du littoral et dans la province du Sud-ouest (Ndoye &

Kaimowitz, 2000). L'exploitation forestière, bien que sélective, a été d'une intensité significative. Certains auteurs rapportent que le Cameroun était le pays qui, au plus fort de l'exploitation industrielle, avait le plus fort pourcentage de forêts exploitées pour leurs bois au monde (Van Dorp 1995, cité par Ndoye & Kaimowitz, 2000). Certaines concessions auraient ainsi été exploitées trois ou quatre fois depuis leur attribution. (Ndoye & Kaimowitz, 2000).

Dès le début du XXème siècle, la conversion de certaines aires de forêts forestières en plantations commerciales de rente telles que les palmiers à huile, les hévéas et les cacaoyers, a démarré (Nke Ndih, 2008). Entre 1951 et 1980, près de 2000 hectares de forêts ont été coupées chaque année en moyenne, principalement dans les provinces du Littoral et du Sud-ouest, pour laisser place à des cultures commerciales (Ndoye & Kaimowitz, 2000). La région côtière et le centre du Cameroun ont ainsi été presque entièrement déboisés suite à ces conversions en cultures agricoles. L'exploitation des forêts du Cameroun se concentre désormais dans la province de l'Est où de nombreuses concessions ont été attribuées. Le risque majeur de déforestation se situe au Sud-Cameroun où la croissance soutenue des populations urbaines des principales villes du pays a fortement promu l'activité agricole.

1.2.2.1.2. Gabon

Les forêts gabonaises ont été relativement bien préservées jusqu'à présent. Même si l'exploitation forestière s'est développée au même moment que dans les autres pays d'Afrique centrale côtiers, après l'indépendance déclarée en 1960, c'est surtout les ressources minières (manganèse et uranium) et pétrolières qui ont fait l'objet d'une exploitation intensive, orientée principalement vers les marchés extérieurs. Le bois, qui représentait pratiquement trois quarts des exportations gabonaises en 1960, constituait moins de 10% de celles-ci en 1980 (Pourtier 1989, cité par Wunder, 2003a). Seule l'exploitation sélective de l'okoumé a véritablement affecté les forêts gabonaises (Wunder, 2003a). Dans un premier temps, jusque dans les années 1980, l'exploitation s'est concentrée à proximité des régions côtières, puis plus récemment, elle s'est étendue aux régions moins accessibles de l'intérieur du pays (Drouineau &Nasi 1999).

La faible densité de population, les infrastructures routières peu développées et la manne pétrolière sont les principaux facteurs explicatifs de la faible pression exercée sur les forêts gabonaises jusqu'à présent (Wunder, 2003a). Du fait des revenus importants générés par

l'exploitation pétrolière, une grande partie des populations rurales ont délaissé leurs modes de vie traditionnels basés sur l'agriculture itinérante, et ont migré vers les villes. La pression agricole se concentre, bien que de façon relativement modérée, sur des systèmes sédentaires intensifs localisés autour des centres urbains. Toutefois, il est probable qu'une baisse des revenus pétroliers entraînera d'une part un regain d'intérêt pour l'exploitation forestière, donc la construction de nouvelles routes d'exploitation, et d'autre part un retour probable des urbains en zone rurale, et par conséquent une hausse de la conversion des forêts en cultures agricoles.

1.2.2.1.3. Congo(s)

Dans le bas Congo, l'exploitation forestière a démarré vers 1890, à proximité de l'océan. A la fin des années 1960, le bois était le principal produit d'exportation de la région. Entre 1947 et 1980, 14.5 millions de m3 ont été exploités sur le territoire actuel de la République du Congo, soit de l'ordre de 1.5 à 2 millions d'arbres, essentiellement dans le Sud du pays (Wilkie & al, 2000). L'exploitation s'est fortement accélérée dans les années 1950 et s'est déplacée dans les années 1970 vers la cuvette congolaise centrale, au fur et à mesure de l'épuisement progressif des peuplements d'essence de haute valeur commerciale (Counsell, 2006). Hormis en République démocratique du Congo (RDC), la quasi-totalité du domaine forestier d'Afrique centrale qui pouvait être alloué en concession l'a été, soit près de 72% des forêts de « production » (Nasi & al., 2006).

La montée en puissance ou non de l'exploitation forestière en RDC sera l'un des grands enjeux des années à venir (Nasi & Guéneau, 2007). En effet, les forêts de la RDC couvrent environ 145 millions d'hectares, soit la deuxième plus vaste forêt tropicale du monde et environ 60% de la superficie du massif forestier du Bassin du Congo. Dans les années 1990, un peu plus d'une dizaine d'entreprises dont la plupart appartenaient à des intérêts étrangers réalisaient 90% de la production de bois industriel de ce pays (Debroux & al. 2007). En 2002, 43,5 millions d'hectares de forêts avaient été distribuées en concessions d'exploitation industrielle d'une durée de 25 ans, laissant présager un destin essentiellement productif du massif forestier de la RDC (Debroux & al, 2007). Mais la guerre a marqué un coup d'arrêt à l'activité d'exploitation industrielle légale : les chantiers furent volés ou détruits et les entreprises basées à Kinshasa n'avaient plus accès au massif forestier de la cuvette centrale en raison des risques liés au conflit.

Les activités d'exploitation des bois se sont poursuivies à un rythme plus lent de manière très informelle durant la guerre, en raison de la place vacante laissée par les entreprises industrielles, de l'effondrement des capacités de contrôle de l'Etat, et de la perte d'emploi des fonctionnaires qui se sont alors lancés dans des activités d'exploitation forestières artisanales autour des villes et des anciennes pistes. Il est certain que les forêts de RDC ont été largement impactées par le conflit armé très violent qui a sévi durant plusieurs années. Néanmoins, plusieurs observateurs font remarquer que ces forêts pourraient souffrir encore davantage en temps de paix, en raison du redémarrage des activités d'exploitation industrielle du bois, des activités minières et de la réhabilitation des infrastructures (Debroux & al, 2007).

Depuis 2002, les concessions attribuées avant et pendant la guerre ont été en partie déclarées invalides et sont retournées au domaine public. Un moratoire sur l'allocation de nouvelles concessions d'exploitation industrielle a été décrété. La surface de concessions d'exploitation forestière a ainsi été ramenée fortement à la baisse, à un niveau qui se situe autour de 20 millions d'hectares (Debroux & al., 2007), faisant potentiellement du massif forestier de la RDC l'un des plus grands domaines forestier tropical non attribué à l'exploitation forestière.

Le taux annuel de déforestation était jusqu'à présent relativement faible, par rapport à ceux constatés dans d'autres massifs forestiers tropicaux. Certaines études avancent une perte annuelle de forêts de l'ordre de 0,4 pour cent entre 1984 et 1998 (Laporte et Justice 2001), chiffres qu'il faut interpréter avec précaution car la fiabilité des estimations en RDC reste sujette à caution. De plus, les disparités régionales sont fortes, la déforestation étant plus élevée autour des grands centres urbains. Dans un avenir proche, la levée, partielle ou totale, du moratoire sur les concessions d'exploitation aura un impact certain sur l'évolution des taux de déforestation et de dégradation des forêts de RDC.

1.2.2.2. Itinéraires de la conversion des forêts en Asie du sud-est

Bien avant l'arrivée des Européens, les forêts du sud-est asiatique étaient exploitées pour leur bois précieux, les résines et les plantes aromatiques achetée par les marchands indiens, chinois ou arabes (Durand, 1993). L'exploitation contrôlée par des entreprises japonaises et chinoises s'est progressivement déplacée au fil de l'épuisement des bois de haute valeur de la Thaïlande et des Philippines vers la Malaisie et l'Indonésie et, plus récemment, s'est orientée vers la Papouasie Nouvelle-Guinée et les Îles Salomon (Buttoud 1995). Dès la fin du

XIXème siècle, les entrepreneurs privés chinois, japonais ou de Singapour avaient développé plusieurs chantiers d'exploitation de bois sur l'archipel indonésien (Durand, 1993).

1.2.2.2.1. Thaïlande

En Thaïlande, l'exploitation commerciale du Teck a démarré au milieu du XIXème siècle et s'est intensifié au cours des années 1950 (Kermel-Torres 2006). La ressource en bois d'œuvre a été surexploitée à un tel point que le gouvernement a décrété dès 1973 une interdiction totale d'exportation des grumes, ce grand pays forestier devenant alors importateur net de bois.

La construction de pistes d'exploitation forestières et d'un réseau routier dans le nord-est visant à assurer l'intégrité du territoire face aux velléités d'occupation de l'espace forestier par le voisin laotien communiste dans les années 1970, ont ouvert la voie à une colonisation agricole massive (Cropper & al., 1999). Durant cette période, la population thaïlandaise s'est accrue fortement, ce qui a entraîné d'une part une hausse de la demande de terres agricoles pour satisfaire les besoins alimentaires croissants, et d'autre part l'installation de petits agriculteurs n'ayant pas d'autres alternatives économiques le long des routes nouvellement construites dans le nord-est du pays. Au début des années 1970, les forêts de la plaine centrale étaient déjà presque entièrement converties en cultures agricoles, principalement la riziculture (Kermel-Torres 2006). De 1950 à 1990, les surfaces agricoles cultivées ont été multipliées par cinq (Trebuil, 1993).

Le couvert forestier qui totalisait 70% du territoire avant la seconde guerre mondiale ne couvrait plus qu'un quart de la superficie du pays en 1990 (Trebuil, 1993). Plus de 13 millions d'hectares de forêts ont été totalement converties en cultures agricoles entre 1961 et 1988 (Cropper & al.,1999).

1.2.2.2.2. Philippines

Lorsque les colons espagnols ont foulé le sol du territoire philippin pour la première fois, les forêts couvraient à peu près 90 % de l'archipel. Durant la période coloniale, la croissance démographique, l'exploitation des bois précieux et le développement des cultures

commerciales des cultures commerciales ont conduit à défricher une partie significative des forêts philippines. On estime qu'au début du XXème siècle, environ 70 % du territoire était encore boisé. (Puhlin, 2006). La déforestation s'accélère au cours du XXème siècle, avec des pertes colossales jusque dans les années 1990. Environ 11 millions d'ha de forêts ont disparu entre 1934 et 1990, soit une perte de 194 000 ha annuels durant cette période. Au début des années 1990, les forêts ne couvraient plus que 20% du territoire environ (Lopez & Galinato 2005 ; Puhlin, 2006). 80% des forêts primaires philippines ont ainsi disparu en moins d'un siècle (Dauvergne 1997).

Les causes de cet effondrement sont à rechercher en premier lieu dans l'exploitation des forêts de diptérocarpées. En effet, suite à l'effondrement de la production thaïlandaise de bois, l'extraction s'est reportée essentiellement sur les Philippines et la Malaisie. La demande mondiale de bois tropicaux, tirée par la consommation japonaise et américaine, était très forte à cette époque. En 1967, la Malaisie et les Philippines représentaient près de 60% des exportations mondiales de bois tropicaux et assuraient 90% du marché asiatique (Durand 1993).

Les forêts philippines ont subi un véritable écrémage pour alimenter les marchés internationaux de bois, jusqu'à ce que la ressource soit quasiment épuisée. La production de grumes a chuté considérablement à tel point que les Philippines sont devenus importateurs nets à partir du milieu des années 1990. A l'exploitation légale et illégale des bois s'est associée une conversion agricole rapide, essentiellement pour des besoins domestiques (Kummer & al. 1994). Ce développent agricole a été favorisé par la croissance démographique galopante, par les politiques gouvernementales incitatives de migration des zones urbaines vers les zones insulaires éloignées, pour des raisons d'occupation du territoire essentiellement. Puis l'agriculture commerciale a progressivement pris le pas sur l'agriculture vivrière, augmentant la conversion des forêts en cultures agricoles.

Après une période de stabilisation au cours des années 1990, le couvert forestier semble progresser depuis quelques années. Les changements radicaux de politique forestière ont été effectués au cours des années 1990. Des moratoires sur l'exploitation industrielle ont été décrétés dans plusieurs provinces afin de préserver le peu de forêts restantes, les permis d'exploitation délivrés par le gouvernement sont arrivés à expiration et n'ont pas été renouvelés. En 1995, le gouvernement a adopté une stratégie de la gestion communautaire des forêts. (Puhlin, 2006)

1.2.2.2.3. Malaisie

En Malaisie, le couvert forestier a décliné fortement au cours des années 1960 sur la péninsule et dans une moindre mesure dans la province de Sabah sur l'ile de Bornéo, à la suite de l'ouverture de nouvelles zones de cultures destinées à l'exportation, notamment la culture de l'hévéa permettant de produire du caoutchouc pour les marchés extérieurs (Jomo & al, 2004).

La production de bois tropicaux a atteint son apogée dans les années 1970 à Sabah, au prix d'une forte déforestation : la forêt primaire qui couvrait la moitié de ce territoire en 1973 a été réduite à un quart de celui-ci dix ans plus tard. La récolte des bois précieux à Bornéo s'est alors déplacée vers la province de Sarawak, où elle a progressé jusqu'au début des années 1990 pour ensuite décroître suite à la raréfaction de la ressource (Dauvergne 1997). Dans cette région, selon certaines estimations, la récolte légale de bois atteignait 18 millions de m3 en 1991, soit le double des volumes d'une exploitation jugée durable par l''Organisation internationale des bois tropicaux (OIBT), et ceci sans compter les probables 7 millions de m3 supplémentaires exploités illégalement (Park & Seaton 1996 cité par Wicke & al., 2008).

Avec la fragmentation du couvert forestier et l'ouverture de routes d'exploitation, de nombreux petits agriculteurs ont pu s'installer à Bornéo : en 1989, on estimait qu'entre le quart et le tiers de la population de l'île pratiquait l'agriculture familiale itinérante (McMorrow & Talip, 2001). Mais cette part s'est fortement réduite au cours des années 1990, l'agriculture familiale étant progressivement remplacée par des monocultures commerciales, notamment celle du palmier à huile.

Entre 1975 et 2005, les surfaces de plantations de palmiers à huile ont connu une progression sans précédent, passant de 600 000 ha en 1975 à 4 millions d'hectares en 2005 (Wicke & al, 2008). Une partie de ces plantations ont remplacé d'anciennes cultures moins rentables comme le caoutchouc, la noix de coco ou le cacao. Mais certains auteurs estiment que durant la période 1990-2005, entre 55% et 59% des 1,9 millions d'hectares de plantations de palmier à huile supplémentaires se sont implantées au détriment de la forêt (Koh & Wilcove, 2008). Néanmoins, le rythme de progression de la déforestation en Malaisie semble nettement moins élevé actuellement que celui observé jusqu'au début des années 1990.

1.2.2.2.4. Indonésie

En Indonésie, le déclin du couvert forestier a démarré un peu plus tardivement que dans les autres « grands » pays forestiers de la région, vers la fin des années 1960. Ce déclin s'est opéré concomitamment au développement d'une exploitation à grande échelle des bois tropicaux, sous l'impulsion de l'Etat Indonésien qui en 1967, autorisa l'entrée massive de capitaux étrangers. Dès 1969, 5 millions de m^3 étaient déjà exportés et en 1973, ce chiffre atteignait 20 millions de m^3, dont 80% n'étaient pas transformés, faisant de l'Indonésie le premier exportateur mondial de grumes tropicales (Durand, 1993).

En 1980, l'Etat décida d'interdire les exportations afin de développer l'industrie de transformation. L'Indonésie est alors devenue le premier producteur mondial de contreplaqués, mais cette industrialisation forcée ne s'est pas effectuée sans effets sur la déforestation : la demande interne des transformateurs possédant des unités peu modernes et générant beaucoup de gaspillages a accru davantage la pression sur les forêts indonésiennes qui ont continué à décliner au cours des années 1980 et 1990 (Durand 1993). L'exploitation illégale s'est généralisée au point que la Banque mondiale estimait en 1995 que les volumes récoltés atteignaient environ 40 millions de m^3 annuels alors que les niveaux d'exploitation durables recommandés par le ministère indonésien des forêts étaient de 22 millions de m^3 par an (Sunderlin et Resosudarmo, 1996).

Parallèlement au déclin du couvert forestier indonésien, qui a chuté de 130 millions d'ha en 1975 à 86 millions d'ha en 2003, les cultures agricoles ont fortement progressé, de 38 millions d'ha en 1975 à 48 millions d'ha en 2005 (Wicke & al, 2008), ce qui a conduit certains travaux à mettre en avant le rôle de l'agriculture itinérante dans la perte des forêts indonésiennes. La Banque mondiale (World Bank,1990) estimait par exemple que près de la moitié des pertes de surfaces boisées indonésiennes constatées à la fin des années 1980 étaient imputables au développement de cette forme d'agriculture.

Ces conclusions ont depuis été largement remises en question par plusieurs chercheurs qui estiment que les facteurs explicatifs de la déforestation en Indonésie sont beaucoup plus complexes et variés, et ne peuvent en aucun cas être attribués aux seuls agriculteurs itinérants (Sunderlin & Resosudarmo, 1996). Ces formes d'agriculture ont par exemple été favorisées par les programmes de migration forcée de l'Etat indonésien, qui visaient à « décongestionner » Java, l'un des territoires le plus densément peuplé au monde, en incitant les populations à s'installer à Sumatra et à Kalimantan. Chomitz & Griffiths (1996) ont par

ailleurs montré que les cultures de rente ont également joué un rôle prépondérant dans le processus de déforestation en Indonésie.

Parmi les cultures commerciales incriminées, figurent celle de l'hévéa et plus récemment celle de l'huile de palme. Entre 1990 et 2005, la perte cumulée de forêts indonésienne était de 28 millions d'hectares, alors que dans le même temps, les surfaces de palmier à huile progressaient de plus de 3 millions d'hectares. De 0,2 millions d'ha en 1975 (Wicke & al., 2008) les plantations se sont étendues jusqu'à atteindre plus de 4 millions d'hectares au milieu des années 2000 (Koh & Wilcove, 2008). Le rôle de la culture du palmier à huile dans la déforestation récente reste fortement controversé, mais selon certains auteurs, la conversion des forêts en plantations de palmiers à huile pourrait totaliser jusqu'à 16% de la déforestation observée entre 1990 et 2005 et entraîner des effets significatifs sur la biodiversité indonésienne (Koh & Wilcove, 2008 ; Fitzherbert & al., 2008).

1.2.2.3. L'Amazonie dominée par une logique de colonisation agricole

Bien que les colons européens aient commencé à défricher les forêts tropicales dès leur arrivée dans le nouveau monde, les pertes de couvert forestier ont été limitées au cours des cinq siècles de présence qui suivirent le début de la colonisation. Une superficie forestière équivalente à celle du Portugal a été déboisée au cours de cette période, jusque qu'au milieu du XXème siècle. Avant les années 1960, l'Amazonie brésilienne était relativement protégée en raison de son isolement. Les colonies de peuplement de ce vaste territoire peu accessible étaient peu développées et l'exploitation du bois se limitait aux abords immédiats des cours d'eau navigables (Kirby & al, 2006).

Le changement radical de l'espace forestier démarre véritablement à partir des années 1970 (Fearnside, 2005). Près de 80% de la perte des forêts amazoniennes est concentrée au Brésil. En l'espace de trois décennies après 1970, une aire de forêt amazonienne brésilienne supérieure à celle du territoire français métropolitain a disparu. Dans les autres pays amazoniens, les trajectoires de déforestation et leurs causes sont moins documentées (Kammesheidt, 1999 : Armenteras & al , 2006). Pourtant, les processus de colonisation des terres forestières d'Amazonie orientale sont loin d'être négligeables. Selon Sierra (2000), au

moins un tiers de la perte des forêts amazoniennes auraient lieu dans les régions d'Amazonie orientale, situées en dehors du territoire brésilien.

1.2.2.3.1. Brésil

Le Brésil, qui possède de loin la plus vaste surface de forêt amazonienne, a été le théâtre de nombreuses politiques qui ont radicalement changé les relations de l'Homme à la forêt en Amazonie. Sous l'impulsion du gouvernement brésilien, qui désirait développer économiquement le Nord du pays et surtout asseoir sa souveraineté sur un territoire encore très convoité par les pays voisins, un vaste plan de construction d'infrastructures a été lancé au cours des années 1960. Dès 1958, le lancement de la construction de la route reliant la ville portuaire de Belém à la nouvelle capitale Brasilia, puis celle reliant Cuiaba à Porto Velho au sud du massif amazonien, l'édification de barrages hydroélectriques permettant d'alimenter la région en énergie, et enfin la construction des aéroports régionaux, ont progressivement eu pour effet de désenclaver le territoire forestier amazonien. L'ouverture d'autres routes non asphaltées comme la transamazonienne ou celle permettant de connecter le port de Santarem à la ville de Cuiaba au sud ont également joué un rôle historique majeur dans la déforestation (Kirby & al 2006).

Dans le même temps, une politique incitative de colonisation rurale et urbaine était mise en œuvre par le gouvernement militaire entre 1965 et 1985. Ainsi, des prêts bonifiés étaient proposés par le gouvernement pour l'établissement d'activités d'élevage extensif, activité privilégiée de colonisation en Amazonie. En 1967, la ville de Manaus, en plein cœur du massif amazonien, se voyait attribuer le statut fiscal particulier de « zone franche ».

La création des routes, couplée aux incitations à la colonisation, ont rapidement eu pour effet d'attirer des migrants, principalement des paysans sans terre originaires du nord-est et du sud du Brésil où le processus d'industrialisation de l'agriculture à accru la pression foncière et a entraîné l'expulsion de la petite paysannerie. Vingt ans après sa construction, deux millions de colons s'étaient établis aux abords de la route Belém-Brasilia (Kirby & al 2006). Les déboisements aux abords des routes sont réalisés au départ sur de petites surfaces afin d'implanter des cultures de subsistance, mais l'épuisement rapide des sols conduit à une conversion définitive des terrains défrichés en pâturages.

L'occupation de l'espace forestier amazonien s'est prolongée par l'arrivée de colons beaucoup plus riches qui n'hésitent pas à couper et à brûler la forêt sur de larges parcelles de 100 hectares minimum (Nepstad & al., 1999). Les colons moins riches se tournèrent eux aussi vers l'élevage bovin, délaissant l'agriculture familiale dès la fin des années 1980 (Piketty & al. 2005). La phase de colonisation rapide de l'Amazonie Brésilienne s'est donc effectuée essentiellement à travers des ranchs d'élevage sur de larges propriétés et par le biais de petits agriculteurs sans terre qui développaient une agriculture familiale de subsistance assez diversifiée (Piketty & al 2005). La large conversion de forêts a entraîné l'apparition d'un arc de déforestation qui décrit une courbe entre Belém au nord-ouest de la région et à l'Etat de l'Acre dans le sud-est.

Plus récemment, les bas coûts de la terre, la création de nouvelles variétés plus adaptées aux conditions pédoclimatiques et de nouvelles incitations financières pour le développement d'une agro-industrie compétitive sont à l'origine d'une nouvelle phase de colonisation à grande échelle par des cultures de soja sur le front pionnier amazonien. La demande mondiale croissante et les prix rémunérateurs ont poussé les agriculteurs brésiliens à rechercher de nouvelles terres à bas prix pour étendre cette culture (Nepstad et al. 2006a). En règle générale, les cultivateurs de soja achètent des terres préalablement déboisées à de petits agriculteurs, lesquels se déplacent vers les villes ou vers les nouvelles frontières forestières afin d'établir des propriétés sur des terres publiques non revendiquées qu'ils s'approprient souvent de manière illégale (Kirby & al, 2006).

Cette phase de colonisation récente en Amazonie brésilienne, largement tirée par la croissance des marchés mondiaux, est néanmoins appuyée par des politiques publiques. Le plan gouvernemental *Avança Brasil* lancé au début des années 2000 a débloqué plus de 40 milliards de dollars U.S. afin d'établir des infrastructures sur le territoire amazonien (Fearnside 2002). Ce plan a pour objectif de goudronner les routes existantes et d'en construire de nouvelles, et de développer des sources d'énergie à travers l'exploitation du gaz et de nouveaux barrages hydroélectriques. L'extension du réseau routier permettra de relier les ports des rivières amazoniennes aux grands centres de production agroindustriels, notamment le complexe de production de soja au sud du bassin amazonien. Ainsi, pour les autorités brésiliennes, il ne s'agit plus comme dans les années 1970 d'occuper un territoire, mais de faire en sorte qu'il contribue véritablement au développement économique du pays, à travers l'implantation d'activités agroindustrielles puissantes à vocation essentiellement exportatrices.

1.2.2.3.2. Colombie

Les principaux points chauds de la déforestation en Colombie se situent plutôt dans les régions côtière et andine. Certains auteurs estiment qu'à la fin des années 1990, un peu plus d'un tiers de la forêt colombienne originelle avait été défrichée dont 69% de forêt andine et 30% de forêts de basses altitudes de la zone caribéenne essentiellement. Environ deux tiers des forêts ont été converties en pâturages extensifs, le reste étant converti en cultures agricoles (Etter & al., 2006a). Une large proportion des terres agricoles et d'élevages qui ont été converties sont situées à une dizaine de kilomètre des routes, ce qui montre la forte corrélation entre le développement des infrastructures routières et la déforestation à des fins agricoles.

En revanche, seuls quelques fronts isolés de déforestation se développent à l'est de l'Amazonie colombienne. Dans cette région, les ilots de colonisation agricoles sont beaucoup plus dispersés et distants des routes, les rivières restant le principal mode de pénétration de la forêt (Etter & al., 2006a).

La colonisation de cette région amazonienne a progressé suite au développement des cultures de coca qui ont commencé à s'étendre dans les années 1970 dans des zones peu accessibles aux services de contrôle gouvernementaux. Selon certaines sources, 2,4 millions d'hectares de forêts tropicales auraient été converties en cultures illicites en une vingtaine d'années (United States Department of State, 1999, cité par Armenteras & al , 2006). En 1993, dans certaines régions amazoniennes colombiennes comme celle de Putumayo, la culture de la coca s'étendait sur des surfaces supérieures à celles des autres cultures légales (Perz & al, 2003). Les programmes d'éradication des cultures illicites au moyen de défoliants provoquent également des dommages collatéraux considérables sur les écosystèmes forestiers adjacents.

Chaque hectare de culture illicite plantée nécessite un déboisement supplémentaire compris entre 2,5 et 4 hectares pour les cultures alimentaires et les pistes d'atterrissage. (Alvarez 2007). C'est l'une des raisons pour laquelle plusieurs auteurs signalent que la majeure cause de déforestation en Amazonie colombienne durant les vingt dernières années a été le développement de la culture de la coca et l'élevage extensif qui y est souvent associé (Etter & al, 2006b). Les taux de déforestation colombiens ont en effet été les plus élevés lors du boom de l'économie illégale de narcotiques entre 1996 et 1999.

1.2.2.3.3. Equateur

Le processus de colonisation des terres forestières a progressé très lentement en Equateur jusque dans les années 1970. La déforestation s'est ensuite accélérée, atteignant des niveaux sans précédents de 2,3% par an entre 1977 et 1985 (Rudel and Horowitz, 1993). Les principales raisons de cette accélération sont liées à la découverte de ressources pétrolières durant les années 1960.

Les impacts du boom pétrolier équatoriens sur la déforestation sont extrêmement importants (Wunder, 1997). La construction de routes d'accès aux zones pétrolières et de sites de forages a eu des effets directs sur le déclin des forêts équatoriennes dans le Nord-est du pays (Wunder, 1997). Mais surtout, l'ouverture des espaces forestiers par les activités d'exploration pétrolière créèrent un nouveau front pionnier où dans un premier temps, les opérations d'exploitation industrielles de bois se développèrent avant de laisser place aux populations andines pauvres qui convertirent la forêt en cultures agricoles (Wunder, 1997 ; Kimerling, 2000).

Ce processus a été renforcé par une volonté gouvernementale « d'intégration », autrement dit de colonisation de l'Amazonie équatorienne, qui remonte à la fin du 19ème siècle, et qui poussa les populations des plateaux et de la côte ouest à migrer vers la région amazonienne (Southgate & al., 2009). Depuis la Loi sur des Terres vacantes de 1875, plusieurs mesures législatives se sont succédées, dont la loi spéciale de 1973 pour « l'attribution de territoires vacants aux colons spontanés », qui garantissait l'attribution de titres de propriété de 50 hectares aux pionniers qui défrichaient la moitié de leurs parcelles pour y établir des activités agricoles ou d'élevage (Southgate & al., 2009). Les lenteurs bureaucratiques dans les procédures de sécurisation foncière ont poussé les colons à défricher davantage afin de pouvoir démontrer la « mise en valeur » des terres nouvellement colonisées, mécanisme nécessaire à l'obtention d'un titre de propriété selon la loi (Southgate & al. 1991).

Toujours de manière indirecte, la croissance économique induite par le développement de l'industrie pétrolière, notamment en milieu urbain, a entraîné une augmentation de la consommation alimentaire et un changement des modes de consommation vers les produits d'élevage ; en conséquence, la conversion des forêts en pâturage a augmenté dans les années 1970 (Wunder, 1997).

L'industrie d'exploitation forestière est, quant à elle, relativement inefficace et orientée vers le marché intérieur, ce qui conduit certains auteurs à relativiser son rôle potentiel dans le processus de déforestation en Equateur. Cependant, d'autres auteurs signalent le rôle prépondérant de l'exploitation forestière dans le déclin forestier de certaines régions équatoriennes, notamment au nord ouest du pays (Sierra 2001). Les impacts de l'exploitation forestière seraient renforcés par l'interdiction d'exportation de grume décrétée en 1989, qui a eu pour résultat de faire chuter les prix des produits transformés localement et d'accroître significativement les gaspillages : les déchets de sciages atteignaient alors entre 45 et 60% de volumes bruts de bois (Sierra, 2001).

1.2.2.3.4. Pérou

Les estimations des pertes de forêt montrent que la déforestation a été globalement plus modérée au Pérou que dans d'autres territoires amazoniens. En 1995, on estimait que moins de 10% des forêts amazoniennes péruviennes avait été déboisées (INRENA 1996, cité par Maki 2001). Les coûts de transports sont particulièrement élevés au Pérou en raison de l'enclavement des zones forestières, ce qui limite largement le développement de l'agriculture en zone forestière. De plus, l'instabilité politique est un frein supplémentaire aux activités productives et commerciales.

La déforestation au Pérou résulte pour grande partie du développement de l'agriculture vivrière sur un front pionnier forestier où l'installation de colons a été favorisée par des politiques gouvernementales d'intégration des régions forestières et la construction de routes. Le déclin des forêts a démarré à partir des années 1960, puis s'est accéléré au cours de la présidence Garcia (1985-1990) par le truchement des mesures d'accès au crédit rural, de sécurisation foncière des colons, voire de marchés garantis pour certains produits agricoles tels que le riz, qui ont favorisé les migrations des paysans andins pauvres vers les frontières forestières amazoniennes (Alvarez & Naughton-Treves, 2003 ; White & al, 2005). La déforestation s'effectuait généralement à proximité des routes nouvellement construites, comme celle reliant les villes d'Iquitos et de Nauta en plein cœur de l'Amazonie (Maki & al., 2001), ou celle reliant Lima à Pucallpa (Mourato & al., 1998), par des paysans pratiquant une agriculture vivrière itinérante sur brûlis.

L'élection du néolibéral Fujimori à la tête de l'Etat péruvien marqua le début des politiques d'ajustement structurel et l'arrêt des mesures de soutien à l'agriculture pionnière. De nombreuses exploitations agricoles furent alors abandonnées, notamment autour des routes. Toutefois, les forêts galeries situées aux abords des cours d'eau, où la fertilité des sols est bien plus élevée, continuèrent à être converties en terres agricoles (Alvarez & Naughton-Treves, 2003). Durant la période d'instabilité politique au cours des années 1990, la baisse du soutien aux activités agricoles a également entraîné une forte crise du secteur de l'élevage (White & al, 2005).

Le développement de la culture illicite de la coca dans les années 1980 et 1990, soutenu par le mouvement révolutionnaire du Sentier lumineux, a également eu des effets notoire sur la déforestation dans des zones peu accessibles de forêt tropicale péruvienne, (Imbernon 1999, Perz, 2003). Néanmoins, la baisse du prix des feuilles de coca conjuguée aux efforts d'éradication des cultures illicites par le gouvernement péruvien ont largement fait chuter les surfaces de culture de coca (Perz 2003).

Les activités d'extraction industrielles du bois sont quant à elles assez peu développées, par rapport à ce qui peut être observé dans les autres pays amazoniens. Le secteur de l'exploitation forestière a été très peu pénétré par les investissements étrangers et reste en grande partie informelle, avec une production destinée en majorité à satisfaire la demande interne. Toutefois, certaines essences précieuses telles que l'Acajou sont largement surexploitées en toute illégalité (Kometter & al 2004).

On assiste depuis quelques années à un certain regain de la déforestation : le taux de déforestation de l'année 2005 représentait 175 % de la moyenne de la déforestation des six années précédentes (Oliveira & al, 2007). Cette accélération serait principalement liée à l'établissement de nouvelles concessions d'exploitation forestière et à la montée des prix des produits agricoles de base. Récemment, le gouvernement péruvien a également largement ouvert le secteur de l'exploration énergétique et minière aux capitaux étrangers, laissant planer des menaces de dégradations forestières importantes à l'avenir[47].

[47] http://news.mongabay.com/2009/0807-peru.html

1.2.2.3.5. Bolivie

Le déclin forestier de la Bolivie a démarré dans les années 1950 suite à la volonté du gouvernement de l'époque de substituer les importations par une production locale. Le développement de l'industrie pétrolière et de l'agriculture étaient les deux priorités du gouvernement. L'Etat a été le principal moteur des changements d'utilisation des sols, en participant directement aux activités productives à travers les entreprises étatiques et en appuyant une politique de colonisation agricole des paysans andins sur les basses terres forestières, notamment par le biais de l'ouverture de routes. Mais les faibles ressources budgétaires de l'Etat et l'étroitesse du marché domestique limitèrent considérablement les impacts de cette politique sur la déforestation (Pacheco, 2006).

La déforestation a surtout été marquée à partir du milieu des années 1980, date qui correspond à une transition du modèle de développement bolivien vers un modèle économique très libéral, lié à la mise en œuvre d'un programme d'ajustement structurel (Kaimowitz & al., 1999). Alors qu'avant cette transition, les petits colons agricoles contribuaient pour environ 57% à la déforestation nationale, leur participation a fortement chuté après le milieu des années 1980, et représentait moins d'un tiers de la perte des forêts bolivienne au cours de la seconde moitié des années 1990 (Pacheco, 2006). D'autres sources mentionnent que les petits agriculteurs de cette région étaient responsables d'environ le quart des pertes de forêts observées avant la période d'ajustement structurel (1986), alors que dix ans après, ils ne contribuaient plus que pour 10% à la déforestation (Hecht, 2005).

Dans le même temps, les entreprises agricoles de moyenne et grande taille progressaient largement surtout autour de la région de Santa Cruz, principalement pour la production de soja et de céréales. La surface de soja a été multipliée par six entre 1986 et 1998, celle de blé par dix, celle de maïs a doublé ; les cultures de soja sont passées de 10000 à 110000 hectares entre 1990 et 2000 et celles de sorgho ont quadruplé (Hecht, 2005). La construction de nouvelles routes permettant d'acheminer les produits agricoles issus de ces nouvelles frontières, la dévaluation monétaire, les politiques favorables à l'accès à la terre pour les moyens et grands agriculteurs et la demande croissante de soja sur les marchés mondiaux et les droits de douane préférentiels dont bénéficiaient les pays andins sont les principaux facteurs qui ont contribué à convertir les forêts boliviennes en terres agricoles à partir du milieu des années 1980 (Kaimowitz & al., 1999, Pacheco, 2006).

La nouvelle politique économique a également contribué au développement de l'exploitation forestière industrielle, bien que dans une moindre mesure. L'exploitation commerciale des bois s'est développée à partir des années 1970 sur la base d'un secteur très informel et peu réglementé. Comme dans de nombreuses autres régions tropicales, l'ouverture de chemins forestiers par les exploitants illégaux à la recherche de bois précieux est un préalable à l'instauration de colons agricoles, de prospecteurs miniers ou de chasseurs qui dégradent à leur tour l'écosystème forestier. Le secteur d'exploitation forestière a réellement connu un essor au cours des années 1990 suite à la mise en œuvre de plusieurs réformes forestières. Le domaine forestier de l'Etat a été partiellement attribué sous la forme de concessions d'une durée de 40 ans à des entreprises d'exploitation privées. L'exploitation est très sélective : quatre essences représentaient 60% de la production entre 1985 et 1994, et certainement un pourcentage plus important des exportations de bois du pays.

Comme dans d'autres pays andins, la culture illicite des feuilles de coca, du fait de sa forte rentabilité, a attiré des migrants de la région andine vers certaines régions comme celle du Chaparé, et contribue sensiblement à la déforestation du pays. Enfin, l'élevage extensif n'a pas été historiquement une source directe importante de déforestation, mais cette situation a changé depuis peu et il est probable que la conversion de forêts en pâturage soit la principale cause du déclin des forêts à l'avenir, si ce n'est pas déjà le cas (Pacheco, 2006).

1.2.2.3.6. Venezuela

L'instabilité politique et économique qui a caractérisé le Venezuela suite à la chute des prix du pétrole au début des années 1980, a été le catalyseur du changement d'utilisation des sols dans ce pays (Rodriguez, 2000 ; Miranda et al., 1998). La crise économique qui a suivi la dévaluation de 1982 a entraîné les populations les plus pauvres à défricher la forêt pour développer une agriculture de subsistance peu productive. La concentration de la propriété foncière aux mains de quelques propriétaires a accentué cette situation, en repoussant les paysans sans terre vers les zones forestières appartenant à l'Etat : selon le recensement agricole de 1988, 73 % des propriétaires se partageaient 4 % seulement des terres agricoles (Centeno, 1995).

La déforestation s'est dans un premier temps concentrée au nord de la rivière Orénoque, territoire qui renferme la majorité de la population vénézuélienne. Selon certaines estimations,

80 % des pertes de forêts vénézuéliennes étaient constatées dans cette zone au milieu des années 1990[48] et les forêts subsistantes seraient très fractionnées considérablement dégradées (Centeno, 1995). Entre 1975 et 1988, plus d'un tiers des forêts situées au Nord de l'Orénoque ont été converties en terres agricoles (Bevilacqua & al., 2002). Certaines réserves comme celle de Turen qui couvrait 116000 hectares à l'origine ont été entièrement déboisées.

L'industrie du bois est très peu développée et tournée exclusivement vers le marché domestique (Bevilacqua & al., 2002). Une politique ambitieuse lancée en 1995 visait l'attribution de 10 millions d'hectares de concessions d'exploitation forestière en cinq ans, dans la région Guyane qui contient 90% des réserves forestières vénézuéliennes, au sud de l'Orénoque (Torres-Lezama, 2007). 7% des forêts de l'Etat de Bolivar situé à l'est de la région Guyane ont été attribuées à des entités privées sous la forme de concessions d'exploitation d'une durée de 20 à 40 ans. Mais en raison de l'inefficacité du secteur forestier et du manque d'infrastructures, plus de la moitié des 90 concessions étaient inactives au début des années 2000 (Bevilacqua & al., 2002). Néanmoins, dans les zones où le bois a été exploité de manière sélective, un front pionnier agricole a commencé à être ouvert par de nouveaux colons.

L'industrie minière, assez peu développée, est surtout active au Sud de l'Orénoque dans l'Etat de Bolivar. Bien que l'impact sur la déforestation des activités minières semble limité, de nombreux conflits entre les prospecteurs et les populations indigènes sont relatés à propos de pollutions et de déboisements locaux (Bevilacqua & al., 2002)[49].

1.2.3. Un enchevêtrement de causes directes et indirectes

Le regard à la fois historique et géographique que nous venons de porter sur les causes de la déforestation nous montre une variation sensible dans l'espace et dans le temps des relations entre hommes et forêts, conduisant au déclin des forêts tropicales humides. Afin d'ordonner ces différents facteurs, nous allons à présent effectuer une revue plus systématique de chaque cause en nous basant sur les travaux scientifiques récents.

[48] http://www.globalforestwatch.org/english/venezuela/index.htm

[49] Mongabay : http://rainforests.mongabay.com/20venezuela.htm

Afin de tenter de clarifier les controverses sur les causes de la déforestation, plusieurs chercheurs ont réalisé des travaux de synthèse à grande échelle. Par exemple, Angelsen & Kaimowitz (1999) ont analysé 140 articles scientifiques contenant des modèles économiques relatifs au processus de déforestation. Parmi les autres travaux très cités, ceux de Geist et Lambin (2002) ont analysé les résultats de 152 études de cas des facteurs de déforestation tropicale à l'échelle locale sous-nationale (du niveau d'une communauté forestière jusqu'au niveau d'un regroupement de provinces), afin de déterminer les facteurs de causalité les plus souvent cités dans la littérature. Si ces différents travaux tracent les grandes lignes des causes de la déforestation, ils insistent surtout sur la complexité des situations de déforestation à travers l'espace et le temps.

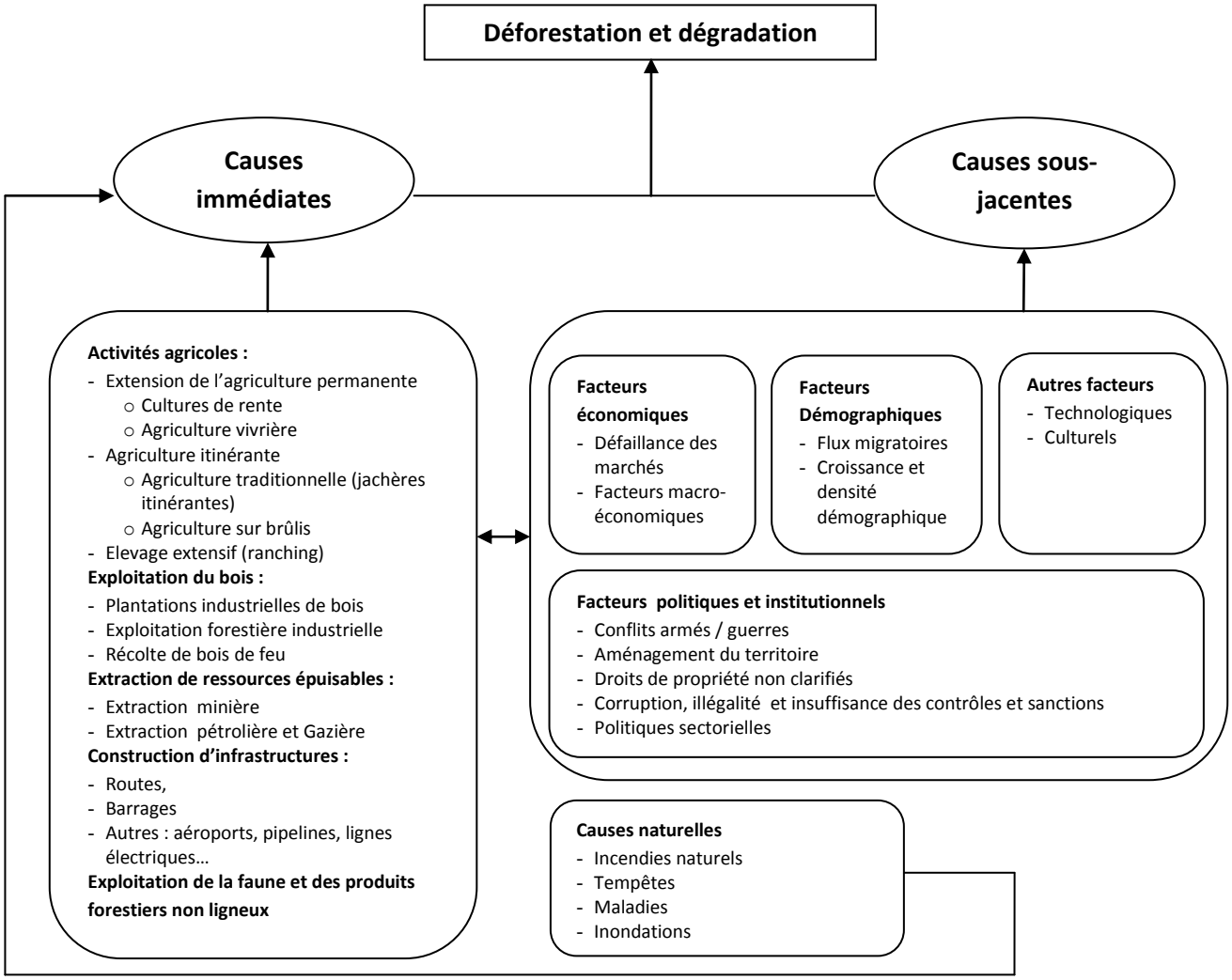
Leurs tentatives de structuration du débat sur les causes de la déforestation débouchent sur des modèles explicatifs qui ont été largement utilisés dans le cadre de travaux ultérieurs. Parmi les éléments structurants des différentes théories explicatives de la déforestation, figure une distinction assez nette entre les causes immédiates et les causes sous-jacentes, également qualifiées de causes proximales et causes ultimes (Geist & Lambin 2002, Angelsen & Kaimowitz 1999, Contreras-Hermosilla 2000, Roper & Roberts 2006).

Les facteurs qui ont un lien direct avec les activités de déboisement ou de dégradation des espaces forestiers sont considérés comme des causes immédiates de la déforestation. Mais si l'on considère l'ensemble des facteurs qui influencent l'évolution du couvert forestier, on constate que leur niveau d'intervention varie de l'échelle locale à l'échelle nationale, en passant par les échelles régionale et nationale (Scouvart et Lambin (2006). L'analyse du processus de déforestation à travers un prisme local, en observant le comportement des acteurs qui ont directement prise sur l'écosystème forestier, peut donc masquer le rôle de certains facteurs explicatifs plus distants, qui conditionnent pourtant le comportement de ces acteurs. C'est la raison pour laquelle une grande partie de la littérature s'est penchée sur les causes sous-jacentes de la déforestation, c'est-à-dire sur les processus sociaux, économiques, politiques, institutionnels et culturels qui ne contribuent pas directement à la déforestation mais qui ont une influence indirecte sur la manière dont les activités humaines interagissent avec la forêt (Angelsen & Kaimowitz, 1999).

Le deuxième élément structurant, que l'on retrouve dans les travaux que nous venons de citer, est l'opinion, que les processus de déforestation sont caractérisés par des relations univoques d'une cause à un effet. Or, plutôt que découlant d'un facteur de causalité unique, la déforestation résulte la plupart du temps d'une combinaison de facteurs qui interagissent les

uns avec les autres. D'une manière générale, le déclin des ressources forestières est principalement dû aux interactions entre trois sources immédiates de déforestation et de dégradation – l'extension de l'agriculture au sens large, l'exploitation du bois et la construction d'infrastructures - et cinq facteurs plus lointains - démographiques, technologiques, économiques, politiques et culturels (Geist & Lambin 2002) (figure 11). Les sections suivantes sont consacrées à une revue de la littérature sur les déterminants de la déforestation, en nous basant sur ces clefs d'entrée.

Figure 13 - Causes immédiates et sous-jacentes du déclin des forêts



Source : adapté de Contreras-Hermosilla (2000) et Geist & Lambin (2002)

1.2.3.1. Les causes immédiates du déclin forestier

1.2.3.1.1. Les activités agricoles

L'extension géographique des cultures agricoles est généralement désignée comme le principal contributeur de la déforestation au niveau mondial (Angelsen & Kaimowitz, 1999 ; Barbier 2001). Dans son rapport sur l'évaluation des forêts mondiales de 1980, la FAO estimait que l'agriculture sous ses différentes formes (agriculture de subsistance, de rente et élevage, hors plantations forestières) était responsable de près de 85 % de la déforestation (Lanly, 2003).

Néanmoins, l'agriculture n'entraine pas systématiquement le déclin des forêts. Les pratiques agricoles traditionnelles développées dans les zones forestières durant plusieurs siècles n'ont pas affecté l'état écologique des forêts, bien au contraire. La perte de forêts tropicales résulte de modifications récentes de ces pratiques séculaires et de l'introduction de nouvelles formes d'agriculture. La manière dont l'agriculture a progressé au détriment du couvert forestier est influencée par quelques grands paramètres plus ou moins distants, tels que (Kanninen & al., 2007) :

- les conditions pédoclimatiques favorables (fertilité des sols…),
- les prix élevés pour les produits agricoles qui augmentent les profits tirés des activités agricoles,
- les bas salaires qui diminuent les coûts de la conversion des forêts,
- la croissance démographique, qu'elle soit locale – l'augmentation de la pression des populations locales sur les forêts dans la zone d'extension de la frontière agricole – ou globale – l'augmentation de la population nationale ou mondiale qui accroît la demande de produits agricoles.

Si l'on considère le secteur agricole au sens large, il faut distinguer plusieurs activités : l'agriculture de subsistance qui peut être permanente ou itinérante, l'agriculture commerciale qui inclut les plantations agro-industrielles pour des usages alimentaires (palmier à huile…), énergétiques (biocarburants) ou industrielles (hévéa pour la production de caoutchouc, par exemple), et enfin l'élevage extensif (*ranching*). Passons en revue ces différentes activités

1.2.3.1.1.1. L'agriculture itinérante

L'agriculture itinérante est pratiquée de deux manières. Les populations forestières indigènes pratiquent des formes d'agriculture traditionnelle itinérante en laissant les zones cultivées en jachère ce qui permet à la forêt de se reconstituer. Cette forme d'agriculture itinérante recouvre les pratiques traditionnelles des populations forestières, notamment indigènes. Il peut s'agir d'agriculture de subsistance, mais aussi d'agriculture commerciale, comme Chomitz et Grifffith (1996) l'ont montré dans le cas de l'Indonésie. Mais le développement de l'agriculture itinérante en zone forestière est surtout, depuis la seconde moitié du XXème siècle, le fait de migrants qui colonisent la forêt à la recherche de nouvelles terres, et pratiquent des formes d'agriculture itinérantes essentiellement sur brûlis (Myers 1993). Cette agriculture a essentiellement une vocation vivrière de subsistance. On estime que 300 à 500 millions d'agriculteurs dépendent de l'agriculture itinérante pour assurer leurs moyens de subsistance (Brady, 1996).

Le brûlis est la technique employée par les agriculteurs migrants pauvres afin d'apporter les nutriments nécessaires à la croissance des plantes. Sans apport organique, les sols des forêts tropicales ne conviennent pas à la mise en œuvre d'une agriculture pérenne, et se dégradent rapidement une fois que les arbres ont été coupés. En ce sens, la forêt agit comme un intrant de la production agricole, en fournissant l'équivalent d'une dose d'engrais permettant d'avoir de bons rendements agricoles à court terme (Benhin 2006). Mais l'apport organique lié aux incendies étant limité dans le temps, la productivité des sols décroit rapidement conduisant les agriculteurs à migrer vers de nouveaux espaces boisés qu'ils brûlent à leur tour.

Dans la mesure où l'accroissement naturel permet à la forêt secondaire de reprendre ses droits après une longue période de jachère, et où l'apport d'intrant chimique est inexistant, ces formes d'agriculture peuvent être considérées comme durables (Kleinman & al, 1995). Mais une telle situation nécessite que les temps de jachère soient très longs, ce qui est souvent incompatible avec l'accroissement démographique dans les zones rurales des frontières agricoles (Guariguata & Orstertag, 2001).

L'agriculture itinérante était considérée comme la principale cause directe de déforestation tropicale durant la période coloniale et continue encore à être citée comme le premier facteur de déclin des ressources forestières par certains auteurs. Selon Myers (1991) l'agriculture itinérante participerait à hauteur de 61 % à la déforestation tropicale. La FAO estimait dans son rapport sur l'évaluation des ressources forestières mondiales de 1980, que l'agriculture

itinérante était responsable de 45% de la déforestation tropicale, avec des différences régionales assez marquées allant jusqu'à 70% pour les forêts denses humides d'Afrique tropicale (Lanly 2003). Cette mise en cause est liée à la diminution des temps de jachère observée dans de nombreuses régions tropicales. En Indonésie, par exemple, une étude d'observation des temps de jachère entre la période 1979-1985 et 1993-2000 montre une diminution de 21,4 ans à 14,5 ans en moyenne, alors que les surfaces mises en jachère chutaient également entre ces deux périodes de 4,03 à 1,84 hectares (Wadley 1997, 2002 cité par Padoch & al. 2007).

Plusieurs analystes remettent toutefois en question ce diagnostic (Brown & Schreckenberg, 1998). Fujisaka & Escobar (1997) ont réalisé une typologie des formes d'agriculture itinérante en analysant plus de 130 études de cas à travers le monde. Ils arrivent à la conclusion que la coupe de forêt primaire n'est observée que pour 17% des cas analysés, et que très peu de forêts sont converties de manière permanente par les pratiques d'agriculture itinérantes. La part de responsabilité de l'agriculture itinérante dans la déforestation est d'ailleurs en déclin continu si l'on en croit les données de la FAO : elle ne représenterait plus que 20% au cours de la période 1980-2000, dont près de 14 % correspondraient à des pratiques d'agricultures itinérantes évoluant vers une agriculture permanente à petite échelle (Lanly, 2003).

L'Afrique centrale est la région où les forêts restent les plus menacées par cette activité, essentiellement dans quelques zones localisées au sud du Cameroun, en Guinée Equatoriale et en RDC où l'agriculture itinérante fragmente le massif forestier (Devers & Vandeweghe, 2007, Debroux & al. 2007). Les zones où la forêt est convertie en cultures par des agriculteurs itinérants sont essentiellement localisées aux abords des axes routiers et dans les régions proches des milieux urbanisés, là où les densités de population sont les plus fortes (Wilkie & al., 2000). La demande alimentaire croissante dans les grandes villes de la région (Yaoundé, Douala, Kinshasa, Brazzaville, Kisangani, Lubumbashi, Kananga…) a entraîné l'installation d'agriculteurs aux abords du réseau routier qui alimente les centres urbains (Devers & Vandeweghe, 2007 ; Mayaux & al 2003). Ailleurs, au Gabon, dans l'est du Cameroun, en République Centre-Africaine (RCA) et en République du Congo, la pression agricole beaucoup plus modérée n'a pas conduit à des pertes massives de forêts (Devers & Vandeweghe, 2007). Bien que l'agriculture itinérante reste la technique agricole employée par la majorité des agriculteurs africains, certains analystes estiment que la diminution des temps de jachère n'entraîne pas systématiquement une augmentation des déboisements (Ickowitz, 2006), notamment en raison des capacités d'adaptation des agriculteurs et des changements

techniques qui permettent d'améliorer les rendements (nouvelles variétés, cultures différentes…).

En Asie, plusieurs auteurs montrent le déclin des techniques agricoles itinérantes au profit d'une agriculture permanente, en partie commerciale (Padoch & al., 2007). L'agriculture itinérante qui avait progressé dans le sud-est asiatique au cours des années 1970 et 1980, décline depuis quelques années et subit de profondes transformations dont il est encore très complexe d'appréhender les effets en termes de déforestation (Angelsen, 1995 ; Padoch & al., 2007).

Les petits agriculteurs seraient responsables de 30% de la déforestation en Amazonie brésilienne en raison notamment d'une intensité de la déforestation plus élevée que chez les éleveurs ou les grands agriculteurs en Amazonie (Fearnside, 1993). Aldrich & al (2006) montrent par exemple à partir d'une étude de cas menée dans une région située sur la route Transamazonienne, que l'agriculture itinérante reste la principale cause de déforestation dans cette zone. Mais, au niveau du bassin amazonien dans son ensemble, certains auteurs relativisent cette responsabilité (Reis & Blanco, 2000). La progression de l'agriculture itinérante serait essentiellement liée à l'installation de migrants sur la frontière agricole où les droits de propriété ne sont pas définis. En 1985, les agriculteurs occupant des parcelles sans titre de propriété légaux représentaient 33% des implantations agricoles, mais seulement 10% des surfaces de culture agricole, alors que dix ans auparavant, ce rapport était de 50% d'occupants illégaux pour 17% des surfaces agricoles (Reis & Blanco, 2000). Cette diminution relative des occupations illégales montre un changement des formes d'occupation des terres dans une région où occupation illégale et agriculture itinérante sont fortement liées. Si l'on suit ce raisonnement, il est probable que la progression de l'acquisition des droits de propriétés des agriculteurs migrants ait entraîné une diminution relative de l'agriculture itinérante au profit d'autres formes d'occupation des sols.

En définitive, l'agriculture itinérante regroupe une diversité de pratiques assez hétérogènes, certaines étant entièrement en phase avec le maintien des services écosystémiques de la forêt, alors que d'autres contribuent au déclin des forêts (Ickowitz, 2006), ce qui rend difficile les estimations de sa responsabilité réelle dans la déforestation. En outre, les agriculteurs itinérants ont parfois été désignés comme les principaux acteurs de la déforestation pour des raisons politiques, car ces agriculteurs appartiennent bien souvent à des minorités ethniques dont les modes de vie sont assez éloignés du reste de la population, certains pouvant même être des migrants provenant de pays limitrophes (Delang 2002). Les formes d'agricultures

itinérantes les plus dommageables sont généralement moins le fait des agricultures traditionnelles présentes sur la frontière mais davantage des agricultures pionnières favorisées par des programmes de migration et de colonisation gouvernementaux, ou par leurs interactions avec d'autres activités (élevage, exploitation forestière…) dont la responsabilité par rapport à la déforestation est parfois minimisée. En Amazonie, par exemple, les migrants pratiquent des formes d'agriculture sur brûlis et revendent leurs parcelles à des éleveurs afin d'accumuler un capital suffisant pour pouvoir à leur tour accéder à des terres et s'établir comme éleveurs (Brown & Schreckenberg, 1998).

Si l'agriculture itinérante a sans aucun doute constitué le principal moteur de la déforestation avant les années 1990, cette situation semble avoir évolué depuis lors, au moins en ce qui concerne le bassin amazonien et l'Asie du Sud-est, où la responsabilité de l'élevage et de l'agriculture permanente à vocations commerciales est davantage évoquée dans les travaux de recherche (Rudel & al., 2009).

1.2.3.1.1.2. L'agriculture permanente

L'agriculture permanente, pratiquée de manière sédentaire, par opposition à l'agriculture itinérante, est une des causes fondamentales de la déforestation dans l'ensemble des régions tropicales (Geist & Lambin 2002). Il convient toutefois de différentier l'agriculture permanente à vocation vivrière, pratiquée sur des surfaces relativement peu étendues, de l'agriculture permanente commerciale fortement mécanisée, qui s'étend sur de vastes superficies. Tout comme l'agriculture itinérante, l'agriculture permanente sans rotation, surtout lorsqu'elle est à vocation vivrière, est pratiquée en partie par des agriculteurs pauvres, généralement sur des sols peu fertiles et des zones peu accessibles et escarpées qui peuvent difficilement faire l'objet d'une régénération forestière naturelle une fois improductifs (Lanly, 2003).

L'agriculture commerciale industrialisée s'est quant à elle considérablement développée depuis la fin du XIXème siècle sous les tropiques, à tel point que certains pays sont devenus de très grands exportateurs fortement spécialisés dans la livraison de matières premières agricoles (ananas en Côte d'Ivoire, café ou soja au Brésil, huile de palme en Indonésie, etc.). Les cultures commerciales sont généralement aux mains de grandes entreprises privées ou publiques, et compte tenu des revenus qu'elles génèrent, sont implantées sur les terres les plus

fertiles, parfois par le biais de processus d'appropriation foncière très violents repoussant les agriculteurs pauvres sur les zones moins productives et peu accessibles, ainsi que sur de nouvelles frontières agricoles. C'est la raison pour laquelle la responsabilité de l'agriculture commerciale est parfois diluée au détriment de l'agriculture de subsistance qui s'étend directement sur les zones boisées.

La FAO (2009) indique cependant que, bien que l'agriculture de subsistance représente encore à l'heure actuelle une part significative de la déforestation tropicale, les investissements croissants vers une agriculture à grande échelle laissent entrevoir que la conversion des forêts en des cultures agricoles de rente devrait constituer l'un des principaux facteurs de déforestation à l'avenir. L'agriculture industrielle s'étend donc pour partie directement sur des zones forestières, soit en convertissant directement les forêts en cultures agricoles, soit en s'implantant sur des terres laissées en jachères par des agriculteurs itinérants.

C'est la raison pour laquelle au cours de la dernière décennie, l'agriculture industrielle à vocation commerciale a été désignée à plusieurs reprises par les ONG comme l'une des causes principales de déforestation dans le monde, en particulier en Amérique latine et en Asie du Sud-est. L'expansion du soja au Brésil ou de l'huile de palme en Indonésie et en Malaisie ont notamment fait l'objet de campagnes très médiatisées de la part d'ONG écologistes (Greenpeace 2006 ; Bickel & Dros, 2003).

L'expansion récente des cultures de rentes et leurs effets en termes de changement d'utilisation des sols reste toutefois un sujet fortement controversé. Par exemple, certains travaux pointent la responsabilité directe du développement de la culture hautement mécanisée du soja comme l'une des causes principales du déclin contemporain de la forêt amazonienne (Carvalho et al 2002 ; Fearnside 2005, Morton & al, 2006). Pour Morton & al. (2006), l'expansion du soja aurait contribué à hauteur de 17% à la perte directe de forêt dans l'Etat du Mato Grosso au Sud du Brésil, entre 2000 et 2004. Mais d'autres travaux indiquent que le soja s'étendant essentiellement sur des pâturages dégradés, cette culture ne peut être tenue comme directement responsable de nouveaux défrichements (Brandão & al., 2005).

Un autre cas fortement décrié concerne l'expansion rapide des plantations de palmier à huile. A l'heure actuelle, la production est concentrée en Asie du sud-est : deux pays, l'Indonésie et la Malaisie représentent 80,5% de la production mondiale d'huile de palme et 56,1% des surfaces plantées dans le monde, soit 6,7 millions d'hectares (Koh & Wilcove, 2007). Les effets de l'expansion du palmier à huile sur la déforestation sont mis en doute par l'industrie

et par certains chercheurs (Tan & al., 2009) qui estiment que les surfaces plantées ont surtout remplacé d'anciennes cultures agricoles telles que l'hévéa ou le cacao. En Malaisie, par exemple les surfaces de palmier à huile ont doublé, de 2 à 4 millions d'hectares entre 1990 et 2005, mais dans le même temps, les surfaces des autres cultures agricoles ont chuté de 1,14 millions d'hectares. Cependant, d'autres travaux montrent au contraire que la progression des plantations d'huile de palme s'est effectuée au détriment des forêts à hauteur de 55-59% en Malaisie et de 56% au moins en Indonésie (Koh & Wilcove, 2008). Les plantations de palmier à huile sont d'ailleurs fortement soupçonnées par les ONG écologistes de substituer des forêts préalablement dégradées par les incendies et l'exploitation forestière, voire de remplacer des forêts peu perturbées. Les projections révèlent que la demande mondiale d'huile de palme devrait poursuivre sa hausse, notamment en raison de son utilisation possible comme biocarburant, ce qui inquiète les écologistes qui craignent un développement des surfaces d'huile de palme dans d'autres régions tropicales, en Afrique et en Amazonie. On estime que 410 à 570 millions d'hectares sont potentiellement adaptés à la culture du palmier à huile (Fitzherbert, 2008). Le gouvernement malaisien qui subit une forte pression internationale pour préserver les dernières forêts peu perturbées sur son territoire a d'ores et déjà annoncé l'acquisition de 45 000 hectares en Indonésie, 105 000 hectares en Papouasie Nouvelle-Guinée et 100 000 hectares au Brésil (Koh & Wilcove, 2008b).

Le continent africain semble pour l'instant relativement épargné par le mouvement d'expansion de l'agriculture industrielle qui sévit dans les autres régions tropicales. L'agriculture permanente n'est présente qu'à l'ouest du Cameroun et à l'est de la RDC, où les champs cultivés sont parfois transformés en pâturages (Devers & Vandeweghe, 2007). La faiblesse des Etats et l'instabilité politique qui a caractérisé ce continent au cours des dernières décennies, notamment avec le conflit armé au Congo, sont les raisons qui sont généralement avancées pour expliquer la faible percée de l'agriculture à grande échelle au sein du massif forestier du bassin du Congo qui reste relativement peu accessible (Rudel & al., 2009).

Plusieurs études récentes confirment que l'expansion d'une agriculture à grande échelle a été la principale cause de déforestation au cours de la période 2000-2005 et devrait constituer la principale menace qui pèsera sur les forêts au cours de la prochaine décennie (Hecht, 2005 ; Morton & al., 2006 ; Nepstad & al. 2006a ; Rudel & al., 2009 ; DeFries & al., 2010), en raison d'une explosion des marchés de produits agricoles de base dopés par une consommation alimentaire et bioénergétique par habitant croissante. Les scénarios prospectifs

montrent d'ailleurs que la demande alimentaire et énergétique mondiale progresse alors que les disponibilités en terres arables sont de plus en plus réduites (MEA 2005). La question de savoir si les hausses nécessaires de productions agricoles seront réalisées sur des terres existantes par le bais de meilleurs rendements agricoles, ou de manière extensive, en progressant sur des zones de pâturage ou sur des zones forestières est loin d'être éludée, mais certaines études estiment que les forêts seront les principales victimes d'une course à la terre qui a déjà démarré (Gibbs & al., 2009). Dans les régions tropicales, au cours des années 1980 et 1990, plus de 80% des nouvelles terres agricoles étaient des zones forestières dont certaines étaient peu perturbées (Gibbs & al., 2009). Compte tenu du fait que depuis plusieurs années les surfaces agricoles sont en nette régression dans les pays développés et en forte hausse dans les pays tropicaux, il est probable que ces derniers continueront à participer largement à l'augmentation attendue d'environ 50% de la demande mondiale de produits agricoles à l'horizon 2050. Selon la FAO (2002b), plus de 80% de l'expansion des terres arables devrait se réaliser au cours des prochaines années en Afrique subsaharienne et en Amérique latine, entraînant une réduction des longues périodes de jachère, et vraisemblablement, une hausse des conversions permanentes de forêts en terres agricoles.

1.2.3.1.1.3. L'élevage

L'une des causes récentes de déforestation citée dans la littérature est le développement de l'élevage bovin extensif, en particulier en Amazonie brésilienne où la déforestation est la plus élevée d'Amérique latine (Hecht 1993, Fearnside 1993, Barona & al. 2010).

Les éleveurs achètent les terrains préalablement défrichés par les agriculteurs ou déboisent des parcelles à grande échelle en coupant les arbres ou en incendiant la végétation. Cette activité n'exige pas de coûts de main d'œuvre élevés et ne nécessite pas d'investissements très lourds. Mais l'élevage extensif est aussi très peu productif, de l'ordre de 0,7 animal par hectare en Amazonie en 1996 (Chomitz & Thomas, 2000). L'élevage bovin a même été considéré pendant longtemps comme une activité rentable uniquement du fait des larges subventions et aides indirectes accordées par le gouvernement brésilien pour développer ce secteur en Amazonie (Piketty & al., 2005). Mais l'arrêt des subventions n'a pas entamé son développement, ce qui porte à corroborer la thèse développée par certains chercheurs de l'existence de facteurs autres que la simple rentabilité économique de cette activité. Poccard

Chapuis & al. (2005) montrent notamment que les pâturages n'ont pas pour unique fonction de nourrir les bovins, mais permettent également aux éleveurs de délimiter leurs propriétés face à des incursions possibles dans des contextes d'incertitude foncière, propriétés qui font l'objet de spéculations importantes (Hecht, 1985). Le prix de la terre, 7 à 13 fois moins élevé que dans le Sud du pays, encourage en effet la spéculation foncière (Marchand, 2009). Facilement déplaçable en cas d'expulsion ou de vente d'une propriété, moins sujet aux aléas du marché que les cultures agricoles, et modèle de réussite sociale, l'élevage bovin dispose de nombreux avantages qui expliquent sa rapide expansion.

Ainsi, davantage qu'une ressource à préserver pour des raisons économiques, les parcelles forestières constituent un capital foncier significatif, et sont considérées soit comme un intrant à travers la matière organique créée par les incendies et la fourniture de bois pour les clôtures, soit comme un pur investissement spéculatif.

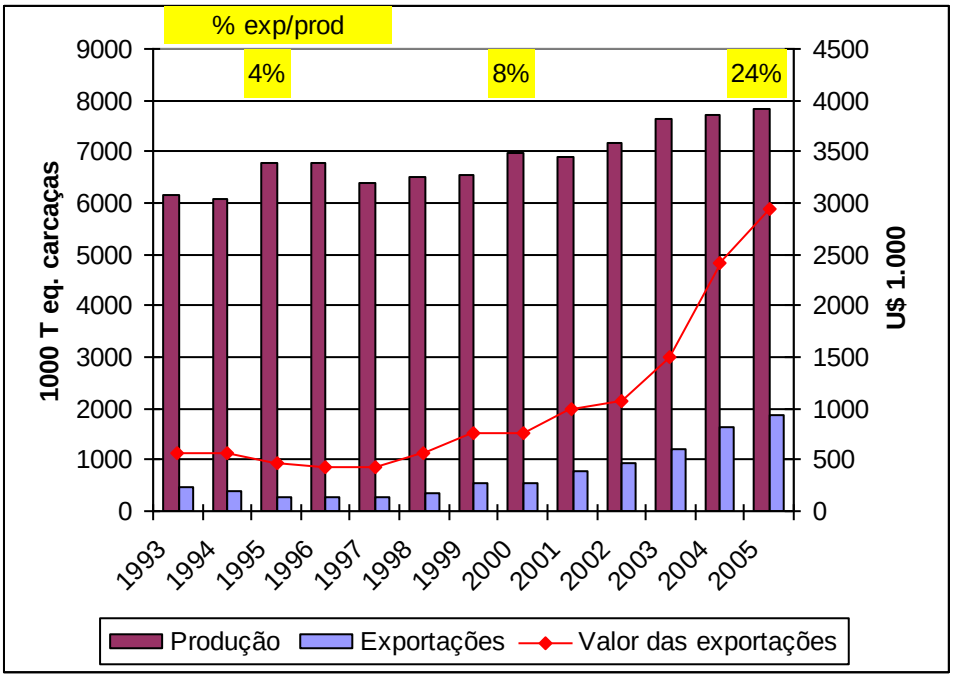
En 1985, les chiffres officiels indiquaient que les pâturages étaient les formes les plus communes de conversion forestière en Amazonie brésilienne (Reis & Blanco 2000) : ils représentaient 8,5% de l'Amazonie légale[50], contre 1,9% dédiés à diverses cultures agricoles (pérennes, annuelles, jachères courtes…). Selon Margulis (2003), les défrichements affectés dans l'année aux pâturages sont passés de 3% en 1970 à 10% en 2000. Scouvart & Lambin (2006) signalent également que les pâturages représentent environ les trois quart des terres déboisées dans cette région. Gibbs & al., 2010 ajoutent que les pâturages auraient progressé d'environ 35 million d'hectares en Amérique du Sud et d'environ 7 million d'hectares en Amérique centrale entre 1980 et 2000.

La progression de l'élevage bovin extensif est donc considérée par la grande majorité des auteurs comme la principale cause de déforestation récente en Amazonie brésilienne (Fearnside 2005; Arima et al. 2005, Nepstad & al., 2009, Barona & al., 2010). Les estimations sur la responsabilité de ce secteur d'activité au cours des dernières décennies varient toutefois de deux tiers à 80% de la perte du couvert forestier (Amaral Ribeiro & al, 2005, Nepstad & al, 2006). Fearnside (1993) a par exemple calculé que les grands ranchs d'élevage extensifs étaient responsables de 70% de la déforestation observée en Amazonie brésilienne en 1990 et en 1991.

[50] Partie du territoire brésilien déterminé légalement par l'Etat fédéral afin d'y appliquer des mesures politiques spécifiques, relatives notamment au décloisonnement et au peuplement de ce territoire. En font partie les États de l'Acre, de l'Amapá, de l'Amazonas, du Pará, du Rondônia, du Roraima et une partie des États du Mato Grosso, du Tocantins et du Maranhão

Le contexte de développement de l'élevage a récemment évolué. En effet, jusqu'à la fin des années 1990, plus de 90% de la production de viande bovine brésilienne était absorbée par son marché domestique, puis les exportations ont fortement progressé à tel point qu'elles représentent désormais le quart de la production brésilienne de viande bovine (figure 12).

Figure 14 - Production et exportations de viande bovine brésilienne 1993-2005

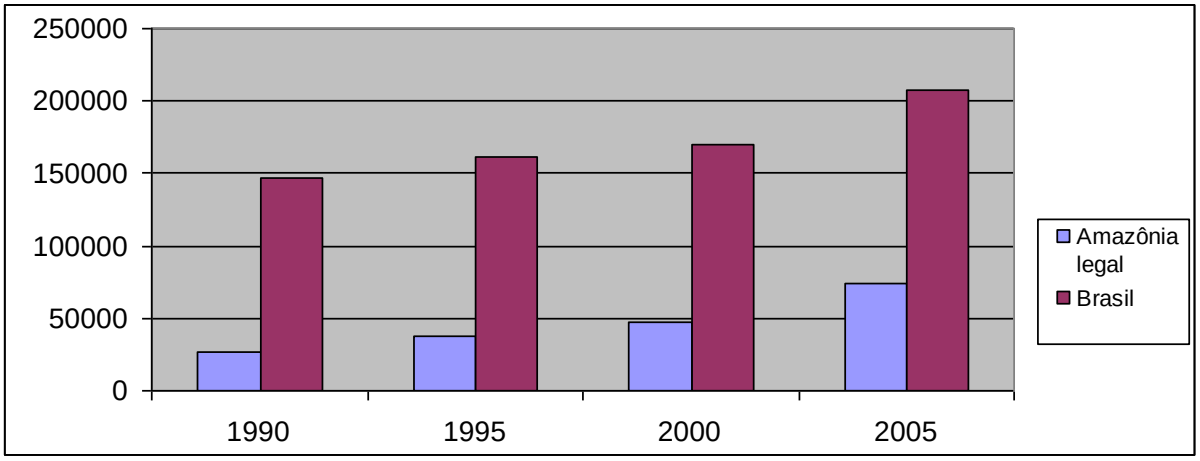


Sources : ANUALPEC, 2006.

Plusieurs travaux récents ont montré que l'accroissement de la déforestation est à présent fortement lié à la croissance soutenue des marchés internationaux de la viande (Contini, 2006, Nepstad & al, 2006, Fearnside 2005, Kaimowitz & al., 2004), signalant l'apparition d'une « connexion hamburger » (Kaimowitz & al., 2004 ; Marchand, 2009). Ce terme popularisé par Myers (1981) à propos des exportations de viande bovine d'Amérique centrale en direction des Etats-Unis, évoquait de manière imagée la transformation des forêts centre-américaines en steaks hachés. Il a été repris récemment afin d'illustrer la croissance des exportations de viande provenant d'Amazonie brésilienne : en 2005, le Brésil s'est hissé au premier rang des exportateurs mondiaux de viande bovine (en volume) ; les recettes d'exportations ont fortement progressé pour atteindre 3 milliards de dollars en 2005. Cette rapide progression de l'élevage brésilien s'effectue essentiellement en Amazonie, au détriment de la forêt : alors que jusqu'en 1991, cette région ne produisait pas assez de viande pour satisfaire sa propre

consommation, le cheptel bovin amazonien a doublé au cours des dix dernières années, pour atteindre pratiquement 75 millions de têtes de bétail (figure 13). Ce chiffre représentait 36% de la totalité du cheptel brésilien en 2005 contre 18% seulement en 1990. Autant dire que la viande bovine est l'un des principaux moteurs économique de la région amazonienne et que ce moteur fonctionne à plein régime.

Figure 15 - Progression du cheptel bovin en Amazonie brésilienne (1000 têtes de bétail)



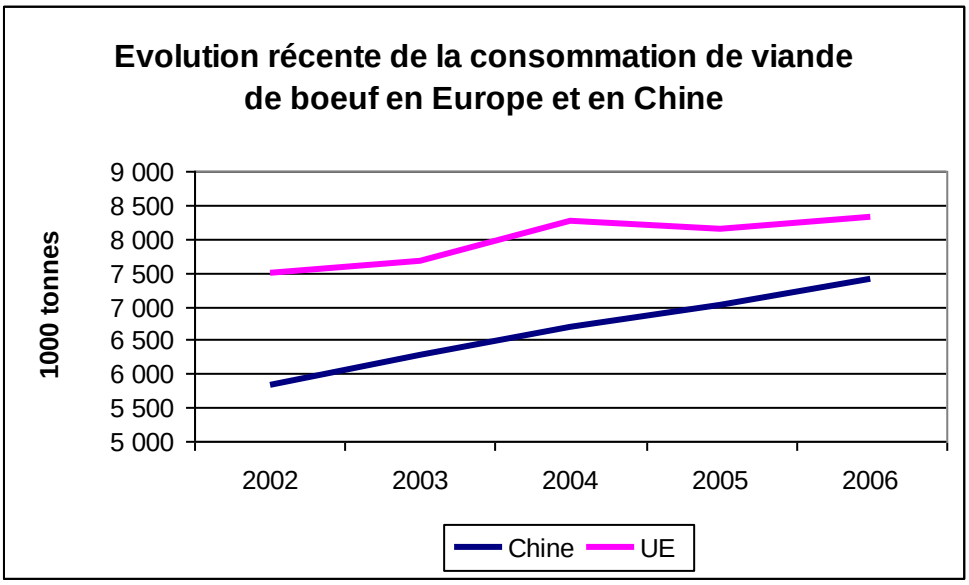
Source : ANUALPEC 2006.

Les perspectives de développement futur des exportations de viande bovine provenant d'Amazonie brésilienne augurent de menaces assez marquées pour la forêt amazonienne. D'une part, l'éradication de la fièvre aphteuse au Brésil a permis une réouverture des portes du marché européen (Nepstad & al., 2006). D'autre part, les nouvelles infrastructures routières programmées en Amazonie devraient améliorer davantage la compétitivité du bœuf brésilien (Barreto et al. 2006). Enfin, le comportement des consommateurs de plus en plus urbains des pays émergents, où la consommation de viande bovine était jusqu'à présent assez faible, aura un impact significatif sur la demande mondiale de viande bovine, car la corrélation entre l'augmentation des niveaux de vie et la croissance de la consommation de viande est une caractéristique commune de nombreuses sociétés contemporaines.

Par exemple, en 2006, la consommation annuelle de viande chinoise était de 5,6 kg par habitant, soit 15% seulement de celle du Brésil. Mais la consommation individuelle chinoise a progressé de 22% depuis 2002 alors qu'elle a régressé dans les grands pays développés

consommateurs de viande, comme les Etats-Unis et l'Union européenne (figure n°14). Jusqu'à présent, la croissance domestique du cheptel et de l'abatage a permis d'assurer l'autosuffisance en viande bovine de la Chine. Mais si le niveau de consommation individuel chinois s'approche de celui que l'on constate dans des pays à revenus similaires, il est possible que la Chine soit dans l'obligation d'importer des quantités significatives pour satisfaire sa demande intérieure. En outre, d'autres pays, en Asie du Sud-est, et surtout au Moyen Orient, consomment et importent de plus en plus de viande bovine (Tableau 5), à tel point que ces les importations cumulées de ces deux régions représentent désormais plus de la moitié des importations américaines (Office de l'élevage, 2007).

Figure 16 - Evolution de la consommation de viande de bœuf dans l'Union européenne et en Chine.



Source : Office de l'élevage, 2007

Selon Contini (2006), la production brésilienne de viande bovine devrait atteindre 12,6 millions de tonnes en 2015, soit une croissance annuelle de 4,4%, et les exportations devraient totaliser 2,7 millions de tonnes à cette échéance. L'amélioration des techniques d'élevage constitue toutefois une lueur d'espoir pour faire baisser le taux de déforestation lié à l'augmentation attendue de la consommation mondiale de viande bovine, en modifiant le caractère extensif de cette filière de production. De larges progrès ont en effet été observés

ces dernières années au niveau de la filière, les éleveurs utilisant désormais des procédés d'insémination artificielle, de sélection variétale, et d'engraissement.

Tableau 7 - Croissance de la consommation individuelle et des importations de viande bovine 2002-2006 dans quelques grandes régions importatrices

	Croissance 2002-2006			
	Consommation		Importations	
	kg/hab/an	%	1000 t	%
Chine	+1,0	+22%		
Union Européenne	-0,1	-1%	+13	+3%
Etats-Unis	-1,2	-3%	-29	-1%
Moyen Orient et Afrique du Nord	+0,6	+10%	+418	+73%
Asie du Sud-Est			+37	+8%

Source : Office de l'élevage, 2007

1.2.3.1.2. Les activités d'exploitation forestières

Les activités d'exploitation forestières regroupent un ensemble de secteurs variés dont certains se rapprochent fortement des activités agricoles, notamment les plantations forestières monospécifiques à croissance rapides (eucalyptus, acacias) destinées à la production de pâte à papier, qui s'apparentent fortement à d'autres types de plantations à vocation alimentaire (palmier à huile…) ou industrielle (hévéa…). Bien que considérée comme une activité industrielle à part entière, l'exploitation forestière destinée à la production de bois d'œuvre procède davantage du prélèvement d'une rente, dans le sens où elle prélève une ressource naturelle par extraction. En milieu tropical, très peu de bois d'œuvre est en effet issu de plantations. Enfin, la récolte de bois à usage énergétique relève davantage d'une activité artisanale dans la mesure où elle est essentiellement pratiquée sous les tropiques par récolte de sous-produits de l'agriculture et de l'exploitation forestière industrielle, même si dans quelques régions des filières d'approvisionnement sont plus organisées et des usages du bois collectés peuvent être industriels, comme par exemple dans le cas de la production sidérurgique au Brésil.

1.2.3.1.2.1. Les plantations forestières industrielles

Afin de faire face à la demande croissante de produits forestiers, de plus en plus de plantations d'arbres se sont implantées dans le monde. En milieu tropical, les conditions climatiques sont particulièrement favorables à la croissance rapide d'espèces telles que l'eucalyptus et l'acacia, largement utilisées dans la fabrication de pâte à papier. Selon la FAO (2001), les surfaces de plantations d'arbres ont été multipliées par quatre entre 1980 et 2000 sous les tropiques. Cette tendance devrait se poursuivre avec l'augmentation de la demande de bois, en particulier si de nouvelles utilisations se développent comme la production d'énergie à partir de biocarburants solides.

Les plantations forestières tropicales présentent une très grande diversité, allant des plantations villageoises à très petite échelle permettant de fournir du bois de chauffe et du bois d'œuvre, à des boisements de très grande ampleur mis en œuvre par des structures étatiques ou par des sociétés privées afin de développer une industrie nationale de la pâte à papier. Ce type de plantation s'est surtout développé au Brésil et en Indonésie, à travers la constitution de grands groupes industriels tels que l'entreprise brésilienne de production de pâte Aracruz, ou le géant indonésien du papier APP (Asian Pulp and Paper). Au Brésil, les plantations sont concentrées au sud et à l'est du pays, notamment dans la zone de forêt Atlantique, mais peu de projets de plantations ont été développés en Amazonie. Sur le continent africain, plusieurs expériences de plantations ont été menées avec des succès parfois mitigés, en particulier en raison d'une mauvaise gestion des plantations (Sembres & al. 2009).

Les plantations d'arbres sont mentionnées par certains auteurs comme des solutions permettant de faire baisser la pression sur les ressources forestières naturelles (Sedjo, 1999 ; FAO, 2004b). En augmentant l'offre de bois de plantation de bonne qualité à bas prix, la demande de bois issu de forêts naturelles diminuerait et permettrait ainsi de dédier les forêts naturelles à des fonctions essentiellement récréatives et environnementales (Sedjo and Botkin, 1997). Ces arguments ne sont toutefois pas unanimement partagés. Les plantations d'arbres à croissance rapide peuvent en effet s'implanter directement sur des forêts préalablement déboisées, à l'instar de ce qui est pratiqué dans le cas des cultures agricoles de rente (Kartodihardjo and Supriono, 2000). Sembres & al. (2009) estiment de l'ordre de 15% les plantations forestières qui ont directement remplacé des forêts naturelles humides peu ou pas dégradées.

Un autre impact des plantations sur la déforestation est lié à l'effet prix. Il est possible qu'en raison du développement de l'offre de bois de plantation à bas coût, la valeur des forêts naturelles de production diminue. Les terres forestières bon marché seraient alors l'objet de convoitises pour des usages plus lucratifs tels que l'agriculture commerciale ou l'élevage extensif (Sembres & al., 2009). En outre, certaines organisations écologistes ont montré que les usines de fabrication de pâte dont la matière première est du bois de plantation, peuvent être confrontées à des ruptures ou des irrégularités d'approvisionnement. Si l'offre de bois de plantation n'est pas assez régulière ou trop lente, la pression sur les ressources forestières naturelles peut s'accroître (Belcher & Gennino 1993).

Une telle situation a été constatée en Indonésie où le gouvernement affichait dès la fin des années 1980, des plans très ambitieux de développement des plantations d'arbres à croissance rapide : l'objectif était d'atteindre progressivement le niveau de 10,5 millions d'hectares d'ici 2030 (Banque mondiale, 1995, citée par Sunderlin & Resosudarmo, 1996). En 1995, les prévisions de 1,8 millions d'hectares étaient loin d'être réalisées, puisque les plantations s'étendaient sur 520 000 hectares seulement (Sunderlin & Resosudarmo, 1996). Or, les capacités industrielles de transformation en pâte à papier étaient quant à elles bien réelles. La capacité de production de pâte indonésienne a en effet été multipliée par dix en une décade, atteignant 6,3 millions de tonnes de pâte séchée à l'air en 2003 (Pirard & Cossalter, 2006). Par conséquent, le déficit d'approvisionnement en bois des usines de pâte atteignait 40 à 45 millions de mètres cubes par an au début des années 2000, déficit qui a été largement comblé par des prélèvements illégaux de bois dans les forêts naturelles indonésiennes (FWI/GFW, 2002). Le gouvernement indonésien compte pousser encore un peu plus le développement des capacités de production de pâte avec la construction de douze nouvelles unités. Les besoins en bois de trituration atteindraient alors 64 millions de m^3 par an en 2025. Afin de combler le déficit de matière première, le gouvernement entend ajouter 5 millions d'hectares de plantations d'arbres d'ici à 2016, dans le cadre de son programme de développement des forêts industrielles. Mais les taux de boisement annuels sont bien plus faibles que ceux projetés officiellement. Il est donc fort probable que les objectifs affichés pour 2016 ne seront pas atteints. Plus de 714 000 hectares devraient en effet être plantés annuellement pour satisfaire les objectifs affichés, ce qui nécessiterait de multiplier par dix le taux de plantation en cours (Verchot & al., 2010). Par conséquent, la plupart des observateurs mettent en doute les projections réalisées par le gouvernement indonésien. Les objectifs de plantation ne seront vraisemblablement pas atteints. En revanche, il est fort probable que les usines de production

de pâte seront opérationnelles, ce qui laisse craindre une pression supplémentaire sur les forêts naturelles dont le bois sera utilisé pour leur approvisionnement en matière fibreuse, alimentant les filières d'exploitation illégale des forêts naturelles.

1.2.3.1.2.2. L'exploitation industrielle du bois

Les exploitants forestiers n'effectuent que très rarement des coupes rases sous les tropiques. Les modes d'exploitation sont sélectifs, par écrémage des essences qui possèdent les plus grandes valeurs commerciales. En Afrique centrale, la récolte de bois se situe en général dans une fourchette comprise entre 0,5 et 3 arbres par hectare, tout au plus 4 tiges par hectare (Devers & Vandeweghe, 2007). C'est également le cas en Amazonie alors que dans les forêts du sud-est asiatique, les taux de prélèvements peuvent monter jusqu'à 15 pieds à l'hectare (Karsenty, 1999). Alors qu'il n'y a que 7 à 8 tonnes de bois de valeur à l'hectare en Amazonie, on compte 15 à 20 tonnes en Afrique et de 25 à 30 tonnes en Asie (Bonaudo, 2005).

Dans l'ensemble des zones tropicales, le prélèvement moyen est plus élevé près des côtes en raison de coûts de transport plus faibles qui permettent de vendre les bois moins précieux, pour lesquels les marges commerciales sont réduites. Par ailleurs, ce prélèvement sélectif masque souvent l'importance de la « repasse », c'est-à-dire le retour sur une parcelle déjà exploitée plusieurs années avant afin de récolter les bois faisant l'objet d'une commande spécifique. Les volumes exploités pourraient donc être bien supérieurs aux chiffres généralement avancés par les exploitants forestiers qui mettent en avant le caractère sélectif de l'exploitation pour minimiser leurs responsabilités (Karsenty 1999). Or les impacts des passages répétés sont plus significatifs que lorsque le bois est récolté en une seule fois et que la période de régénération entre deux passages de coupe est plus longue.

Essentiellement en raison de son caractère sélectif, l'extraction du bois est rarement une cause directe importante de la déforestation – comparée à d'autres activités comme l'agriculture et l'élevage. Néanmoins, l'exploitation industrielle des bois a tout de même des impacts directs inévitables sur la forêt. On ne peut couper de grands arbres sans occasionner d'impacts sur l'environnement. L'exploitation provoque des dégâts sur les forêts résiduelles, en détruisant des arbres et toutes sortes de plantes lors de l'accès aux espèces récoltées, de leur abattage et de leur débardage effectué à l'aide d'engins puissants. On estime que pour un prélèvement

moyen de 1 à 2 arbres à l'hectare, les pertes de couvert forestier se montent à 1 à 2% de la superficie totale exploitée pour les pistes secondaires et parcs à bois, 2 à 4% pour les pistes de débardage. L'installation de campements d'ouvriers et parfois d'unités de transformation telles que des scieries à proximité des zones d'exploitation entraîne également la perte de forêts. Au total, selon certaines estimations, l'extraction de 1 à 2 tiges par hectares réduirait de 10% le couvert forestier (Devers & Vandeweghe, 2007). D'autres études indiquent qu'entre 50 et 70% de la canopée est ouverte lors de l'exploitation conventionnelle des bois de manière sélective, par le biais de l'ouverture des routes et de la chute des arbres (Amelung & Diehl, 1992 ; Burgess, 1993).

Par ailleurs, l'exploitation se traduit également par une diminution de certaines espèces et un appauvrissement génétique des peuplements dans les massifs forestiers exploités (Doucet, & Kouadio, 2007). La régénération est difficile car les espèces les plus prisées sont pour la plupart héliophiles : leur croissance requiert de la lumière au stade post semis, ce qui est très rare compte tenu que la régénération s'effectue la plupart du temps en sous-bois. La plupart des espèces exploitées les plus commercialisées sont d'ailleurs considérées par l'UICN comme des espèces vulnérables, menacées ou en danger d'extinction (Groombridge, 1993). Enfin, la faune est également perturbée par les nuisances sonores et par la pollution provenant de l'utilisation de machines.

L'exploitation industrielle pratiquée de manière minière, synonyme d'un *« écrémage qui n'est pas écologiquement durable »* (Devers & Vandeweghe, 2007), est encore une pratique généralisée dans la plupart des régions forestières tropicales. La sélection de certaines espèces conduit à modifier la composition de la forêt, certains arbres étant menacés de disparition, tandis que d'autres espèces de peu d'intérêt commercial prolifèrent. A la fin des années 1980, un rapport de l'OIBT montrait que la grande majorité des forêts de production étaient gérées selon une logique d'exploitation minière (Poore & al., 1989). Même si des progrès ont été réalisés depuis, une nouvelle évaluation plus récente montre que cette situation prévaut encore à l'heure actuelle (OIBT 2006a).

Bien que non exempte d'impacts directs, l'exploitation industrielle des bois a surtout des impacts indirects sur les massifs forestiers. Elle est généralement mentionnée comme un facteur d'accélération du déclin forestier dans la littérature (Barbier & al., 1995 ; Angelsen,& Kaimowitz 1999, Dudley & al.,1995). Même sélective, l'exploitation des forêts primaires rend en effet les espaces exploités plus vulnérables aux incendies, en raison des ouvertures

pratiquées dans les massifs et de la présence de résidus de coupe hautement inflammables (Nepstad & al., 1999 ; Iskandar & al., 2006).

Le réseau de routes d'exploitation forestière permet aux chasseurs d'accéder plus facilement aux massifs forestiers isolés riches en gibier et de réduire largement les temps de transports entre les lieux de chasse et les zones de consommation (Wilkie & al., 1992, Fa & al. 2005). Les campements des chantiers d'exploitation forestière servent de bases à partir desquelles les activités de chasse se développent au plus profond des forêts, contribuant ainsi à la perte de la biodiversité forestière (Wilkie & al., 1992 ; Wilkie & al., 2000). Les salariés des entreprises d'exploitation constituent un débouché pour les produits cultivés et les produits de la chasse. Parfois les employés de l'industrie d'exploitation du bois se rendent complices de l'utilisation illégale des ressources de la forêt, en fournissant des armes aux braconniers ou en chassant eux-mêmes. Ils profitent notamment de leur présence sur les chantiers d'exploitation pour poser de pièges ou chasser.

Les pistes principales et secondaires créées par les sociétés d'exploitation forestière contribuent également à fragmenter le couvert forestier et à l'installation migrants qui convertissent la forêt en cultures agricoles, notamment lorsque la croissance démographique et la demande urbaine en produits agricoles est forte (Wilkie & al., 2000 ; Laurance & al., 2006a ; Laurance & al., 2008). Les populations installées le long des pistes organisent un commerce de produits agricoles et de viande de brousse qui entraine progressivement la dégradation des forêts et leur perte progressive.

En définitive, l'impact le plus important de l'exploitation forestière industriel est indirect : il s'agit de l'ouverture de chemins forestiers qui sont utilisés par les braconniers pour chasser la viande de brousse et par des agriculteurs migrants qui défrichent en bordure de ces chemins.

En Afrique centrale, le prélèvement très sélectif est quasiment généralisé sur l'ensemble du massif forestier exploitable (Nasi & Guéneau 2007). Malgré l'immense richesse des forêts, plus des trois-quarts des exportations de bois sont assurées par 9 espèces au Gabon, 3 au Congo, et 6 au Cameroun (ATIBT 2006, cité par Doucet & Kouadio, 2007). Une seule espèce, l'Okoumé, assure la moitié des exportations du Gabon (Doucet, 2007). Selon Burgess (1993), entre 1981 et 1985, 99% des surfaces déboisées dans six pays africains étaient situées sur des zones préalablement exploitées pour leur bois. Certains auteurs estiment cependant que l'exploitation du bois représente probablement davantage une cause importante de

dégradation forestière que de déforestation dans cette région (Laurance & al., 2006a ; Malcolm & Ray, 2000).

Sierra et Stallings (1998) ont mis en évidence le lien entre exploitation forestière industrielle des bois et déforestation dans l'ouest de l'Equateur : 70% des pertes de forêts dans cette région seraient causées par la récolte des bois. Les estimations réalisées au Brésil par Nepstad et al. (1999) montrent également que les activités d'exploitation forestières sont responsables du déclin de 10 000 à 15 000 km² de forêts amazonienne chaque année. Dans les principaux états producteurs de bois de l'Amazonie brésilienne, la production de bois d'œuvre s'opère essentiellement sur des durées courtes, par le biais d'exploitants qui recherchent constamment de nouvelles propriétés à acheter ou à exploiter en fermage. Une multitude de petits exploitants forestiers, dont nombreux ne sont pas référencés et n'ont pas d'existence légale, exploitent le bois sans plan de gestion, sur des propriétés qui ne leur appartiennent pas. De plus, dans les propriétés rurales, la plupart des colons estiment que le bois ne constitue pas une ressource économiquement viable à long terme. Il s'agit d'un moyen de générer rapidement des capitaux afin d'occuper des terres en implantant des pâturages (Piketty et al., 2002). L'exploitation des ressources forestières a toujours été considérée comme économiquement moins rentable que d'autres usages de la terre en Amazonie Brésilienne.

Dans le sud-est asiatique, notamment en Indonésie, les prélèvements à l'hectare sont très élevés, pouvant atteindre près de 100 m3/ha, et les dégâts au peuplement résiduel considérables (Nasi & Guéneau 2007). L'interdiction d'exportation de grumes décrétées dans les années 1980 a conduit à surdimensionner les capacités industrielles de transformation indonésiennes : la récolte dépasse largement les seuils officiellement fixés, qui permettraient théoriquement de maintenir les stocks de bois sur pied et les surfaces forestières. L'exploitation forestière industrielle, en grande partie illégale, est considérée par plusieurs auteurs, ONG et organisations internationales comme une cause fondamentale de la dégradation des forêts asiatiques (Gautam & al., 2000 ; Tacconi, 2007). Les taux élevés d'extraction fragmentent le massif forestier et le fragilise en le rendant plus sensible aux incendies catastrophiques tels que celui qui a ravagé les forêts indonésiennes en 1997.

1.2.3.1.2.3. La récolte de bois de feu

Le bois est la source énergétique la plus utilisée dans les pays en développement, et peu d'alternatives à son utilisation par les populations les plus pauvres sont envisagées. Selon l'Agence internationale de l'énergie (AIE) environ 40% de la population mondiale – soit 2,7 milliards de personnes – ont recours à la biomasse traditionnelle (bois de feu, charbon de bois, déchets agricoles…) pour cuire leurs aliments, et cette dépendance ne devrait pas s'améliorer au cours des prochaines décennies. (IEA, 2010). Cette situation est particulièrement critique en Afrique subsaharienne. La proportion de la population de cette région dépendante de biomasse pour ses besoins de cuisson atteint 93% dans les zones rurales et 58% dans les villes (IEA 2006). Selon la FAO, le bois de feu constitue plus des trois quart des volumes de bois récoltés dans les pays en développement, et cette proportion est encore plus élevée en Afrique (FAO, 2005). En RDC, par exemple, on estime que le volume de bois de feu récolté atteint 46 millions de mètres cubes contre moins de 250 mille mètres cubes de bois rond industriel produits, soit un volume deux cent fois plus important (Leslie et al., 2002).

Le rôle du bois de feu dans les processus de déforestation a été l'une des sources de préoccupation majeure des organisations internationales et des agences de coopération bilatérales au cours des années 1970. On parlait alors de « crise du bois de feu » pour évoquer la déforestation induite par la récolte de bois dans les régions tropicales (Eckholm, 1975). Les scénarios alarmistes de l'époque prévoyaient une surexploitation massive des forêts afin de subvenir aux besoins énergétiques de populations pauvres de plus en plus nombreuses. La FAO, par exemple, estimait au début des années 1980 que plus de la moitié des deux milliards d'individus dépendants du bois de feu pour se nourrir et se chauffer surexploitaient les ressources forestières pour subvenir à leurs besoins élémentaires, et compte tenu de la croissance de la population rurale, les projections de cette organisation indiquaient de sérieux déficits d'approvisionnement à l'horizon 2000 (De Montalembert & Clement, 1983).

Ce diagnostic alarmiste a depuis été considérablement modéré (Arnold & al., 2003). Le déficit de bois énergie anticipé dans les années 1970 s'est en effet révélé largement surestimé et les effets escomptés de ce déficit sur la déforestation ne se sont pas produits. La demande a été satisfaite de plus en plus par les plantations, les arbres et arbustes hors forêts, et les sous-produits de l'exploitation industrielle réduisant ainsi la pression sur les forêts denses (Arnold & al., 2006). Le bois restera toutefois une source importante d'énergie dans les pays en

développement, en particulier en Afrique où les prévisions réalisées en 2001, d'une hausse de la consommation de 34 % entre 2000 et 2020, pourraient être sous-estimées en raison de l'augmentation des prix des autres sources d'énergie comme le pétrole (FAO, 2009).

Si d'un point de vue global, le bois de feu n'est pas une cause de déclin généralisé des larges massifs de forêts denses, sa récolte constitue néanmoins une menace sérieuse au niveau de certaines localisations spécifiques. En premier lieu, les forêts tropicales sèches sont particulièrement affectées par les besoins énergétiques des populations croissantes. Les volumes de bois disponibles y sont plus rares qu'en zone humide, et les conditions agro-climatiques offrent un potentiel de régénération et de croissance faible.

Dans les régions tropicales humides, la pression du bois énergie s'exerce essentiellement à proximité des grandes villes, en particulier en Afrique, en raison d'une très forte demande des ménages urbains et de petites industries, notamment en charbon de bois (Arnold & al., 2006). Le déboisement en cercle concentriques autour des grandes villes a progressé au fil des ans de sorte que l'approvisionnement se réalise de plus en plus loin des centres urbains, comme c'est le cas dans plusieurs grandes villes de République Démocratique du Congo comme Kinshasa ou Kisangani (Schure & al., 2009). La production de bois de feu et de charbon de bois est généralement artisanale et sert dans le même temps à défricher des parcelles de forêts à des fins agricoles.

En dehors de sa fonction d'approvisionnement des grandes zones urbaines, la récolte de bois de feu ne constitue pas réellement une cause primordiale de déforestation car il s'agit essentiellement d'un sous-produit de l'agriculture et de l'exploitation forestière industrielle, les utilisateurs ramassant le bois laissé sur place par les forestiers lors de l'extraction d'essences précieuses ou défriché par les agriculteurs lors d'implantation de cultures agricoles (Wilkie & al., 2000).

1.2.3.1.3. Les infrastructures

Les forêts sont coupées pour construire toute une série d'infrastructures, dans l'objectif de désenclaver, ou d'exploiter les ressources naturelles abondantes des régions forestières tropicales : aéroports, routes, plateformes d'exploitation pétrolières et minières, barrages hydroélectriques, pipelines, lignes électriques, etc. Il est largement reconnu que l'absence d'infrastructure est une entrave importante au développement économique d'un pays

(Bakouma 2001). Il est légitime qu'une nation aspire à développer ses infrastructures dans le but d'accroître la prospérité globale du pays.

La construction d'infrastructures ne génère pas en elle-même de déforestations de grande ampleur, bien qu'elles puissent être relativement importantes au plan local. Par exemple, on estime que durant la phase exploratoire, chaque plateforme pétrolière induit la coupe rase de 2 à 5 hectares de forêts, et entraîne une déforestation additionnelle de 15 hectares liée à l'utilisation de bois de construction (Southgate & Whitaker, 1992, cités par Wunder, 1997). Les larges projets hydroélectriques sont ceux dont les effets directs sur l'écosystème forestier au niveau local sont les plus importants. En Amazonie par exemple, en raison du relief très plat du bassin, chaque retenue d'eau entraîne l'inondation de larges surfaces de forêts, générant la mort de nombreuses espèces animales et végétales.

C'est surtout la construction de routes qui constitue l'un des facteurs d'origine du déclin forestier tropical le plus significatif. La construction de routes est souvent considérée comme un facteur de développement majeur d'une région. L'extension du réseau routier est corrélée à la croissance du PIB, mais bien souvent également à la croissance de la déforestation (Wilkie & al., 2000). Le désenclavement des régions forestières induit par la construction de routes, conduit automatiquement à une amélioration de l'accès à de nouvelles terres agricoles, à des ressources minières et naturelles disponibles au plus profond de la forêt et à la baisse des coûts de transport des marchandises. Sans les routes, les exploitants forestiers, les compagnies minières, les prospecteurs, les agriculteurs et les migrants ne seraient pas en mesure d'accéder et d'exploiter les ressources forestières au-delà de la lisière de la forêt.

Si les surfaces de forêts directement converties en routes sont relativement faibles, la création des routes entraîne en revanche une déforestation indirecte dont de nombreux auteurs s'accordent à montrer l'importance (Chomitz & Gray 1996 ; Rudel & Roper, 1997 ; Wilkie & al., 2000 ; Nepstad & al., 2001 ; Reid & al., 2005 ; Fearnside, 2007 ; Suarez & al. 2009 ; Laurance & al, 2009). Les routes entraînent généralement le déboisement d'une bande plus ou moins large de part et d'autre de la route, mais également la création de routes et chemins secondaires d'exploitation, ou de liaison avec d'autres voies de communication comme les cours d'eaux. En RDC et au Gabon, les défrichements réalisés par les agriculteurs familiaux conduisent à l'apparition d'une bande de culture d'une largeur de 5 km continue de part et d'autres des routes (Bamba & al., 2010). Ces bandes de défrichements le long des routes semblent plus élevées en Amérique latine.

Dans l'Etat du Para, en Amazonie brésilienne, environ 80% des zones déboisées sont situées à une distance de 30km des routes officielles (Barreto & al., 2006). Dans cette région, la déforestation a progressé concomitamment à la construction des routes, passant de 0,6% à 17,3% de la superficie de l'Etat entre 1972 et 1985 (Contreras-Hermosilla 2000). Au total, plus des deux tiers de la déforestation amazonienne ont eu lieu à une distance de 50 km des routes asphaltées (Nepstad & al., 2001). Récemment, de nombreuses ONG écologistes se sont mobilisées pour contrer le projet de pavement de la route BR 163. Cette route relie Cuiaba, la capitale de l'état du Mato Grosso au sud de l'Amazonie, à Santarem, une ville portuaire située en plein cœur du massif forestier où l'entreprise multinationale Cargill a construit des installations portuaires modernes de grande capacité afin de transporter l'immense production de soja du Mato Grosso destinée à l'exportation. Selon certaines estimations, le pavement de cette route entraînerait une baisse sensible des coûts de transports du soja, et par conséquent, une augmentation de 70% de la surface où la culture du soja serait financièrement rentable. Les surfaces de soja cultivé pourraient ainsi passer de 120 000 km² à 205 000 km², au détriment de larges pans de forêt naturelle (Vera-Diaz & al., 2009).

En outre, en facilitant l'accès aux massifs forestiers, les routes contribuent au développement d'activités de déboisement à vocation essentiellement spéculatives. En effet, les terrains forestiers les plus accessibles sont aussi ceux dont la valeur foncière est la plus élevée. (Kaimowitz 1999). Par exemple, la construction de la route BR163 reliant Cuiaba à Santarem a provoqué un emballement des prix de la terre qui ont progressé de 29 % pour les pâturages et de 250 % pour les terres boisées entre novembre 2001 et avril 2002 (Barreto & al. 2006).

De Luca (2006) a réalisé une revue de 36 études de cas d'impacts des routes sur la déforestation. Il indique que 61 % des travaux analysés montrent un effet évident de la proximité des routes sur la perte de forêts. Le reste des études signalent des résultats moins étayés ou plus mitigés, mais aucun des articles étudiés ne montre que les routes ont une incidence positive sur la déforestation, par exemple à travers la création d'une barrière à l'avancée des fronts pionniers agricoles. Il est donc largement admis, dans la littérature, que la construction de routes est un puissant facteur d'accélération de la déforestation, à travers son rôle dans l'extension des fronts pionniers agricoles et forestiers tropicaux à travers le monde.

La plupart des travaux existants sur les impacts des routes mettent en avant l'ouverture des routes d'exploitation forestières comme facteur incontestable de décloisonnement des massifs forestiers, rendant les exploitants indirectement responsables de l'implantation des agriculteurs qui déboisent les forêts (Veríssimo et al. 1995 ; Rudel & Roper, 1996 ; Angelsen

& Kaimowitz 1999 ; Wilkie & al. 2000 ; Brandão and Souza 2006). Le transport par voies d'eau est trop lent et génère trop de pertes, ce qui incite les entreprises forestières à investir dans la construction de routes.

Dans de nombreuses régions tropicales, les entreprises d'exploitation industrielle du bois sont également des entreprises de construction de route, avec des employés qui sont des ingénieurs civils, comme c'est le cas dans le Nord de la République du Congo par exemple. Certaines grandes entreprises d'exploitation du Nord du Congo ont arrêté de transporter les grumes par voie fluviale vers Brazzaville et construit plus de cent kilomètres de routes au Cameroun afin de pouvoir relier par transport terrestre le port de Douala situé à plus de 1100 km des chantiers d'exploitation (Wilkie & al., 2000).

L'impact des activités humaines peut se faire sentir à des distances assez éloignées des grandes routes, comme le prouvent les données sur les incendies de forêts en Amazonie brésilienne. Les éclaircies pratiquées dans des zones assez éloignées des routes officielles sont rendues possibles par la construction de réseaux de routes secondaires, qui ne sont pas toujours officiellement autorisées et répertoriées par les pouvoirs publics. Par exemple, dans le Sud de l'Etat du Para, en Amazonie brésilienne, le WRI a réalisé un travail de cartographie au moyens d'images satellitaires montrant que les éleveurs, les exploitants forestiers, et les prospecteurs miniers ont construit quelques 17 000 km de routes entre 1985 et 2001, dont 60% pénètrent des massifs auparavant peu perturbés de forêts publiques en libre accès (Barreto & al., 2006). De tels réseaux de routes s'enfonçant dans des massifs forestiers de forêt primaire ont été recensés dans les autres régions tropicales par le WRI, que ce soit en Afrique centrale (Minnemeyer, 2002) ou en Asie (FWI/GFW, 2002).

Plusieurs études montrent que les routes construites par les entreprises d'exploitation forestières contribuent également de manière directe et indirecte à dégrader fortement les écosystèmes forestiers (Wilkie & al, 2000 ; Laurance & al, 2006a, 2008, 2009). Les routes forestières impactent directement la faune sauvage des forêts tropicales par le biais de la pollution créée, des collisions entre les animaux et les véhicules, de la création de barrières artificielle limitant la circulation des animaux, etc., autant de facteurs qui peuvent conduire à des extinctions d'espèces au niveau local (Laurance & al., 2009). En outre, les routes réduisent considérablement la distance de marche d'un point d'accès (route ou voie navigable) aux zones de chasse. Wilkie & al, 2000 signalent par exemple que l'existence de routes forestières en Afrique centrale permet parfois de diviser par quatre le temps d'accès des populations locales aux zones de chasse, augmentant ainsi la pression de la chasse sur la faune

forestière. La création de réseaux de voies primaires et secondaires par les entreprises forestières contribue non seulement à accéder à des massifs forestiers isolés, à doper la consommation locale de viande de brousse, mais aussi à fragmenter les massifs forestiers en des poches de tailles réduites, déconnectées entre elles, et entraînent une érosion généralisée de la biodiversité (Wilkie & al., 2000 ; Laurance & al., 2009).

Les processus dommageables relatifs à la construction de routes sont toutefois presque toujours liés à d'autres facteurs. L'ouverture de routes serait en quelque sorte le déclencheur de processus complexes de déforestation, dont l'ampleur peut varier en fonction du contexte écologique (la qualité des sols par exemple), social (les facilités d'accès à la terre, la pauvreté, la démographie, etc.), économique (le coût du travail, la proximité des marchés, etc.) et institutionnels et politiques (le contrôle de l'usage des ressources, l'existence de législations sur les études d'impact environnementales, etc.). Mäki & al. (2001), par exemple, décrivent la complexité des impacts qui découlent du lent processus de construction d'une route reliant deux agglomérations urbaines en Amazonie péruvienne. Sans minimiser les impacts environnementaux générés par cette nouvelle voie d'accès, ils insistent sur l'absence de mesures visant à éviter les effets indirects de la construction de la route sur l'accélération de la déforestation. Dans ce cas, comme dans bien d'autres régions tropicales où des routes ont été construites, l'absence d'études d'impact, les programmes de colonisation et les incitations gouvernementales favorisant le déboisement sont autant de facteurs qui, davantage que l'existence de la route, ont des effets sur la diminution du couvert forestier. De même, Nepstad & al. (2001) montrent les interactions entre les routes, les systèmes d'élevage extensifs et la déforestation en Amazonie brésilienne : la fragmentation des massifs forestiers générée par l'ouverture de routes conduit à l'apparition de larges incendies initiés par les éleveurs qui ne sont plus stoppés par le pare-feu naturel que constitue la végétation humide très dense.

Les gouvernements jouent un rôle important dans l'extension des réseaux routiers. Les grands programmes d'infrastructure qui ont été mis en œuvre à partir des années 1970 visaient à désenclaver les régions forestières et à les coloniser. Parmi les projets gouvernementaux les plus connus figurent la construction de la route transamazonienne au Brésil, ou le plan ambitieux de construction de routes en Amazonie équatorienne, qui mobilisa la moitié des investissements du pays pendant plusieurs années (Wunder & Verbist, 2003). Les gouvernements ont également joué un rôle à travers leurs politiques de concession forestière en délégant – et parfois même en demandant explicitement – aux entreprises d'exploitation

forestières la construction et l'entretien de routes forestières (ATIBT, 1999). Enfin, en instituant des politiques foncières qui conditionnent l'accès à la propriété par le déboisement et la mise en culture ou en pâturage, les politiques gouvernementales accentuent les probabilités de déboisement à proximité des voies d'accès nouvellement construites.

1.2.3.1.4. La chasse

Si les activités de chasse n'induisent pas de déforestation, elles représentent toutefois l'une des principales causes de dégradation des forêts, notamment en Afrique et en Asie où la viande de brousse est très appréciée. La chasse est pratiquée dans les forêts tropicales depuis 100 000 ans, voire davantage, mais la consommation de viande sauvage originaire des forêts tropicales est en forte progression en Asie du sud est et en Afrique centrale et orientale depuis quelques décennies seulement (Milner-Gulland & al., 2003). Dans ces deux régions, les préférences culturelles pour la viande d'origine sauvage sont très marquées, à tel point qu'elle est consommée même lorsque d'autres produits tels que la viande d'élevage sont disponibles. Ce n'est pas le cas en Amérique latine où les animaux d'élevage fournissent la majeure partie des sources de protéines des populations rurales et urbaines. Le gibier constitue une ressource alimentaire, peu chère et de haute qualité pour les populations rurales. La chasse est également une des principales activités économiques en zone rurale ; elle demande très peu d'investissements et est très rentable (Robinson & Bennett, 2000 ; Devers & Vandeweghe, 2007).

Compte tenu de la faible productivité des forêts tropicales pour les grands animaux, comparée à celle qui prévaut dans d'autres écosystèmes, il faut au minimum 1 km^2 de forêt tropicale pour assurer durablement la consommation de protéine issue de viande sauvage d'une seule personne (Robinson & Bennett, 2000). Or, la croissance de la consommation de viande sauvage, dans les centres urbains notamment, induit une demande qui excède largement l'offre disponible dans de nombreuses régions forestières tropicales du sud-est asiatique et de l'Afrique de l'ouest et du centre. Par exemple, certains auteurs ont estimé que les prélèvements de viande d'origine sauvage réalisés en Côte d'Ivoire en 1996 se montaient à 120 000 tonnes, soit plus du double de la production annuelle de viande issue d'animaux domestiques (Caspary 1999).

La faune des forêts tropicales humides est donc surexploitée, conduisant à l'extinction locale – voire mondiale - de nombreuses espèces, et à une modification profonde des écosystèmes forestiers tropicaux (Robinson & Bennett, 2000). Le "syndrome de la forêt vide" (Redford, 1992) est de plus en plus fréquemment observé, y compris dans certaines forêts tropicales protégées (Williamson 2002). Les niveaux de prélèvement qui excèdent largement les stocks constituent l'une des plus graves menaces qui pèse sur la biodiversité des forêts tropicales asiatiques et africaines (Milner-Gulland & al., 2003), non seulement en raison de la disparition de certaines espèces animales, mais également en raison du rôle primordial que jouent ces espèces dans les processus écologiques tels que la prédation, la pollinisation et surtout la dispersion et la germination des semences des arbres, qui permet de maintenir une importante diversité des variétés végétales sur l'ensemble du massif forestier. Le maintien des espèces végétales est largement dépendant de la conservation des espèces animales.

Les forêts du sud-est asiatique sont fortement dégradées en raison de la pression de la chasse. La viande sauvage chassée en forêt est en effet largement consommée dans cette région. (Robinson & Bennett, 2000). Ce sont surtout les marchés urbains fortement rémunérateurs qui tirent la consommation à la hausse, la viande sauvage étant généralement considérée comme un produit de haute gamme, consommé par les couches sociales les plus aisées (Bennett & Rao 2002). Au fur et à mesure de l'ouverture des routes d'exploitation forestière, la pression sur les espèces animales sauvages des forêts s'intensifie. Dès qu'une route est ouverte, on observe une progression très forte du nombre d'animaux chassés et des volumes de viande commercialisés sur les marchés urbains de luxe, puis une chute très brutale de la vente des plus grands animaux, dès lors que l'espace forestier situé à proximité de la nouvelle route a été « ratissé ». Au commerce de viande de grandes espèces animales se substituent alors le commerce d'animaux de plus petite taille moins lucrative. Puis, une fois l'ensemble des ressources fauniques de la zone épuisée, le commerce de viande reprend ailleurs, suivant l'ouverture d'une nouvelle piste d'exploitation forestière (Bennett & Rao, 2002).

En Afrique où la densité de grands mammifères en forêt est relativement plus importante que dans les autres régions, la viande d'origine sauvage peut constituer la principale source de protéine animale. Au Libéria, par exemple on estime que la viande sauvage satisfait les trois-quarts des besoins en protéine de la population du pays. De nombreux auteurs estiment qu'à l'heure actuelle, les forêts d'Afrique centrale souffrent de dégradations liées essentiellement à la pression des activités de chasse (Devers & Vandeweghe, 2007 ; Wilkie & al, 1992 ; Fa & al., 2005 ; Laurance & al, 2006a ; Laurance & al., 2008 ; Robinson & Bennett, 2000 ; Bennett

2002). La chasse s'est considérablement développée au cours des vingt dernières années, passant d'une activité de subsistance à une activité commerciale très lucrative pour les populations forestières. Le braconnage est largement répandu sauf dans quelques endroits isolés à l'est de la RDC. Dans une zone de 10 à 15 km autour des villages et des routes, les populations d'espèces sauvages recherchées pour leur viande, notamment celles de grande taille telles que les éléphants ou les primates, déclinent rapidement (Wilkie & al., 2000). Les espèces capturées servent généralement à alimenter des marchés urbains où la demande de viande de brousse est de plus en plus élevée en raison notamment de la démographie galopante et de l'absence de sources de protéines alternatives à bas coûts.

Selon le Partenariat pour les Forêts du Bassin du Congo (PFBC), *« le commerce de viande de brousse a pris une telle ampleur que presque toutes les espèces de mammifères et d'oiseaux de grande taille sont menacées »* (Devers & Vandeweghe, 2007). Fa & al. (2002) signalent que les stocks de 60% des 57 espèces de mammifères, oiseaux et reptiles chassés dans le Bassin du Congo sont en diminution. L'Afrique centrale serait, selon les mêmes auteurs, la région tropicale où la chasse se développe le plus intensément dans le monde, avec une production de viande de brousse qui atteindrait 5 millions de tonnes annuels. Malgré le degré de précision relatif des méthodes de recensement de la faune en milieu tropical (Milner-Gulland & al., 2003) certains auteurs estiment que les taux de prélèvements d'animaux par le biais de la chasse sont six fois supérieurs aux taux maximum durables qui permettraient le maintien du stock en Afrique centrale (Bennett, 2002). Compte tenu de l'absence d'une offre de sources de protéines alternatives dans la région, l'extraction de viande de brousse est fortement corrélée à la croissance de la population. Bien que la relation ne soit pas linéaire, l'augmentation des revenus conditionne également le niveau de prélèvement d'animaux sauvage. La combinaison de ces deux facteurs laisse présager des conséquences très graves à l'horizon 2050, non seulement en termes de disparition des principales espèces de grands et moyens mammifères, mais également en termes de sécurité alimentaire, avec l'apparition de fortes carences protéiniques (Fa & al, 2003)

1.2.3.1.5. L'exploitation des ressources épuisables

Les forêts tropicales regorgent de larges réserves de ressources naturelles épuisables telles que le pétrole, le gaz et divers minerais, dont une grande partie n'a pas encore été exploitée. Comparée à l'agriculture et à l'exploitation forestière, l'influence des activités d'extraction

minières ou pétrolières sur les taux de déforestation à l'échelle nationale est moindre (Sembres, 2009). Toutefois, certaines activités peuvent avoir des effets sanitaires particulièrement importants pour les populations forestières et des impacts environnementaux localisés extrêmement significatifs. En règle générale, les incidences environnementales indirectes de l'exploitation minière, pétrolière et gazière sont beaucoup plus significatives que les impacts directs (Reed & Miranda, 2007). De la même manière que pour l'exploitation du bois, l'augmentation des revenus tirés de l'extraction de ressources épuisables telles que l'or ou le pétrole conduit à attirer les populations sur les sites d'exploitation et par conséquent, à accroître la pression sur la faune locale et à dégrader les forêts aux alentours des sites.

1.2.3.1.5.1. L'exploitation pétrolière et gazière

L'impact direct de l'extraction pétrolière sur la déforestation est relativement modéré par rapport à d'autres activités comme l'agriculture ou l'élevage. Toutefois, la baisse des réserves de pétrole exploitées en mer et dans d'autres zones relativement accessibles conduit à une augmentation du prix du pétrole, et stimule les activités de prospection pétrolière en forêt tropicale à des niveaux jamais atteints auparavant (Finer & al., 2008). Généralement l'exploitation pétrolière et gazière s'effectue dans des concessions forestières cédées par l'Etat à des entreprises nationales ou multinationales (Finer & al., 2008).

Les effets environnementaux directs liés à la pollution des sites d'exploitation sont particulièrement importants, et peuvent avoir des conséquences désastreuses pour la santé des populations résidentes. Dans la forêt équatorienne, par exemple, le déversement de quantités colossales d'hydrocarbures et autres matières toxiques dans les eaux et les sols des sites exploités a de tels effets sur les milieux vivants et populations locales que la situation est considérée par certains chercheurs comme un problème prioritaire de santé public (San Sebastian & Hurtig, 2004).

Par ailleurs, les impacts indirects de l'exploitation pétrolière et gazière en forêts sont considérables. De la même manière que d'autres industries d'extraction minières ou forestières, la construction de routes d'accès aux sites d'exploitation attire des populations pauvres qui défrichent le long des routes. L'arrivée massive de travailleurs sur les sites pétroliers, qui disposent de revenus relativement élevés, crée un marché pour des produits alimentaires qui sont fournis par les agriculteurs et chasseurs riverains. Certains travaux

montrent par exemple qu'au Gabon, l'industrie pétrolière contribue indirectement à la crise de la viande de brousse que connaît le pays (Thibault & Blaney, 2003). D'autres recherches menées en Amazonie du Nord-ouest ont montré comment la découverte de pétrole en forêt tropicale a considérablement affecté l'environnement en quelques années seulement (Finer & al, 2008). De nombreuses espèces animales déjà vulnérables, notamment les amphibiens, sont fortement menacés par le développement de l'exploitation pétrolière, et les contacts avec des groupes indigènes délibérément isolés induisent des transmissions de maladies menaçant la survie de ces populations (Finer & al, 2008). Au Pérou et en Equateur, le boom de l'exploitation pétrolière à la fin des années 1960 a entraîné la construction d'un réseau routier très étendu, à des migrations importantes de populations dans la région d'exploitation et à la fragmentation du couvert forestier (Sierra 2000, Mena & al., 2006).

D'autres travaux montrent l'ambivalence des effets environnementaux indirects de l'industrie pétrolière (Wunder, 2003a, 2003b). D'un côté, dans les pays pétroliers à faible densités de population, l'augmentation des revenus pétroliers a conduit les gouvernements et l'économie en général à se détourner du secteur agricole. Dans les pays forestiers, l'existence d'une forte rente pétrolière provoque un "syndrome hollandais"[51]. La baisse de la compétitivité-prix de l'agriculture et de l'industrie forestière qui découle de ce syndrome entraîne une forte diminution de la pression sur les forêts (Wunder, 2003b). La manne pétrolière baisse considérablement les besoins de développement d'un secteur agricole exportateur, et encourage la déprise agricole et les migrations des zones rurales vers les villes, la consommation alimentaire étant alors largement pourvue par les importations. Le déclin progressif des réserves de pétrole pourrait néanmoins conduire rapidement à une reprise de la conversion de forêts en terres agricoles, notamment si la rente pétrolière est utilisée pour investir dans de grands projets de développement agricoles non durables (Wunder, 2003b ; Devers & Vandeweghe, 2007). La raréfaction des ressources pétrolières aura probablement pour effet de baisser considérablement les possibilités de revenus des populations travaillant pour les grandes compagnies pétrolières, une partie d'entres elles se recentrant alors sur des activités agricoles. Un tel scénario est actuellement envisagé dans plusieurs pays forestiers tropicaux, y compris certains où les forêts ont été jusqu'à présent relativement épargnées comme le Gabon (Laurance & al., 2006b, Wunder, 2003a).

[51] Expression utilisée suite à la mise en exploitation des réserves de gaz naturel en Hollande dans les années 1970, elle signifie que le développement brutal d'un secteur d'exploitation d'une ressource naturelle conduit spontanément à compromettre les effort d'industrialisation ou de diversification des exportations,

D'un autre côté, l'augmentation des revenus du pétrole induit une augmentation des niveaux de vie et des changements de comportements alimentaires qui peuvent parfois avoir un impact négatif sur les forêts, notamment parce que les salariés des compagnies pétrolières et les résidents urbains plus aisés aspirent à consommer davantage de viande, ce qui peut conduire à une conversion de larges surfaces de forêts en pâturages, ou encore à accroître la pression des chasseurs sur la faune sauvage forestière (Thibault & Blaney, 2003).

1.2.3.1.5.2. L'exploitation minière

Les activités d'extraction minière sont relativement répandues en forêt tropicale, mais elles s'effectuent en grande partie de manière artisanale. Au début des années 1990, certaines études recensaient environ 1 million de chercheurs d'or (*garimpeiros*) disséminés dans plus de deux milles chantiers d'extraction en Amazonie (Bezerra et al. 1996). Quel que soit le secteur d'exploitation, dans les régions tropicales, une grande partie des mineurs travaille sur des chantiers informels. Au Surinam, par exemple, entre 25 000 et 35 000 mineurs travailleraient dans de petites exploitations aurifères non reconnues par le gouvernement ; seulement 30% environ de la production réelle d'or de ce pays serait recensée dans les statistiques officielles (Mol & al., 2001).

Les impacts environnementaux directs des petites unités d'exploitation de l'or, du diamant ou du coltan, sont relativement localisés, bien que pouvant être d'une ampleur très importante. Il s'agit en premier lieu du déboisement des zones d'extraction et des camps des mineurs. Les industries minières sont également de grandes consommatrices de bois ou de charbon de bois à des fins énergétiques et peuvent à ce titre contribuer grandement à la déforestation dans certaines régions. En second lieu, l'érosion des sols et la pollution provoquées par l'usage d'additifs comme le mercure, ont des effets dramatiques sur la faune aquatique et la santé humaine, qui sont particulièrement documentés (Malm, 1998 ; De Kom & al., 1998 ; Appleton & al., 1999 ; Mol & al., 2001).

Les sites miniers sont rarement exploités sur une très longue période. Lorsque des signes d'épuisement des ressources se font sentir, les mineurs prospectent d'autres territoires à la recherche de sites plus riches en minerais. L'abandon des sites d'exploitation est rarement suivi par une régénération totale du couvert forestier (Peterson & Heemskerk, 2001, Miranda & al., 2003). Les sols ont subi de tels changements que leur structure est profondément

affectée et que les racines et semences y ont été totalement retirées, de telle sorte que la reconstitution de la végétation s'effectue à un rythme extrêmement lent. Les activités minières entraînent par conséquent une conversion des forêts riches en zones improductives, polluées où la biodiversité est extrêmement réduite. Au Surinam, par exemple, Peterson & Heemskerk (2001) estiment que les sites d'exploitation abandonnés ne sont pas reconquis par la végétation pendant au moins une décennie.

Chaque mineur couperait environ 1,15 hectare de forêts par an au Brésil (Bezerra et al. 1996). Cette estimation est assez proche de celle effectuée par Peterson & Heemskerk (2001) dans le cas du Surinam où le taux de déforestation atteindrait 1,33 hectare annuel par mineur, soit une perte de forêts découlant de l'exploitation aurifère qui se situerait entre 48 et 97 km² par an (Peterson & Heemskerk, 2001). Comparée à l'immensité de la forêt du pays (près de 150 mille km²), cette perte peut paraître relativement faible. De même comparée aux impacts de l'élevage extensif, de l'exploitation forestière et des incendies en Amazonie, l'exploitation de l'or peut paraître minime. Mais les impacts de l'exploitation aurifère extrêmement localisés sont d'une importance considérable dans certaines zones où la biodiversité est très riche, notamment au Surinam où ils restent la première cause de déforestation (Peterson & Heemskerk, 2001). Les zones d'exploitation minière sont en effet concentrées dans les vallées et anciennes vallées des cours d'eau. Le développement des activités minières affecte considérablement l'environnement de ces régions forestières à travers le déboisement, l'érosion de la biodiversité, la contamination des rivières par les polluants et l'afflux de populations autour des sites d'exploitation.

Des dommages environnementaux similaires sont documentés dans le cas de l'exploitation minière et diamantifère en Afrique centrale. En RDC, les sites exploitations diamantifères s'effectuent au détriment de la coupe de larges superficies de forêts. Lorsqu'ils sont abandonnés, ces espaces font l'objet d'un processus de désertification et de savanisation où la biodiversité est très pauvre. Les boues d'extraction polluent les rivières et provoquent des dégâts considérables sur la biodiversité aquatique (Maninga Kiabilwa. & Mbikayi Cimanga, 2008).

1.2.3.2. Les causes sous-jacentes du déclin forestier

Les facteurs directs de la déforestation sont déterminés ou influencés par des causes sous-jacentes, dont certaines sont très lointaines et apparemment peu liées aux décisions que prennent les acteurs qui interviennent directement en forêt (Contreras-Hermosilla 2000). Ces déterminants sont plus difficiles à analyser que les facteurs d'influence directs dans la mesure où les relations de cause à effet entre les facteurs incriminés et le déclin de la forêt sont moins évidentes (Kamowitz & Angelsen, 1999). Toutefois, dans la littérature, plusieurs auteurs se sont penchés sur ces causes sous-jacentes afin de les caractériser plus précisément (Angelsen, & Kaimowitz 1999 ; Contreras-Hermosilla, 2000. Geist & Lambin 2002). Geist et Lambin (2002) qualifient les causes sous-jacentes de la déforestation comme un ensemble de variables sociales, économiques, politiques technologiques et culturelles complexes qui peuvent opérer tant directement au niveau local qu'indirectement au plan national voire global. Nous effectuons dans les sections suivantes une synthèse de la littérature sur les causes sous jacentes de la déforestation, en les structurant en cinq grandes catégories qui sont à la base des principales théories de la déforestation

1.2.3.2.1. Les facteurs économiques

1.2.3.2.1.1. Défaillances des marchés

Les forêts tropicales fournissent de nombreux produits et de nombreux services écosystémiques qui font rarement l'objet d'échanges marchands (Tableau 6). A quelques exceptions près, le bois reste le principal produit forestier faisant l'objet de transactions économiques. Les consommateurs achètent des biens de consommation (meubles, papier…) et non des services rendus par la nature. Or, les processus d'exploitation forestière ont un impact sur l'environnement et la fourniture des services de services écosystémiques, comme nous l'avons vu précédemment. L'activité d'exploitation forestière produit donc des externalités négatives, c'est-à-dire des coûts qui sont supportés par d'autres agents non directement impliqués : coût de protection des bassins versants, de stockage du carbone ou de préservation de la biodiversité. Dans la plupart des cas, cette défaillance de marché n'est pas corrigée par une internalisation des externalités environnementales négatives, en particulier parce que la valeur économique des services écosystémiques est difficile voire impossible à

évaluer (Sheil & Wunder, 2002) . Cette valeur peut pourtant, dans certains cas, notamment en ce qui concerne les forêts tropicales, dépasser celle du seul matériau bois (Bertrand et al., 1999). Certains économistes proposent des méthodes sophistiquées de calcul et des ordres de grandeur de cette valeur (Pearce, 2001, voir encadré 1). Mais ces estimations restent sujettes à caution.

Tableau 8 - Biens et services de l'écosystème forestier

Services d'approvisionnement • Alimentation, fibres et combustible • Ressources génétiques • Substances biochimiques • Eau douce	**Services culturels** • Valeurs spirituelles et religieuses • Systèmes de connaissances • Education / inspiration • Loisirs et valeur esthétique
Services de régulation • Résistance à l'invasion • Herbivorisme • Pollinisation • Dispersion des graines • Régulation du climat • Régulation des nuisibles • Régulation des maladies • Protection contre les catastrophes naturelles • Régulation de l'érosion • Purification de l'eau	**Services de soutien** • Production primaire • Logement • Cycle nutritif • Formation et rétention des sols • Production d'oxygène atmosphérique • Cycle de l'eau

Source : d'après OECD, 2003

Par ailleurs, la forêt n'échappe pas au problème classique de "tragédie des biens communs", décrit par Garett Hardin dans un célèbre article publié il y a plus de trente ans (Hardin, 1968). Les biens communs sont définis par leur caractéristique de non-exclusion (il est impossible d'empêcher un individu de jouir de ce bien) et de rivalité (les individus qui consomment ce bien sont rivaux, la consommation d'une unité par un utilisateur la rendant indisponible pour un autre). Motivés par leur intérêt individuel à court terme, les utilisateurs de ces biens communs ne sont pas incités à les conserver car ils pourraient tout bonnement profiter à

d'autres. Ils cherchent donc à les utiliser avant que leurs rivaux ne le fassent. La situation géographique d'une grande partie des ressources forestières, particulièrement en zone tropicale, conduit de fait au libre accès, donc à une utilisation non-exclusive. De plus, l'exploitation des ressources forestières en accès libre fait l'objet d'une rivalité entre les exploitants qui est d'autant plus forte que la ressource se raréfie. Cette situation entraîne l'épuisement des ressources forestières tropicales

Encadré 3- L'évaluation de la valeur économique totale des forêts

Les économistes de l'environnement ont imaginé le concept de valeur économique totale afin de tenter de déterminer la valeur de l'ensemble des biens et services fournis par la nature, y compris ceux qui sont non marchands. Parmi les avantages fournis par la nature, on peut distinguer ceux qui sont destinés à des utilisations identifiées (valeur d'usage) de ceux dont l'utilisation n'est pas identifiée (valeur de non-usage). La valeur d'usage actuelle regroupe la valeur des biens ou services marchands directement fournis par la nature (produits forestiers, espèces animales et végétales, qualité de l'eau, etc.) et les valeurs des services indirects, comme l'activité touristique liée à l'esthétique d'un site naturel. La valeur d'option tient compte de l'incertitude et de l'irréversibilité de certaines options de développement : de nouveaux besoins pourront s'exprimer à l'avenir, dont la satisfaction dépend de la préservation actuelle de l'environnement. La valeur de non-usage regroupe la valeur d'existence, qui exprime le désir d'un groupe d'individus non directement concernés de résoudre un problème environnemental (exemple : désir des populations des zones tempérées de conserver certaines espèces tropicales), et la valeur de legs, qui exprime la satisfaction que peuvent ressentir certaines personnes à transmettre un capital naturel aux générations futures.

Le contexte d'incertitude qui caractérise le monde forestier - nul ne connaît encore le rôle que pourra jouer une biodiversité forestière encore largement méconnue dans l'avenir de l'humanité - ne peut que déboucher sur des évaluations très approximatives de la valeur économique totale des forêts tropicales. Pearce (2001) proposent toutefois une estimation – qu'il faut interpréter avec précaution (Pearce & al. 2003) - des valeurs annuelles des biens et services forestiers. Ces chiffres n'ont rien de précis mais permettent d'avoir un ordre de grandeur de l'importance de certains services écosystémiques comme le stockage de carbone.

Exemple de valeur économique de certains biens et services des forêts tropicales (Pearce, 2001) :

Forme d'usage	Valeur économique ($/ha)
Exploitation des PFNL	0-100
Bois énergie	40
Services de qualité des eaux liés aux bassins versants	15-850
Services de stockage de carbone	360-2200
Récréation	2-470
	750 (Proximité urbaine)
	1000 (forêts exceptionnelles)

1.2.3.2.1.2. Couper immédiatement et investir ailleurs ou gérer et laisser fructifier son bien ?

Lorsqu'ils ont à prendre une décision sur la manière d'exploiter une forêt, les exploitants doivent choisir entre une option de court terme, qui consiste à couper le maximum d'arbres de haute valeur le plus vite possible et à faire fructifier les recettes tirés du produit de cette coupe, ou au contraire, à une option de long terme consistant à étaler la récolte dans le temps de manière à ce que les arbres croissent et augmentent la valeur des futures coupes. Pour des raisons strictement économiques, le choix des entreprises s'oriente toujours naturellement vers la première option dans les régions tropicales. La raison en est simple et bien connue : les risques sont importants, les capitaux sont rares et les taux d'intérêts sont très élevés (Rice & al, 1997 ; Pearce & al., 2003). Les risques encourus par une entreprise qui se lance dans une exploitation à long terme sont considérables. En premier lieu, les forêts appartiennent généralement aux Etats. Envisagée sur le long terme, l'exploitation doit donc s'effectuer dans le cadre de concessions d'exploitation qui sont octroyées aux entreprises. Or l'instabilité politique qui caractérise de nombreux pays tropicaux augmente le risque futur d'un arrêt de la concession pour de multiples raisons : à la faveur d'un changement de gouvernement, l'Etat peut par exemple vouloir reprendre ses droits sur des concessions, soit parce qu'il désire les placer sous un régime de protection (sous la forme d'aires protégées), soit pour les redistribuer autrement, en particulier lorsque celles-ci sont attribuées à des intérêts étrangers, ce qui est généralement le cas compte tenu des faibles capitaux disponibles localement. Une telle situation n'est pas une clause de style : plusieurs exemples récents montrent que des concessions d'exploitation minières ou pétrolières accordées à des entreprises privées ont été

nationalisées lors de changements au sommet de l'Etat (par exemple tout récemment en Bolivie). Le risque peut en outre être causé par les possibilités réelles de déclenchement de conflits futurs qui, du fait de leur gravité, annulent les initiatives de gestion à long terme des ressources. Là aussi, l'histoire récente - au Congo ou en Côte d'Ivoire par exemple - montrent que ces risques sont bien réels. Enfin, il convient de ne pas minimiser les risques naturels que les problèmes de changements climatiques renforcent avec acuité : incendies, inondations, adaptation des espèces aux nouvelles conditions climatiques sont autant de facteurs qui menacent les ressources forestières tropicales à long terme. Il est évident que ces différents éléments n'encouragent en rien les entreprises à s'engager dans une gestion à long terme des ressources, d'autant que les taux d'intérêts réels des pays tropicaux sont généralement très élevés.

Autrement dit, dans la tête d'un opérateur forestier, le calcul est simple : « plus j'attends avant de couper les espèces que je suis certain de vendre aujourd'hui à bon prix, moins je gagne d'argent, et plus je risque de ne plus pouvoir exploiter dans le futur ». De simples calculs économiques ont d'ailleurs montré la profitabilité des exploitations à court terme par rapport à celles qui choisissent une gestion à long terme : dans le cas de l'acajou en Bolivie, Rice & al. (1997) ont estimé que l'exploitation non règlementée à court terme était de deux à cinq fois plus profitable qu'une exploitation règlementée visant à fournir une offre continuelle de bois. Bien que critiquant certains points de l'analyse de Rice & al., Pearce & al. (2003) s'accordent cependant sur ce point : l'avantage concurrentiel de l'exploitation forestière non réglementée est incontestable. Le choix d'une exploitation rentable à court terme des espèces de plus haute valeur commerciale apparaît dès lors une évidence. Il est d'ailleurs empiriquement constaté dans la plupart des régions tropicales où les stratégies de « *cut and run* » des exploitants consistent à couper le plus grand nombre de quelques d'espèces sélectionnées des bois les plus précieux en un minimum de temps, puis à migrer vers d'autres zones d'exploitation encore vierges.

Comme nous l'avons signalé précédemment, la viabilité économique du modèle d'exploitation qui permettrait le maintien des ressources forestières à long terme est questionnée (Rice & al., 1997 ; Pearce & al., 2003). Les techniques sylvicoles qui permettraient d'assurer un renouvellement du stock de ressources à long terme conduisent à une diminution des prélèvements des espèces les plus rentables. De nombreuses incertitudes pèsent sur les potentialités commerciales de nouvelles espèces exploitées. L'exploitation nécessite souvent d'ouvrir et d'entretenir de nouvelles routes, soit un processus coûteux par

rapport aux prix de vente actuel des essences exploitées. En conséquence, il est probable que l'exploitation des ressources forestières selon des techniques de gestion améliorées ne permet pas de générer des revenus stables et prévisibles à long terme. Cette argumentation est toutefois partiellement contestée par plusieurs auteurs (Karsenty & Nasi 2004, Barreto & al. 1998, Holmes & al. 2002) qui estiment qu'une exploitation bien gérée permet de générer des gains de productivité qui la rendent économiquement avantageuse par rapport à des formes d'exploitation forestière prédatrices.

Toutefois, si l'on compare une exploitation forestière à d'autres usages de la terre (agriculture, élevage…) cet avantage est réduit à néant (OIBT, 2006a). En raison des taux d'actualisation élevés et de l'insécurité foncière et politique qui caractérisent les pays tropicaux, les coûts d'opportunité d'une gestion à long terme des forêts sont en effet très élevés par rapport à leur conversion à des usages agricoles (Gullison, 2003). C'est précisément ce que l'on peut constater dans de nombreuses régions tropicales où le modèle d'exploitation forestière est largement lié à d'autres usages de la terre comme l'élevage et l'agriculture. En Amazonie brésilienne par exemple, les industries du bois se fournissent en matière première en grande partie auprès de populations locales installées sur les projets de colonisation agricoles. Pour ces colons, le bois ne constitue pas une ressource économiquement viable à long terme. Il s'agit d'un moyen de générer rapidement des capitaux afin d'occuper des terres en implantant des pâturages (Piketty et al., 2002).

1.2.3.2.1.3. Croissance économique et déforestation

Les travaux portant sur la relation entre croissance économique et déforestation se sont en grande partie centrés sur l'hypothèse de la « courbe environnementale de Kuznets », qui implique l'existence d'une relation en forme de U inversé entre la croissance économique et la perte de forêts. L'hypothèse de Kuznets a donné lieu à une théorie de la transition forestière (Mather & Needle, 1998). Selon cette théorie, la déforestation serait de plus en plus forte à mesure qu'un pays à faible revenu possédant de très larges surfaces de forêts très peu perturbées se développerait, puis elle diminuerait après qu'un plafond de revenu ait été atteint. En règle générale, l'augmentation des revenus par habitant d'un pays, au moins lors des phases de décollement économique, provoque une augmentation significative de la demande de produits de base qui sont cultivés ou récoltés sur des zones forestières. Puis lorsque les revenus par tête atteignent un certain niveau, la demande de la société pour la fourniture de

services environnementaux est telle que les efforts de protection et de reboisement inverse la tendance à la baisse des surfaces forestières.

Si de nombreux auteurs vérifient cette hypothèse (Cropper & Griffiths, 1994 ; Bhattarai et Hammig, 2001 ; Meyer & al., 2003) d'autres l'ont néanmoins réfutée (Shafik , 1994 ; Koop et Tole, 1999). Des travaux ont montré que la relation de Kuznets entre croissance économique et déforestation est également dépendante d'autres facteurs, technologiques ou démographiques, ou encore du cadre politique et institutionnel dans laquelle elle s'inscrit (Erhardt-Martinez & al., 2002 ; Culas, 2007). Ces travaux sont essentiels dans la mesure où ils montrent que le niveau de pauvreté d'une nation ne peut à lui seul expliquer le déclin forestier.

1.2.3.2.1.4. Les populations pauvres ne sont pas forcément responsables de la déforestation !

Dans la même logique, mais à un niveau micro cette fois, la pauvreté a longtemps été désignée comme la cause majeure des problèmes environnementaux. Cette théorie a même fait l'objet d'un consensus international. Elle a été l'un des messages forts du Rapport Brundtland (WCED 1987). Le diagnostic qui était établi à cette époque était simple : les pauvres n'ont d'autre choix que d'exploiter les ressources naturelles pour subvenir à leurs besoins immédiats, et sont donc une catégorie qui contribue grandement à la dégradation des ressources naturelles, notamment les forêts. Les ressources économiques dont disposent ces populations ne leurs permettraient pas d'investir dans des systèmes énergétiques plus efficaces ou d'améliorer la fertilité des sols afin d'accroître les rendements agricoles et d'éviter ainsi de pratiquer une agriculture itinérante destructrice.

Dans les années 1980 et au début des années 1990, selon le courant de pensée dominant, porté par la recherche, les responsables politiques et les organisations internationales telles que la Banque mondiale, la pauvreté et la dégradation de l'environnement étaient inextricablement liées et se renforçaient mutuellement. Pour sortir de ce cercle vicieux, les institutions bilatérales et multilatérales de coopération préconisaient d'enrayer la déforestation en mettant en œuvre des programmes de lutte contre la pauvreté (Duraiappah, 1998 ; Forsyth & al. 1998). Certains raisonnements ont conduit à attribuer une grande part de la déforestation aux petits agriculteurs pauvres plutôt qu'aux exploitations agricoles, plantations industrielles et élevages à grande échelle (Arnold & Bird, 1999).

Les travaux de recherche menés au cours des années 1990 ont battu ce consensus en brèche, en montrant que cette relation très intuitive entre pauvreté et dégradation de l'environnement était en réalité bien plus complexe. Forsyth & al. (1998) estiment par exemple que de nombreuses populations pauvres sont en mesure d'adopter des formes d'action collective qui réduisent les impacts de leurs activités sur les ressources naturelles.

Les petits agriculteurs défrichent essentiellement pour assurer leurs moyens d'existence, et il semble évident qu'ils n'ont pas suffisamment de main d'œuvre et de capitaux pour investir dans un déboisement à grande échelle (Angelsen & Kaimowitz,1999). En Amazonie Brésilienne, par exemple, les agriculteurs pauvres ne défrichent pas plus de 20 hectares par an, et probablement moins. Chomitz & Buys (2007) ont estimé à l'aide d'outils d'observation satellitaire qu'entre 2000 et 2003, ils n'ont contribué que pour moins de 20% à la déforestation de cette région. A l'opposé, presque 40% de la déforestation est le fait de riches entrepreneurs agricoles qui défrichent plus de 200 hectares

Par ailleurs, lorsque des preuves de liens de cause à effet entre la pauvreté et la déforestation sont avérées, cette relation est presque toujours associée à d'autres éléments comme les incitations gouvernementales qui promeuvent la conversion des forêts en parcelles agricoles, la croissance démographique ou encore l'insécurité foncière (Geist & Lambin, 2003).

1.2.3.2.1.5. Des facteurs macroéconomiques aggravants

Plusieurs facteurs macroéconomiques peuvent accélérer les processus de déforestation (Angelsen & Kaimowitz, 1999). En premier lieu, la dévaluation des devises locales peut rendre les produits d'exportation plus profitables et accroître la pression de déforestation sur la frontière agricole (Capistrano & Kiker, 1995).

Le niveau de la dette contractée par les Etats des régions tropicales est fortement corrélé à la déforestation (Kahn & McDonald, 1995) bien que la relation entre endettement et déforestation soit controversé. Les phases d'austérité qui s'opèrent lors des ajustements structurels imposés par les institutions financières internationales afin de réduire l'endettement des Etats peuvent également conduire à restreindre l'économie urbaine et conduire les fonctionnaires publics et d'autres urbains sans emplois à retourner vers des zones rurales de frontières agricoles.

Les politiques commerciales jouent également un rôle fondamental, en protégeant par exemple les produits agricoles et forestiers de la concurrence de produits de substitution importés, via des droits de douane ou des mesures non tarifaires.

Enfin, les politiques de soutien macroéconomiques peuvent impacter négativement la forêt. C'est le cas des aides accordées aux secteurs des transports ou de l'énergie qui peuvent diminuer les coûts des produits agricoles et forestiers locaux et créer une incitation à étendre encore davantage la frontière agricole.

1.2.3.2.2. Les facteurs politiques et institutionnels

Les causes sous-jacentes de la déforestation regroupent une série de facteurs qui sont liés au cadre politique et institutionnel au sein duquel s'opèrent les processus de déforestation. Concrètement, ces facteurs regroupent quatre grandes catégories de sous-facteurs : ceux liés aux politiques sectorielles, ceux relatifs aux politiques publiques de colonisation des territoires, ceux liés aux problèmes fonciers et ceux liés au non respect des lois en vigueur.

1.2.3.2.2.1. Des politiques économiques sectorielles défaillantes

Dans de nombreux pays tropicaux, les secteurs agricoles au sens large (y compris l'élevage et les plantations forestières) sont jugés stratégiques sur le plan économique, en raison de leurs avantages comparatifs et des possibilités de développer des filières de production locale ou d'exportation très rentables. Les gouvernements octroient de larges subventions à ces secteurs. Par exemple, des subsides gouvernementaux sont affectés au soutien de la filière bovine en Amazonie (Margulis, 2003 ; Smeraldi & May, 2008) ou l'industrie papetière en Indonésie (Durand, 1993).

Le secteur agricole est également soutenu dans de nombreux pays forestiers tropicaux pour des raisons sociales, afin d'atteindre un certain degré de sécurité alimentaire et de ne pas dépendre entièrement de produits agricoles importés dont les prix peuvent s'envoler. Les crédits débloqués pour soutenir le secteur agricole sont souvent utilisés pour étendre les cultures agricoles sur de nouveaux espaces forestiers, car cette option apparaît plus rentable à court terme pour les agriculteurs (Contreras-Hermosilla, 2000).

Par ailleurs, le soutien aux exportations peut également générer des effets indirects en relevant les prix de la terre dans les zones de production, ce qui pousse les petits agriculteurs à vendre leurs terres à des exploitations plus capitalisées, et à migrer vers des espaces où les acquisitions foncières de propriétés plus vastes se font à moindre coût. Une telle situation conduit à accroître la spéculation foncière, à travers une course à l'accès à la terre. Or les terres disponibles sur lesquelles il est encore possible de spéculer sont souvent des espaces forestiers qu'il faut préalablement déboiser. Un tel processus de déforestation lié à la spéculation foncière a été montré au Brésil où les agriculteurs familiaux du sud du pays ont migré massivement vers l'Amazonie afin d'acquérir des terres à bas prix (Young, 1998 ; Feanrside, 2005).

Les aides gouvernementales directes ou indirectes ciblées sur le secteur d'exploitation forestière lui-même peuvent également constituer des causes sous-jacentes importantes du déclin forestier. Contreras-Hermosilla (2000) indique par exemple que les politiques de concession d'exploitation forestière constituent un appui indirect au déboisement dans de nombreux pays tropicaux, dans la mesure où les redevances prélevées par l'Etat, propriétaire des forêts, sont trop faibles pour responsabiliser les exploitants à la gestion durable des forêts. Par ailleurs, les soutiens au secteur forestier peuvent concerner l'industrialisation des filières : il s'agit, par le biais d'aides directes ou d'interdiction d'exportation de produits bruts, d'inciter les opérateurs à investir dans la transformation locale des produits afin de leur donner une plus grande valeur ajoutée. Mais, lorsque les capacités de production industrielles sont en place, elles nécessitent un approvisionnement en produit de base qui s'effectue parfois au détriment de la forêt naturelle. En Indonésie par exemple, environ 70% de la matière nécessaire à la production locale de pâte à papier étaient obtenues à partir de fibres issues de forêts naturelles au cours des dernières années (FWI/GFW 2002 ; Spek 2006, cité par Kanninen & al, 2007). Dans le même pays, l'interdiction d'exportation de grumes a eu pour effet de hisser l'Indonésie au premier rang des producteurs de contreplaqué, ceci au détriment de la forêt : l'industrialisation à marche forcée a en effet conduit à des surcapacités de production et à la mise en place d'unités de transformation peu efficaces, sources de gaspillages très importants de bois issus des forêts naturelles (Karsenty & Piketty, 1996).

1.2.3.2.2.2. Les politiques d'occupation des espaces forestiers

Les politiques publiques axées sur la gouvernance des territoires sont l'une des causes sous-jacentes de la déforestation la plus avancée dans la littérature. Dans de nombreux pays forestiers tropicaux, les forêts qui couvrent une grande partie des territoires sont considérées par les gouvernements comme des espaces non productifs, peu valorisés, qui sont peu utiles au développement du pays, et sur lesquels les gouvernements voudraient avoir davantage de contrôle. Il n'est pas étonnant dans ces conditions que de nombreuses politiques publiques visent à conquérir les territoires forestiers afin d'une part d'en exploiter les nombreuses ressources naturelles, et d'autre part de les intégrer davantage à l'espace national, voire de les sécuriser face à des velléités de revendications territoriales des Etats voisins ou face à l'implantation d'activités illégales comme les cultures illicites de produits agricoles alimentant les trafics de stupéfiants.

Au Brésil par exemple, la colonisation de l'Amazonie à partir des années 1970 a été dopée par une volonté du gouvernement miliaire d'occuper ce territoire pour des raisons essentiellement géostratégiques ; une politique célèbre pour son slogan « Integrar para não entregar »[52] (de Mello & Thery, 2003). Cette conquête des territoires forestiers s'opère par le biais la mise en œuvre de mesures économiques comme les exemptions fiscales accordées aux colons par exemple, et à travers la construction de nouvelles infrastructures, routières notamment. En Thaïlande, par exemple, le gouvernement a développé un programme de construction de routes dans le nord-est du pays afin d'occuper le territoire et de le sécuriser contre les possibles invasions de mouvements communistes laotiens frontaliers (Cropper & al., 1999).

Enfin, l'occupation des territoires est favorisée par des législations foncières particulières. Par exemple, certains régimes fonciers récompensent la déforestation, en attribuant légalement des titres de propriétés aux opérateurs qui déboisent afin d'implanter des cultures agricoles. Pour les gouvernements qui ont pour objectif d'occuper les terrains forestiers, la déforestation est en effet davantage considérée comme une « mise en valeur » des espaces que comme une dégradation de ceux-ci. Ces droits sont généralement attribués dans le cadre de réformes agraires qui, bien que nécessaires sur le plan social, n'en ont pas moins des effets extrêmement négatifs pour la forêt (Araujo & al, 2009). En Amazonie brésilienne, la réforme

[52] En français : « intégrer pour ne pas livrer »

agraire, basée sur le slogan « terre sans peuples pour un peuple sans terres », a été soutenue par le régime militaire jusqu'en 1985 et s'est concentrée sur la colonisation agricole de la forêt amazonienne peu habitée plutôt que sur une meilleure répartition des propriétés déjà attribuées, notamment les grandes propriétés agricoles (*latifundias*) (Young, 1998). Entre 1994 et 2002, le nombre de familles ayant reçu des terres appartenant à l'Etat a progressé d'un peu plus de 160 000 à plus de 750 000 en 2003 (Fearnside 2005).

1.2.3.2.2.3. Les droits de propriétés non clarifiés

Le déclin des forêts peut être une conséquence de régimes fonciers qui ne définissent pas clairement les droits de propriétés sur les terres forestières (Mendelsohn, 1994, Deacon, 1999). Les forêts publiques sont souvent peu contrôlées par les Etats et sont de fait en accès ouvert, ce qui laisse la possibilité à toute sorte d'usages dévastateurs. Par exemple en 2003, en Amazonie Brésilienne, l'Institut national de la colonisation et de la réforme agraire (INCRA) signalait que 42 millions d'hectares étaient gérés par des propriétaires informels (Barreto 2007). N'étant pas officiellement propriétaires, ces acteurs risquent d'être expulsés à tout moment, ce qui ne les incite aucunement à mettre en œuvre des pratiques d'exploitation durables et renforce au contraire leur propension à tirer un maximum de revenus des terres exploitées en un minimum de temps. Les exploitants forestiers sont théoriquement dans l'obligation de posséder leurs propres terres pour couper du bois mais très peu d'entre eux ont les moyens – et la volonté – de les acquérir. Le bois est la plupart du temps récolté dans des projets de colonisation, sur des terres publiques, dans des réserves indigènes, voire dans des zones militaires en recourant à des pratiques de corruption qui sont largement répandues. Une multitude de petits exploitants forestiers, dont nombreux ne sont pas référencés et n'ont pas d'existence légale, recourent à ce mode d'exploitation en toute illégalité.

Par ailleurs, le défrichement d'une parcelle forestière et sa conversion en terre agricole reste le principal moyen d'accession à la propriété dans certaines régions tropicales comme en Amazonie brésilienne. Lorsque la terre est utilisée à des fins productives, après un certain nombre d'années, des droits de propriétés peuvent être légalement attribués aux utilisateurs. Cette pratique ne se cantonne pas aux petits exploitants agricoles. En réalité, une large part de ces terres appartenant actuellement aux propriétaires privés amazoniens a été obtenue de cette manière (Binswanger, 1991).

La coupe rase d'un espace forestier constitue aussi une garantie pour les agriculteurs ou éleveurs de se prémunir contre des risques d'expulsion liés à des politiques publiques de conservation : les espaces densément couverts de forêts figurent généralement parmi celles qui sont les plus enclines à être placées en aires protégées, ce qui incite les colons à les déboiser au plus vite (Contreras-Hermosilla, 2000). Pour les colons, le déboisement permet également de délimiter une parcelle, en quelque sorte de marquer ainsi un territoire pour le protéger de velléités territoriales d'autres colons. Au Brésil, par exemple, les éleveurs sont dans l'obligation de raser les forêts pour garantir leurs droits fonciers car, malgré les interdictions de coupe, tout propriétaire qui ne déboise pas risque fortement de perdre sa parcelle soit par expropriation, soit par invasion (Fearnside 2001).

1.2.3.2.2.4. La persistance de pratiques illégales

Comme nous l'avons vu dans les sections précédentes, l'arsenal réglementaire est souvent complexe voire contradictoire sur de nombreux points dans les pays forestiers tropicaux. Les dispositions législatives sur la préservation et la gestion durable des forêts en contradiction avec celles qui promeuvent le développement, qu'elles portent sur la réforme agraire ou sur le soutien à certaines filières de production, en constituent l'exemple le plus probant. Mais les causes de la déforestation liées à des facteurs politiques et institutionnels ne concernent pas uniquement les contradictions apparentes dans l'élaboration des lois, mais également les problèmes de mise en œuvre des lois.

Une littérature abondante s'est penchée au cours de ces dernières années sur le phénomène qualifié « d'illégalité », l'une des causes sous-jacente de déclin forestier la plus citée dans la littérature contemporaine (Glastra, 1999 ; Contreras-Hermosilla, 2002). Dans le secteur forestier, l'illégalité est caractérisée par des pratiques très nombreuses et diverses : l'occupation non autorisée de terres forestières par des agriculteurs familiaux ou des sociétés, l'exportation d'espèces protégées, le braconnage, l'exploitation forestière en dehors de concessions d'exploitation ou à l'intérieur des aires protégées, la contrebande de bois, la transformation des bois sans autorisation, les coupes de bois au-delà des diamètres d'exploitation autorisés, l'absence de mise en œuvre d'un plan de gestion forestière, etc.

De nombreux exemples affirment l'ampleur de ce phénomène dans la plupart des pays tropicaux, et ses impacts sur le déclin des forêts. La raison principale en est que les lois qui

visent à protéger les ressources forestières sont très rarement respectées. Tant les pratiques d'exploitation du bois non durables, que la chasse, ou encore l'implantation de cultures agricoles ou de pâturages sur des zones non autorisées restent largement impunies.

En Amazonie brésilienne, par exemple l'agence gouvernementale chargée de contrôler la mise en application des lois environnementales, l'IBAMA, ne disposait que de 80 inspecteurs pour surveiller un territoire aussi vaste que l'Europe occidentale (Laurance, 1999). Lentini & al (2005) ont estimé que la proportion de bois récolté de manière illégale se montait à 47 % en 2001 et 43% en 2004. Compte tenu de la difficulté d'accès à la ressource forestière, et de la faible intensité des contrôles publics, le risque encouru par les exploitants forestiers mobiles illégaux est relativement faible (Bonaudo, 2005). Lorsque des infractions sont constatées par les pouvoirs publics, les procédures judiciaires sont longues et nombre d'entre-elles sont abandonnées, ce qui renforce le sentiment d'impunité généralisé. Selon les données satellitaires relevées récemment, 88% des coupes effectuées en septembre 2006 dans l'Etat du Mato Grosso étaient illégales[53]. Malgré l'augmentation croissante des pénalités infligées aux contrevenants opérants dans le secteur forestier, les sommes effectivement perçue par les autorités brésiliennes en charge de faire appliquer les lois seraient dérisoires (Brito & Barreto, 2006) (cf. Figure 15).

Comme le signale Kaimowitz (2003), les problèmes de déforestation relatifs aux questions de gouvernance ne proviennent pas uniquement de la faible application des lois, mais également de leur difficile applicabilité : interdire purement et simplement des activités forestières telles que la collecte du bois énergie, la chasse et la récolte de bois d'œuvre à petite échelle revient à priver des millions de ménages ruraux de leurs moyens d'existence, sans compter que ces activités s'exercent souvent depuis plusieurs générations.

La corruption, figure particulière de l'illégalité, est également mise en avant par plusieurs auteurs comme cause essentielle de la déforestation (Palmer, 2001 ; Palo, 2002 ; Barbier, 2004 ; Laurance, 2004 ; Koyunen & Yilmaz, 2009). Certains auteurs montrent que le degré de corruption d'un pays est largement corrélé à sa perte de biodiversité (Smith & al., 2003). En permettant le contournement des lois forestières, la corruption contribue largement à la progression de la déforestation. Smith & al. (2007) montrent par exemple que de nombreuses concessions d'exploitation forestière indonésiennes ont été octroyées à des conglomérats

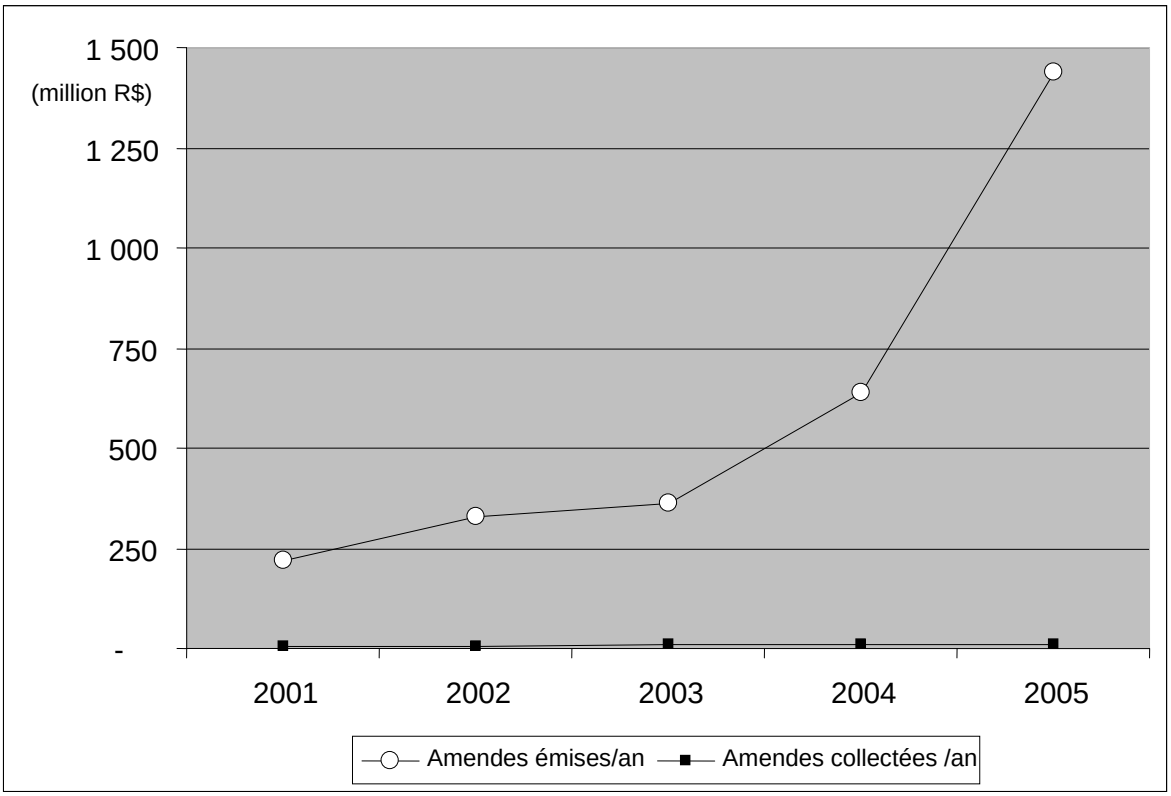
[53] "Floresta de impunidade - Imazon detecta 88% de desmatamento ilegal no MT" - 10/11/2006 , http://www.oeco.org.br consulté le 6 janvier 2009

chinois en contreparties de larges financements qui ont alimentés le gouvernement Suharto. Les zones forestières bénéficiant d'autorisations d'exploitation ont fortement progressé, y compris dans des zones protégées, et les récoltes de bois ont largement dépassé les volumes officiellement autorisés.

La corruption peut prendre des formes extrêmement variées (Kishor & Damania, 2007). Au niveau de l'Etat, le pouvoir en place peut distribuer les concessions forestières aux membres de sa famille, lesquels se chargent ensuite de mettre les concessions en fermage auprès d'exploitants forestiers, pratique courante dans certains pays du Bassin du Congo. Les services forestiers peuvent demander ou accepter des pots de vin, en échange d'un contrôle plus laxiste des pratiques forestières répréhensibles. La corruption est parfois assimilée à une forme de parafiscalité assez couramment répandue dans certaines régions comme l'Afrique centrale : les contrôleurs officiels chargés de la fiscalité forestière arrêtent les transports de grumes légalement exploitées et menacent le chauffeur de lui infliger une amende pour transport illégal si celui-ci ne leur donne pas une contribution financière. Les autorités judiciaires chargées de sanctionner les contrevenants peuvent également être achetées afin de délivrer un jugement plus clément, ce qui explique en partie le peu de recouvrement des pénalités dans certains pays tropicaux. Les agents des douanes peuvent également fermer les yeux sur l'exportation de bois ou d'espèces menacées protégées par la loi en échange de rémunérations occultes.

En définitive, les pratiques de corruption sont extrêmement diverses, touchent une grande partie des pouvoirs publics du niveau central au niveau le plus décentralisé, et sont couramment répandues dans la plupart des pays forestiers tropicaux. Pourquoi la corruption est-elle généralisée dans le secteur forestier ? Les forêts sont une ressource particulière car d'un côté elles fournissent de nombreux bénéfices à la société lorsqu'elles sont préservées, notamment des services écosystémiques comme la captation de carbone ou la protection des bassins versants, et de l'autre elles fournissent des bénéfices privés lorsqu'elles sont exploitées ou coupées (bois, terres agricoles…). Par conséquent, il y a un besoin d'intervention pour assurer l'équilibre entre un niveau d'exploitation optimal qui permette le maintien des biens et services publics (Kishor & Damania, 2007). Ces interventions sont généralement assurées par des fonctionnaires des services forestiers qui sont peu payés, dans des zones éloignées et peu accessibles, donc peu soumises à des contrôles stricts de l'administration centrale des Etats.

Figure 17 - Amendes émises et collectées correspondant à des délits d'exploitation forestière illégale constatés entre 2001 et 2005



Source: P. Barreto, Imazon, 2007

Si l'exploitation illégale est généralement définie comme un mode de production qui ne respecte pas les lois en vigueur, elle recouvre en réalité une très grande diversité de situations. On ne peut considérer sur un même plan le non respect de diamètres minimaux de coupe des arbres - surtout lorsque les autorités viennent de les relever - par des entreprises engagées dans une démarche d'aménagement forestier et des coupes rases sur des zones protégées par des entreprises qui ne possèdent même pas de permis d'exploitation. Les différentes études et statistiques sont donc à considérer avec beaucoup de précautions. Leur utilisation ne peut se faire sans explication sur les causes du non respect de la loi.

1.2.3.2.3. Les facteurs démographiques

L'un des facteurs le plus cité dans la littérature sur les causes de la déforestation est la croissance démographique. C'est aussi l'un des facteurs les plus controversés. Un premier niveau de débat concerne le rôle de l'augmentation de la population rurale dans la déforestation tropicale. Certains chercheurs qu'elle entraîne mécaniquement l'expansion des surfaces mise en cultures et les défrichements qui y sont associés (Allen & Barnes, 1985). Certains vont même jusqu'à affirmer que la densité de population rurale est la principale cause de déforestation sous les tropiques, et qu'elle expliquerait 76% de la déforestation constatée à ce jour (Wright & Müller-Landau, 2006). Ils en concluent que la baisse de la population rurale au profit d'une population urbaine croissante permettrait de réduire la déforestation, notamment en Amazonie.

D'autres auteurs indiquent au contraire que l'augmentation de la population urbaine conduit à accroître la demande de produits alimentaires, de bois énergie et de bois de construction, et a donc potentiellement un effet sur la déforestation (Contreras-Hermosilla, 2000 ; DeFries & al., 2010). Par exemple, si la croissance démographique en zone rurale semble un facteur important de déforestation en Equateur, ce n'est pas le cas en Amazonie brésilienne où la population rurale a relativement baissé au profit des urbains (Carr & al., 2005). La densité de la population rurale n'est donc pas systématiquement corrélée à la déforestation, et peut même être inversement proportionnelle à la perte de forêts dans certaines régions (Sloan, 2007). En revanche l'accroissement démographique galopant dans les villes des pays émergents, couplée à la croissance des revenus des urbains, a un effet incontestable sur la déforestation.

Un deuxième niveau de débat concerne plus généralement le rôle de la croissance démographique dans la perte des forêts. D'un côté, les néomalthusiens affirment que la planète Terre a des ressources naturelles limitées qui imposent de réduire la pression démographique, y compris par des moyens agressifs (Laurance, 1999). La taille de la population des nations tropicales et leur niveau de déforestation annuelle sont fortement corrélées. En Amazonie brésilienne, par exemple, environ les deux tiers des taux de déforestation moyens seraient expliqués par la taille de la population résidente (Laurance, 1999).

D'un autre côté, certains auteurs, en se basant sur les travaux réalisés dans les années 1960 par Ester Boserup remettent en question les théories néo-malthusiennes. Boserup a émis l'hypothèse que la rareté des terres arables provoqué par la croissance démographique conduit

à adopter des techniques agricoles plus intensives qui améliorent les rendements par hectare et par conséquent réduisent la pression sur les forêts. La controverse entre les néomalthusiens et les non-malthusiens a largement alimenté la littérature sur les liens entre population et déforestation au cours des dernières décennies (Sunderlin & Resosudarmo, 1999 ; Carr & al., 2005).

La véracité des hypothèses néo-malthusiennes est mise en doute par les modèles économiques qui ne confirment pas systématiquement une relation de causes à effets entre la densité et la croissance de la population et le déclin des forêts (Angelsen & Kaimowitz, 1999). Par exemple, à partir d'une étude portant sur plus de 60 pays, Cropper & Griffith (1994) montrent que la densité de population rurale est une cause importante de déforestation en Afrique. D'un autre côté, une autre étude portant sur près de 80 pays indique des résultats opposés selon lesquels la densité et le taux de croissance démographique n'ont pas d'effet sur la déforestation (Koop et Tole, 1999). D'autres études, enfin, indiquent que les relations entre démographie et déforestation sont variables selon les pays (Bhattarai & Hammig 2001). Par ailleurs, l'hypothèse de Boserup n'est pas non plus systématiquement vérifiée : en Amazonie brésilienne, par exemple, la croissance de la population ne s'est pas accompagnée d'une intensification agricole (Carr 2004).

En définitive, la plupart des travaux récents qui se sont penchés sur la relation entre population et déforestation arrivent plutôt à la conclusion que la croissance démographique au niveau local est davantage un facteur intermédiaire d'accélération de la déforestation plutôt que la véritable cause de celle-ci (Sunderlin & Resosudarmo, 1999), et que ce facteur interagit avec d'autres déterminants politiques et économiques. Ce sont les transferts migratoires, eux même provoqués davantage par les politiques publiques (créations d'infrastructures routières, accès à la terre, appui à l'installation des colons…), qui sont les facteurs démographiques les plus marquants de la déforestation sur les frontières agricoles (Carr, 2004).

Par exemple, en Afrique centrale, les zones les plus faciles d'accès ont toutes été exploitées par les industries forestières. Les chantiers d'exploitations s'ouvrent dans des zones isolées et peu accessibles, où la densité de population est très faible. Lorsqu'une entreprise industrielle s'implante dans ces zones reculées, elle nécessite une main d'œuvre abondante qui s'installe avec des familles souvent nombreuses et provoque un arrivage massif de populations des villages voisins attirées par les conditions de vie attrayantes créées par les entreprises. Le PFBC (Devers & Vandeweghe, 2007) cite l'exemple d'une industrie forestière implantée dans un village du nord du Congo où la population sédentaire est passée de 300 habitants dans les

années 1970 à 13 000 habitants en 2003, dont seulement deux mille sont directement employés par l'entreprise d'exploitation. Cet accroissement rapide de la population provoque évidemment une déforestation et une dégradation forestière importantes aux alentours.

1.2.3.2.4. Les autres facteurs

Dans leur étude des causes sous-jacentes de la déforestation, Geist et Lambin (2002) mentionnent deux autres grands déterminants : les facteurs technologiques et les facteurs culturels. Bien que mentionnées dans plusieurs travaux cités par Geist & Lambin (2002), ces causes semblent nettement moins importantes que d'autres facteurs tels que les facteurs économiques, politiques ou institutionnels.

1.2.3.2.4.1. Facteurs technologiques

Les améliorations technologiques peuvent avoir un impact sur la déforestation dans la mesure où elles modifient les conditions de production agricole. L'une des affirmations les plus courantes dans la littérature au sujet des progrès techniques est que les techniques d'agriculture intensives peuvent réduire la déforestation dans la mesure où elles conduisent à abandonner les cultures extensives moins rentables (Angelsen & Kaimowitz, 2001). Néanmoins, cet effet est rarement constaté empiriquement car lorsque l'amélioration de la productivité agricole s'effectue sans modification des autres facteurs de production - travail et capital - via l'introduction de nouvelles variétés végétales par exemple, la conversion des forêts en culture agricole apparaît plus attractive (Angelsen & Kaimowitz, 2001). Les progrès technologiques réalisés dans des cultures comme le soja, le palmier à huile ou la canne a sucre ont permis d'augmenter les rendements et d'atteindre des niveaux de rentabilité très élevés qui rehaussent le coût d'opportunité de la conversion des forêts en cultures agricoles et entravent par conséquent les politiques de préservation des forêts dont les bénéfices sont moins directement visibles et à plus long terme.

La relation entre progrès techniques en agriculture et déforestation est donc complexe : les progrès techniques ne conduisent pas systématiquement à une intensification agricole et à une baisse des pressions sur la forêt, mais dans bien des cas à une intensification qui s'ajoute à une extensification, entraînant au final un accroissement de la déforestation (Angelsen & Kaimowitz, 2001). Le cas de l'Amazonie brésilienne est assez probant à cet égard : la

conversion des forêts par des cultures agricoles intensives ne diminue pas la pression de l'élevage extensif qui reste l'usage dominant des terres déboisées (Morton & al, 2006). Le remplacement de pâturages dégradés par des cultures intensives ne fait que repousser le problème de la conversion des forêts par des champs d'élevage extensif un peu plus loin dans l'espace forestier non dégradé. De même dans le cas de l'Asie, les pays qui ont améliorés fortement leurs rendements rizicoles sont loin d'être ceux qui ont subi de moindres pertes de forêts (Déry, 1996)

Les facteurs technologiques interviennent également au niveau des techniques d'abattage des arbres lors des processus industriels. Des techniques d'exploitation à faible impact existent mais sont encore faiblement mises en œuvre dans les pays forestiers tropicaux alors qu'elles pourraient minimiser largement l'impact de l'extraction du bois (Ezzine de Blas & Ruiz-Pérez 2008). Les technologies de transformation du bois peu adaptées à faible rendement sont également une source significative de gaspillage de la ressource en bois, notamment en Asie du sud-est, dans les pays forestiers comme l'Indonésie ou dans les grands pays consommateurs comme le Japon (Dauvergne, 1997). Dans le domaine de l'énergie, le manque de technologies alternatives au bois de feu et les faibles performances des techniques de transformation du bois en charbon contribuent également à la déforestation principalement en Asie et en Afrique (Geist & Lambin, 2002).

1.2.3.2.4.2. Facteurs culturels

Les décisions de gestion forestière, d'attribution des terres ou de modes de cultures agricoles peuvent être dépendants de traditions, en particulier dans les pays forestiers tropicaux où de nombreuses ethnies cohabitent et sont parfois très attachées à leurs modes de vie. Weber & al. (2007) montrent par exemple que les facteurs liés à l'ethnicité peuvent avoir une importance significative sur les décisions de déforestation dans certaines régions indonésiennes.

Plusieurs auteurs ont indiqué l'importance de la culture du *ranching* dans le développement des activités d'élevages en Amazonie. Les grands *fazendeiros* brésiliens qui possèdent des propriétés de plus de 1000 hectares sont en quelque sorte le modèle social vers lequel tendent la plupart des colons qui émigrent vers la frontière agricole. Il existe un réel modèle culturel selon lequel un éleveur qui réussit dans son entreprise acquiert un véritable statut de notable, qui impose le respect dans la communauté sociale à laquelle il appartient. Pour des sociétés largement marquées par une culture pionnière depuis des siècles, le fait de coloniser des

espaces forestiers considérés comme vierges et improductifs en les convertissant en larges fermes d'élevage, est parfois considéré comme un acte héroïque (Walker, 2000). Inversement, les éleveurs ou les grands agriculteurs migrants qui colonisent les espaces forestiers considèrent la culture indigène comme primitive et peu évoluée et assimilent les modes de vie traditionnels des peuples indigènes à une extrême pauvreté.

2. LE TRAITEMENT DE LA PROBLÉMATIQUE DU DÉCLIN DES FORÊTS TROPICALES

Bien que les résultats de recherche accablants des biologistes et géographes sur le recul des forêts tropicales fussent déjà disponibles à partir du début des années 1950, la prise de conscience de l'ampleur de la déforestation intervient réellement au début des années 1980, (Smouts, 2001). La publication d'un rapport de la FAO en 1980 a constitué l'un des points d'appui à la mobilisation internationale (FAO & UNEP 1981). L'évaluation des ressources forestières, première d'une longue série de rapports de la FAO, portait sur 36 pays d'Afrique, 16 pays d'Asie et 23 pays d'Amérique Latine et des Caraïbes. Il s'agissait de la première évaluation utilisant une définition des forêts standardisée. Ce rapport, qui révélait alors un taux de déforestation annuel de plus de 10 millions d'hectares a contribué à l'émergence des politiques forestières tropicales modernes, tant au niveau international qu'au niveau national, ces deux échelons étant par ailleurs totalement imbriqués.

Les ONG écologistes se sont saisies des données de la FAO pour interpeller les gouvernements sur l'ampleur de la déforestation et porter la question de la préservation des forêts tropicales au premier rang des priorités de l'agenda des négociations internationales. A grand renfort de communiqués médiatiques sur le nombre de terrains de football disparus chaque minute, elles ont également contribué à la prise de conscience de ces problèmes auprès des opinions publiques (Smouts, 2001). A ceci s'ajoutent les campagnes de boycott des bois tropicaux qu'elles ont orchestrées au milieu des années 1980, qui menaçaient directement le secteur privé des bois tropicaux, menaces prises très au sérieux par certains gouvernements soucieux de maintenir en place un secteur économique source de création d'emplois et de revenus fiscaux.

Cette mobilisation internationale sans précédent sur les questions forestières a entraîné une réflexion sur la réforme de politiques forestières nationales à l'œuvre depuis l'époque coloniale dans les pays tropicaux, politiques minimalistes axées essentiellement vers la production du bois d'œuvre. Ces politiques ont donc réellement été renouvelées dans les années 1980 et 1990 à partir d'une impulsion, voire d'un pilotage, par le haut (Smouts, 2001).

Dans ce chapitre, nous allons décrire la manière dont le problème du déclin des ressources forestières tropicales a été abordé par les principaux acteurs impliqués : institutions internationales et gouvernements, ONG, entreprises et communautés forestières. Plus qu'une liste de politiques et d'instruments de gestion, nous avons organisé ce chapitre en faisant ressortir les différentes dimensions de la gouvernance globale des forêts, pour ensuite resserrer notre analyse aux concepts et à leur mise en œuvre, à travers les principaux dispositifs de gestion des forêts tropicales. Nous verrons que les initiatives se sont multipliées, sous l'égide non seulement des institutions internationales, mais également des organisations non-étatiques largement impliquées dans la définition des concepts et dans la mise en œuvre d'actions visant à stopper la perte de forêts tropicales. Un enchevêtrement complexe d'institutions, d'accords, d'initiatives privées, de concepts, normes et programmes d'action résulte de cette mobilisation internationale sans précédent. Cet ensemble se matérialise concrètement sur le terrain par la mise en œuvre de dispositifs de gestion particuliers que nous aborderons dans la dernière section de ce chapitre.

A travers cette structuration, notre objectif est de décrire le passage des intentions internationales aux réalités locales, concrètes, telles qu'elles peuvent s'observer sur le terrain.

2.1. Fragmentation et complexité du régime international sur les forets

Plusieurs auteurs ont signalé dans leurs travaux l'émergence d'un régime international spécifiquement centré sur les forêts (Skala-Kuhmann, 1996, Chaytor, 2001, Humphreys, 1999, Tarasofsky, 1999, Guldbrandsen, 2004). Par régime, nous retenons la définition canonique de Krassner (1983) : *« des ensembles explicites ou implicites de principes, de normes, de règles et de procédures de prise de décision autour desquelles les anticipations des acteurs convergent dans un domaine donné des relations internationales »*. Autrement dit,

il existerait, dans le domaine forestier, une convergence de vues qui s'exprimerait à travers des principes, normes ou règles implicites, transcrites ou non dans des dispositifs juridiques internationaux formels. Mais les auteurs qui ont porté l'attention sur l'émergence de ce régime en signalent également la fragmentation et la faiblesse. Il est donc essentiel d'en cerner les contours afin de bien comprendre de quelle manière ce régime a conduit à la construction de normes et de dispositifs de gestion des forêts tropicales.

Avec la publication de son rapport sur l'évaluation des ressources forestières, la FAO a été l'un des principaux déclencheurs de la mobilisation internationale sur les forêts. Logiquement, cette organisation a donc été la première à prendre le leadership de la construction de ce régime. Mais rapidement, d'autres organisations et d'autres acteurs influents sont entrés dans le jeu complexe la discussion internationale sur la problématique de la préservation des forêts tropicales. Tâchons d'y voir un peu plus clair, en reprenant chronologiquement les différentes initiatives internationales qui ont émergé afin de se saisir du problème du déclin forestier mondial et la manière dont s'imbriquent les différentes pièces du puzzle institutionnel mondial.

2.1.1. Une première réponse bureaucratique au problème de la déforestation tropicale : le PAFT

Organisation spécialisée de l'Organisation des Nations Unies (ONU), chef de file pour l'alimentation, l'agriculture, les forêts, les pêcheries et le développement rural, la FAO dispose d'un Comité des Forêts qui s'occupe de toutes les questions forestières intéressant l'organisation. Traditionnellement, les missions de la FAO ont surtout porté sur la réduction de la pauvreté. A ce titre, la FAO a joué à plusieurs reprises un rôle majeur dans le débat forestier, par exemple à travers le soutien aux approches participatives de la gestion forestière. Elle s'intéresse particulièrement à la contribution des forêts à l'amélioration des moyens de subsistance des groupes humains concernés. La FAO joue également un rôle significatif en matière de traitement des données forestières, à travers les rapports sur la situation des forêts du monde qu'elle publie régulièrement.

Face à la préoccupation de ses Etats-membres au sujet de l'ampleur de la déforestation, la FAO s'est vu confier le mandat de concevoir les premières mesures internationales de gestion

des forêts. Les gouvernements s'impliquaient alors fortement dans une négociation visant à mettre en place un régime international spécifique sur les forêts.

D'autres institutions, en particulier la Banque mondiale ont également joué un rôle moteur à cette époque, notamment en impliquant les grandes ONG écologistes dans une affaire qui était alors accaparée exclusivement par les gouvernements et les experts forestiers de la FAO.

En 1985, la neuvième session du Congrès forestier mondial tenue à Mexico s'est conclue par un manifeste exhortant *« tous les hommes de tous les peuples et leurs gouvernements, dans le cadre de leur souveraineté, à prendre conscience de l'importance des ressources forestières pour la biosphère et la survie de l'humanité »*. En faisant référence aux peuples, cette déclaration révélait déjà l'intégration de la société civile dans le débat. Cette même année, le lancement du Plan d'action forestier tropical (PAFT) constituait le premier aboutissement de la volonté internationale de prendre en charge le problème de la déforestation tropicale.

Ainsi, pour la première fois, des mesures politiques qui avaient explicitement pour objectif de lutter contre la déforestation tropicale étaient élaborées. Certes, dans les années 1980, des codes forestiers et autres dispositions législatives nationales sur les forêts tropicales existaient déjà, parfois depuis de nombreuses années. Mais dans de nombreux pays tropicaux, elles n'étaient pas clairement définies, leurs orientations principales portaient sur le volet production des forêts, et elles souffraient d'une insuffisance de planification de l'usage des terres et d'intégration des considérations de protection dans les activités de production (O'Halloran & Ferrer, 1997). Le PAFT offrait donc un changement d'orientation véritable en matière de gestion des forêts tropicales. L'aide multilatérale et bilatérale a alors fortement progressé afin que les pays forestiers tropicaux puissent élaborer et mettre en œuvre leurs propres plans d'action forestiers nationaux. Plus de 40 agences de coopération étaient impliquées dans le financement de ces plans, et l'aide accordée au secteur forestier doublait entre 1985 et 1990 (Lyke & Fletcher, 1992).

Malheureusement, malgré la volonté affichée par les différentes parties prenantes et le déblocage de moyens financiers importants, l'engouement pour ce dispositif fût bref. Les forestiers de la FAO, emprunts de culture coloniale et habitués à reproduire des schémas de gestion sylvicole axés sur la composante « production ligneuse », ont rapidement été critiqués par les ONG parties prenantes du processus. Les évaluations publiées en 1990, notamment celle du WRI (Winterbottom, 1990), ONG qui a été associée à la conception du PAFT, pointaient clairement la déviance de l'objectif initial de ce dispositif.

Quelques années seulement après son lancement, le PAFT a vu rapidement les bailleurs et les ONG s'en détourner suite aux évaluations négatives, à un fonctionnement trop bureaucratique, aux stratégies de captation des financements internationaux par les administrations corrompues et à la poursuite de la déforestation tropicale. Les capacités de la FAO à prendre en charge les problèmes de déclin forestier ont été considérablement réduites suite à ce constat d'échec du PAFT. Néanmoins, l'un des succès du PAFT a été de lancer la discussion sur les réformes nécessaires du secteur forestier des pays tropicaux et de montrer la trop grande importance accordée à la production de bois dans les politiques forestières nationales en vigueur (Lyke & Fletcher, 1992).

Il a donc fallu attendre les années 1990 et l'influence des bailleurs de fonds multilatéraux et bilatéraux pour que les préoccupations écologiques soient réellement intégrées dans les politiques forestières nationales. Entamé dans le cadre des plans d'ajustement structurels de la Banque mondiale, puis poursuivi dans la continuité du Sommet de Rio de 1992, le virage vers des politiques forestières tropicales intégrant des composantes écologiques est très récent. Mais avant de nous attarder plus amplement sur les mesures de gestion qui ont été mises concrètement en œuvre pour lutter contre le déclin des forêts tropicales, nous proposons de poursuivre notre déroulement chronologique, en reprenant au début des années 1990, là où nous l'avons arrêté, après le constat d'échec du PAFT.

2.1.2. L'échec du processus de négociation intergouvernemental sur les forêts

En 1990, les pays membres du G7 réunis à Houston ont exprimé dans une déclaration leur inquiétude face à la destruction des forêts tropicales. Après plusieurs années de campagne, le problème de la déforestation tropicale était bien parvenu au sommet des préoccupations politiques. Un an plus tard, le Xème Congrès forestier mondial, concluait ses travaux de la manière suivante : *« Des problèmes tels que l'effet de serre, la protection de la biodiversité, le libre commerce des bois ou encore la protection de certains milieux ou espèces menacées, ont montré qu'une approche internationale est nécessaire à une analyse efficace de leurs causes et de leurs effets »*. Malgré l'échec du PAFT, qui sera définitivement abandonné en 1995, une approche internationale pour traiter la problématique de la déforestation semblait plus que jamais une nécessité. Lors des négociations qui ont préparé le Sommet de la Terre, les questions forestières faisaient d'ailleurs l'objet d'une grande attention de la part de la

communauté internationale. Lorsque celle-ci discutait des moyens de lutte contre le réchauffement climatique, elle faisait souvent référence à l'impact des forêts sur le stockage du carbone. Il était également sans cesse rappelé que la déforestation des forêts tropicales représentait la plus grande menace qui pesait sur la biodiversité. La forêt apparaissait intimement liée à la plupart des grands problèmes environnementaux.

La nécessité d'instaurer un système de régulation multilatéral relatif aux forêts semblait alors évidente pour la plupart des observateurs qui préparaient activement la Conférence des Nations Unies pour l'Environnement et le Développement (CNUED) de 1992. Mais c'était sans compter sur les divergences internationales profondes sur l'utilisation des ressources forestières tropicales, sur le difficile consensus sur les modalités d'une gestion forestière durable, sur les outils à utiliser pour l'assurer et sur l'action collective à mener… Autant de pierres d'achoppement qui ont rapidement sapé les tentatives de mise en place d'un régime juridique distinct sur les forêts.

Dès son ouverture, la négociation multilatérale sur les forêts a été marquée par un intense débat Nord Sud (Smouts, 2001 ; Humphreys, 2006). Schématiquement, les pays développés estimaient que les forêts tropicales faisaient partie d'un patrimoine global qui devait faire l'objet d'une protection internationale. Ils arguaient que l'absence de règles globales sur les forêts risquait de conduire à une disparition rapide des écosystèmes forestiers très riches en biodiversité.

Dans le même temps, les pays en développement mettaient en avant le fait que les forêts sont des ressources naturelles sur lesquelles ils sont souverains et sur la base desquelles ils fondent en partie leur développement. Ils estimaient également que la négociation internationale devait porter sur l'ensemble des forêts mondiales et non uniquement sur les forêts tropicales. Ils rappelaient enfin que les forêts des pays développés avaient fait historiquement l'objet de déboisements considérables. Ils refusaient par conséquent que les forêts qu'elles détiennent fassent l'objet d'une ingérence écologique de la part des pays développés qui leur imposeraient des conditions d'usages très restrictives. Par conséquent, lors du sommet de la Terre de 1992, aucun consensus sur le contenu d'une convention mondiale sur les forêts n'a pu être dégagé au sein de la communauté internationale. Les objectifs très différents des pays développés et des pays en développement ont bloqué toute issue positive[54].

[54] http://www.un.org/french/events/rio92/rio-fp.htm consulté le 10 décembre 2010

Au terme du Sommet, les discussions ont abouti difficilement sur une déclaration dont l'énoncé est révélateur de bien timides avancées : *« Déclaration de principe juridiquement non contraignante mais faisant néanmoins autorité, pour un consensus mondial sur la gestion, la conservation, et l'exploitation écologiquement viable de tous les types de forêts »*. Cette Déclaration énonce une série de grands principes, en quelque sorte un guide de bonnes intentions, mais ne spécifie aucun engagement contraignant. En outre, au-delà du caractère éminemment vague de cette déclaration et de son manque d'ambition, son contenu conforte le principe de souveraineté des Etats sur leurs ressources et révèle sa très faible orientation en faveur de la protection des forêts. En effet, si le caractère multifonctionnel des forêts et l'importance des fonctions écologiques et sociales sont mentionnés dans cette Déclaration, le volet économique est avant tout mis en avant à travers l'encouragement des plantations forestières, l'importance de l'approvisionnement en bois de feu ou en bois industriel, et à travers la possibilité laissée aux Etats de convertir la forêt à d'autres usages dans le cadre d'une utilisation rationnelle des terres. Le Principe 2.a. indique que *« Les Etats ont le droit souverain et inaliénable d'utiliser, de gérer et d'exploiter leurs forêts conformément à leurs besoins en matière de développement et à leur niveau de développement économique et social, ainsi qu'à des politiques nationales compatibles avec le développement durable et leur législation, y compris la conversion de zones forestières à d'autres usages dans le cadre du plan général de développement économique et social et sur la base de politiques rationnelles d'utilisation des terres »*.

A travers cette Déclaration et le chapitre de l'Agenda 21 consacré au forêts, on voit nettement la distance qui reste à parcourir entre la volonté de contrer le déclin des forêts tropicales affichée par les ONG et certains gouvernements, et la détermination des gouvernements des pays détenteurs des ressources forestières tropicales qui entrevoient les possibilités de développement économique offertes d'une part par l'utilisation des ressources ligneuses de la forêt et d'autre part par leur conversion en pâturages ou en cultures agricoles de rente.

2.1.3. Une architecture internationale fragmentée

Alors que les négociations visant à élaborer un accord multilatéral sur les forêts s'enlisaient, une multitude de processus internationaux qui se recoupent se sont saisis de la question forestière à l'échelle internationale (Tarasofsky 1999, Chaytor 2001, Guéneau & Wilson, 2005, Lesniewska 2005, Karsenty & Pirard, 2007). Accords juridiquement contraignants et

organisations internationales, nombreux sont les dispositifs qui prennent partiellement en charge le problème du déclin des ressources forestière (cf. Tableau 7), créant un enchevêtrement complexe de recommandations, lignes directrices et normes. Nous le verrons, au lieu d'améliorer la prise en charge du problème forestier, ces processus internationaux variés ont au contraire créé des cadres peu opérationnels entraînant une grande confusion quant à la mise en œuvre effective de systèmes de gestion concrets permettant de limiter le déclin des forêts tropicales.

2.1.3.1. Chevauchement des dispositifs institutionnels internationaux

2.1.3.1.1. GIF, FIF et FNUF…

Malgré le contexte de blocage Nord-Sud persistant dans l'arène de négociation, le processus de discussion international spécifiquement centré sur les forêts s'est poursuivi dans un premier temps sous l'égide de la Commission du développement durable (CDD) des Nations Unies. En 1995 celle-ci a décidé d'établir un organe spécifique, le Groupe intergouvernemental sur les forêts (GIF), dont les objectifs étaient de réaliser des propositions d'action consensuelles afin de renforcer la gestion, la conservation et le développement durable de tous les types de forêts.

En 1997, le GIF approuva un ensemble de plus de cent propositions d'action visant à relever le défi de la gestion forestière mondiale, adoptées par les gouvernements lors d'une session spéciale de l'Assemblée générale de l'ONU. Les délégués ne parvinrent cependant pas à se mettre d'accord sur certaines questions primordiales, telles que celles touchant à l'assistance financière et au rapport entre commerce et environnement, ou encore sur l'opportunité d'ouvrir des négociations sur une convention mondiale sur les forêts[55].

Les discussions internationales ont ensuite continué dans le cadre du Conseil économique et social (ECOSOC) des Nations Unies où un Forum intergouvernemental sur les forêts (FIF) a été mandaté pour faciliter la mise en œuvre des propositions du GIF. En réalité, il s'est agit d'un lieu d'examen des progrès accomplis par les gouvernements dans la mise en œuvre de ces propositions, sur la base de rapports annuels facultatifs remis au Secrétariat du FIF.

[55] Bulletin des négociations de la Terre, Vol. 13 No. 66, 14 février 2000

Au total plus de 270 propositions d'action du GIF et du FIF ont été élaborées, qui constituent le cadre d'action global convenu au niveau international dans le domaine forestier[56]. Malheureusement, le nombre pléthorique de propositions d'action, et l'absence de hiérarchisation, rend difficile leur application. Chaque pays peut à sa guise puiser dans ces propositions sans qu'aucune priorité ne soit définie au niveau international afin de satisfaire un objectif commun d'arrêt du déclin des ressources forestières tropicales. De même la nature facultative des rapports nationaux rend impossible le travail de suivi de la mise en œuvre de ces propositions d'action.

En 2000, le FIF a été remplacé par un organe subsidiaire de l'ECOSOC, le Forum des Nations Unies sur les forêts (FNUF). Son mandat était *« d'envisager (dans un délai de cinq ans) la recommandation des paramètres d'un mandat consacré à l'élaboration d'un cadre juridique applicable à tous les types de forêts»*, formulation suffisamment floue pour satisfaire partisans et opposants à l'instauration d'un mécanisme juridiquement contraignant.

En 2002, lors du Sommet mondial sur le développement durable de Johannesburg, le traitement des problèmes forestiers restait affiché comme l'un des objectifs prioritaires de la communauté internationale. Dans la déclaration finale, on pouvait lire : la gestion durable *« est un objectif essentiel du développement durable »* et *« un moyen critique d'éliminer la pauvreté, de réduire sensiblement le déboisement, de faire cesser la perte de diversité biologique des forêts et la dégradation des sols et des ressources naturelles et d'améliorer la sécurité alimentaire et l'accès à une eau salubre et à des sources d'énergie abordables »*. Le soutien de la communauté internationale aux travaux du FNUF est par ailleurs souligné.

Pourtant, au-delà de ces déclarations d'intention, force est de constater que depuis la création du FNUF, l'intérêt des gouvernements pour cette enceinte n'a fait que décroître, en témoignent le nombre décroissant de rapports nationaux sur la mise en œuvre des propositions d'action du GIF envoyés par les gouvernements au Secrétariat du FNUF[57].

[56] http://www.fao.org/forestry/cpf/mar/8052/fr/ consulté le 1à décembre 2010

[57] Forest Watch n°91, Fern, décembre 2004.

2.1.3.1.2. Le mandat élargi de l'Organisation internationale des bois tropicaux (OIBT)

L'Accord international sur les bois tropicaux (AIBT) a été signé en 1983 dans le cadre du programme intégré pour les produits de base de la Conférence des Nations Unies pour le commerce et le développement (CNUCED). Les pays en voie de développement cherchaient alors à développer des "Accords produits" dans le but d'améliorer le commerce international des produits de base jugés essentiels. L'AIBT a été renouvelé en 2006 avec des objectifs qui restent essentiellement centrés sur les questions commerciales, comme par exemple l'obligation de recourir à des pratiques commerciales non discriminatoires, d'harmoniser de collecter et de diffuser les informations sur les marchés des bois tropicaux, de renforcer les moyens d'action contre l'exploitation illégale des bois et le commerce lié, etc.

L'Organisation internationale des bois tropicaux (OIBT) a été créée en 1983 afin d'assurer la mise en œuvre des dispositions de l'AIBT et d'en surveiller le fonctionnement. Elle est composée de 33 pays producteurs et 26 pays consommateurs de bois tropicaux, totalisant 95 % du commerce mondial des bois tropicaux et 80 % des forêts tropicales de la planète. Organisation créée sans que l'objectif de prendre en charge le problème du déclin des forêts tropicales ne figure explicitement dans son mandat d'origine, l'OIBT s'est néanmoins rapidement saisie de ce problème. Sa mission initiale était de combler le déficit d'information sur des points clefs tels que les statistiques du commerce des produits forestiers tropicaux et les prix des produits sur les marchés, mais depuis quelques années, elle fournit également des contributions remarquées sur des thèmes très sensibles tels que le commerce illégal des bois tropicaux. Elle a aussi produit des lignes directrices permettant de guider les pays membres dans la mise en œuvre de la gestion de leurs forêts.

L'OIBT s'est surtout distinguée, en 1990, par la volonté de ses membres de fixer un objectif de gestion concret connu sous le nom « d'Objectif An 2000 ». Les membres de l'organisation étaient alors conviés à faire tout leur possible pour qu'en 2000, les bois tropicaux faisant l'objet d'échanges internationaux proviennent de forêts sous aménagement forestier durable[58]. Cet objectif est non contraignant et les mesures permettant de l'atteindre dépendent de contributions financières volontaires des Etats. Il est loin d'avoir été réalisé à ce jour. Une évaluation menée en 2000 indique que les pays tropicaux ont progressé dans la formulation et

[58] Traduction française de *sustainable forest management* par l'OIBT

l'adoption de politiques visant cet objectif, mais que la mise en œuvre de ces politiques est encore largement déficiente. C'est donc moins sa capacité à imposer des règles contraignantes que sa capacité à fixer des orientations et de l'expertise qui caractérise cette organisation.

2.1.3.1.3. Le rôle de la Banque Mondiale

La Banque mondiale joue un rôle fondamental dans la lutte contre le déclin des ressources forestières tropicales. La Banque accorde de nombreux prêts aux pays tropicaux, prêts qui sont assortis de conditionnalités environnementales. En conséquence, la Banque mondiale intervient largement dans les réformes des politiques forestières des pays emprunteurs.

La Banque mondiale a adopté fin 2002 une nouvelle stratégie sectorielle pour les forêts qui vise trois objectifs : mobiliser le potentiel des forêts en faveur de la lutte contre la pauvreté, intégrer la dimension forestière dans la stratégie globale de développement économique durable des pays et préserver l'apport de la forêt à l'environnement mondial (biodiversité, climat). Concrètement, les politiques insufflées par la Banque visent la hausse des coûts d'accès aux ressources forestières, la libéralisation du marché foncier et la lutte contre la corruption, essentiellement à travers la réforme des politiques fiscales, la mise en concession du domaine forestier permanent par adjudication, la lutte contre l'exploitation illégale et le partage plus équitable de la rente forestière (Karsenty & Pirard, 2007).

La Banque mondiale a également passé des accords de partenariats ambitieux avec des ONG notamment dans le but d'étendre la couverture des aires protégées forestières. Une alliance entre la Banque Mondiale et le WWF passée en 1998 vise notamment à *« garantir la bonne gestion de 50 millions d'hectares d'aires protégées forestières déjà existantes mais très menacées d'ici 2005 »*. L'objectif a été redéfini en 2005 : *« mettre 75 millions d'hectares d'aires protégées forestières existantes sous un régime de gestion amélioré pour atteindre des résultats en matière de conservation et de développement »* dès 2010. (Higgins-Zogib & Mac Kinnon, 2008).

Parmi les actions appuyées par la Banque mondiale figure également la lutte contre l'exploitation forestière illégale. A la suite du sommet du G8 de 1998, qui concluait ses travaux en enjoignant les gouvernements à coopérer pour lutter contre l'exploitation illégale des bois, les Etats membres ont confié le mandat de coordonner les actions de lutte contre la délinquance forestière à la Banque mondiale.

2.1.3.2. Accords non contraignants et engagements internationaux

2.1.3.2.1. Un Instrument juridiquement non contraignant

De grands pays forestiers influant dans les discussions internationales comme le Brésil, la Malaisie et la Suède, restent farouchement opposés à tout accord juridiquement contraignant sur les forêts. Même le Canada, grand promoteur d'une Convention internationale sur les forêts a progressivement émis des doutes sur les possibilités d'atteindre un tel objectif. Au terme de longues négociations, le FNUF a accouché d'un *Instrument juridiquement non contraignant concernant tous les types de forêts* adopté en séance plénière par l'Assemblée générale des Nations Unies en décembre 2007, et dont l'objectif est (ONU, 2008) :

- *« De renforcer l'engagement politique et les actions engagées à tous les niveaux pour la mise en œuvre effective d'une gestion durable de tous les types de forêts et la réalisation des objectifs d'ensemble relatifs aux forêts;*
- *De renforcer la contribution des forêts à la réalisation des objectifs de développement convenus au niveau international, y compris les objectifs du Millénaire pour le développement, notamment en ce qui concerne l'élimination de la pauvreté et la viabilité écologique;*
- *D'offrir une orientation pour l'action nationale et la coopération internationale. »*

On remarquera qu'est clairement mise en avant la « gestion durable » comme objectif à atteindre, sans que les controverses sur ce concept ne soient totalement effacées, nous y reviendrons plus longuement dans les prochaines sections ; que l'importance de la satisfaction des « objectifs de développement » montre clairement la priorité des considérations économiques sur la dimension écologique des forêts ; et que le fait que « l'action nationale » soit placée au même niveau que la « coopération internationale » révèle l'importance accordée au principe de souveraineté nationale sur les forêts.

L'un des points intéressant est la référence aux Objectifs du Millénaire pour le développement (OMD), qui concerne en particulier la satisfaction de l'objectif 7, *« Assurer un environnement durable »*, en particulier les sous-objectifs suivants :

- 7.a : *« Intégrer les principes du développement durable dans les politiques et programmes nationaux et inverser la tendance actuelle à la déperdition des ressources naturelles »*.

- 7b : *« Réduire l'appauvrissement de la diversité biologique et en ramener le taux à un niveau sensiblement plus bas d'ici à 2010 »*

La réalisation des OMD étant suivie à l'aide d'indicateurs chiffrés, au titre de l'objectif n°7, l'un des indicateurs utilisés est la proportion de terres couvertes de forêts à l'échelle mondiale. Compte tenu des données actuelles sur la déforestation, les Nations Unies font l'amer constat que *« La déforestation s'est ralentie, mais reste particulièrement rapide dans certaines des régions du monde connaissant la plus grande diversité biologique. Le monde n'a pas atteint la cible de 2010 visant à ralentir la perte de biodiversité »* (ONU, 2010)

Tableau 9 - principaux instruments juridiques contraignants relatifs aux forêts

Instruments internationaux juridiquement contraignants relatifs aux forêts	**Entrée en vigueur**
Concernant uniquement les forêts	
Instrument juridiquement non contraignant concernant tous les types de forêts	2007
Accord International sur les Bois Tropicaux	1996
Importants en matière de forêts	
Convention sur la diversité biologique	1993
Convention cadre sur les changements climatiques	1994
Dont certains éléments sont liés aux questions forestières	
Convention de Ramsar sur les zones humides	1975
Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction	1975
Convention sur les peuples indigènes et tribaux	1991
Convention pour la conservation des espèces migratrices sauvages	1983
Convention sur le patrimoine mondial	1975

Au-delà des objectifs, les principes fondamentaux de ce nouvel Instrument juridiquement non contraignant laissent à penser que la gouvernance internationale sur les forêts ne va pas en être véritablement renforcée (Nasi & Guéneau, 2007). Le texte stipule en effet que chaque État est responsable de la gestion durable de ses propres forêts et de la mise en œuvre des lois forestières, mais aussi que les acteurs non étatiques (communautés locales, propriétaires forestiers, etc.) devraient être impliqués de manière transparente et participative aux processus

de décision sur les forêts qui les concernent, ainsi qu'à la mise en œuvre de la gestion durable des forêts. L'accord précise que la gestion durable des forêts dépend de la bonne gouvernance, de la recherche de ressources financières nouvelles et additionnelles, en particulier pour les pays en développement. Afin d'atteindre la gestion forestière durable, le rôle de la coopération internationale — aide financière, renforcement des capacités, transferts de technologies — est également souligné. Bref, très peu de nouveautés par rapport aux éléments qui étaient déjà adoptés quinze ans auparavant à Rio.

2.1.3.2.2. Le programme de travail élargi sur les forêts de la Convention sur la diversité biologique

Alors que la communauté scientifique estime que les forêts abritent entre la moitié et les trois quarts de la biodiversité terrestre, c'est seulement en avril 2002, lors de sa sixième conférence des parties (COP), que la Convention sur la diversité biologique (CDB) s'est penchée pour la première fois de manière spécifique sur la question forestière. Un programme de travail élargi sur la diversité biologique des forêts y a été adopté (décision VI 22), qui comporte 27 objectifs comportant chacun plusieurs activités – plus d'une centaine au total.

Afin de donner une dimension plus opérationnelle à ce programme, l'idée d'ouvrir des négociations visant à mettre sur pied un protocole additionnel à la CDB a un moment été évoqué au cours des discussions intergouvernementales. Une telle option aurait permis de contraindre les parties à appliquer les activités du programme de la CDB sur les forêts. Elle s'est néanmoins heurté à deux type d'oppositions : celle des forestiers qui refusaient de voir le traitement multilatéral des questions forestières accaparé par le secrétariat de la CDB qu'ils jugeaient trop éloignés des préoccupations de la filière bois, et étaient donc en faveur d'un accord plus large sous l'égide du FNUF ; celle des pays en développement qui refusaient que les questions forestières soient traitées spécifiquement sous l'angle de la conservation de la biodiversité et qui insistaient pour que la contribution des forêts à leur développement économique soit mieux prise en compte par les négociateurs des pays développés.

Au final, les Parties sont encouragées à mettre en œuvre ce programme de travail sur une base volontaire, en fonction de leurs priorités et besoins nationaux. Les ONG écologistes qui avaient placé beaucoup d'espoir dans cette prise en compte des problèmes de déclin forestier par la CDB, allant même jusqu'à qualifier la sixième COP de la CDB de « Sommet des forêts

anciennes », ont été extrêmement déçues par le manque d'engagement des Etats pour l'adoption d'un mécanisme contraignant.

2.1.3.2.3. L'insertion du volet forestier dans la Convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques

La Convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) a pour objet 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 »*. Sous les auspices de cette Convention, le Protocole de Kyoto fixe, pour un ensemble de pays industrialisés, des objectifs chiffrés de réduction des émissions de gaz à effet de serre. Ces objectifs visent à réduire les émissions de CO_2 en moyenne de 5 % par rapport aux niveaux de 1990, au cours de la période comprise entre 2008 et 2012. Ce Protocole aborde le rôle des forêts comme puits de carbone. Mais la prise en compte des problèmes liés à la forêt tropicale dans ce Protocole sont limités aux seuls projets de boisement dans les pays en développement.

Malgré leur contribution significative aux changements climatiques globaux, ce n'est qu'à partir de 2005 que les questions de réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD) ont été incluses dans les négociations internationales. Au départ, l'objectif était de réduire la déforestation dans les pays où l'on constate des taux de déforestation élevés. Mais rapidement, les négociateurs se sont aperçus que les efforts devaient porter sur l'ensemble des pays forestiers y compris ceux qui ont des niveaux de déforestation historiquement bas et qui conservent bien leurs forêts. L'initiative REDD est alors devenue REDD+, en visant plusieurs objectifs supplémentaires : conservation des stocks de forêts existants, gestion durable des forêts et accroissement des stocks par l'intermédiaire de programmes de restauration des forêts et de plantation d'arbres.

Au terme de la COP qui a eu lieu en 2009 à Copenhague, le texte de résolution finale stipulait : *« Nous reconnaissons le rôle crucial de la réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts et le besoin d'augmenter l'absorption par les puits forestiers de gaz à effet de serre et nous nous accordons sur le besoin de fournir des incitations positives pour de telles actions à travers l'établissement immédiat d'un mécanisme REDD-plus pour activer la mobilisation des ressources financières des pays développés. »*

Les négociations de la dernière COP qui viennent de s'achever le 10 décembre 2010 à Cancun se sont conclues sur un accord qui rend désormais effectives certaines annonces de Copenhague à travers notamment la mise en place du dispositif REDD+. Cet accord couvre un ensemble assez large d'activités qui vont de la lutte contre la déforestation et la dégradation, en passant par la conservation des arbres et les activités de plantation. Cependant, de nombreuses incertitudes demeurent encore sur les dispositions concrètes de mise en œuvre de cet accord et surtout sur leur efficacité (Karsenty, 2010). Les fonds permettant de compenser les efforts des pays qui luttent contre la déforestation ne sont pas encore réunis et le contrôle de leur bonne utilisation reste d'actualité.

2.1.3.2.4. Autres instruments internationaux juridiquement contraignants

Plusieurs autres accords internationaux intègrent des articles portant directement sur les forêts tropicales ou, du moins, sur certains éléments de ces forêts. Notre intention n'est pas d'en faire la description exhaustive, dans la mesure où leur objectif central n'est pas de lutter contre le déclin des forêts tropicales humides, bien qu'indirectement, elles puissent y contribuer de manière significative. Nous nous bornerons donc uniquement à en indiquer les principales dispositions qui touchent aux forêts tropicales. En règle générale, les acteurs impliqués dans le débat international sur les forêts tropicales soulignent l'importance de ces accords même si de l'avis général, leur portée est bien insuffisante pour traiter efficacement le problème du déclin des forêts.

- La régulation du commerce des espèces d'arbres menacées : Convention CITES

La Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) a pour objectif de protéger les espèces menacées faisant l'objet d'échanges internationaux. Plusieurs espèces de faune et de flore forestières tropicales en danger sont concernées par ce traité à travers des limitations voire des interdictions d'exportation. Toutefois, de nombreuses espèces d'arbres fortement menacées ne sont pas couvertes ou couvertes que partiellement par la CITES. Les espèces menacées sont classées en trois catégories (les annexes) spécifiques par la CITES, chaque catégorie faisant l'objet d'une régulation spécifique. L'annexe 1 regroupe les espèces les plus menacées dont le commerce est *« soumis à une réglementation particulièrement stricte afin de ne pas mettre*

davantage leur survie en danger, et ne doit être autorisé que dans des conditions exceptionnelles. » L'annexe 2 est une liste d'espèces qui ne sont pas nécessairement menacées d'extinction mais pourraient le devenir en cas d'absence de régulation des échanges. Le commerce international de ces espèces est autorisé sous réserve d'un permis d'exportation. L'annexe 3 comprend des espèces inscrites à la demande d'une Partie. Pour ces espèces, une licence d'exportation est également requise. Sur plus de 28000 espèces de flore recensées par la CITES, on compte seulement une trentaine d'espèces d'arbres, dont la plupart figurent à l'annexe 2.

- La préservation des zones forestières humides : Convention Ramsar

La convention Ramsar est dédiée à la protection des zones humides d'importance internationale, notamment en raison de la richesse biologique de ces zones et de leur importance en tant qu'habitats pour les oiseaux. Parmi celles-ci figurent des zones forestières tropicales telles que les forêts de mangroves.[59] Cette convention permet de conférer un statut de protection à ces zones très riches du point de vue de la biodiversité et de dégager des moyens financiers et techniques pour assurer cette protection.

- La protection du patrimoine forestier : convention sur le patrimoine mondial de l'Unesco

La convention sur le patrimoine mondial de l'Unesco vise à préserver des sites d'importance culturelle ou naturelle majeurs. Plusieurs sites forestiers sont inscrits sur la liste du patrimoine mondial de l'Unesco, dont certaines sont des forêts tropicales humides comme la forêt Atlantique au sud-est du Brésil. Les surfaces concernées restent toutefois modestes. Les pays sur le territoire desquels sont situés les sites proposent leur inscription sur la liste afin de recevoir une assistance technique et financière pour leur conservation.

2.1.4. Politiques des états consommateurs de bois : la lutte contre l'illégalité aux premiers rangs

Nous l'avons mentionné dans la première partie, l'exploitation illégale des forêts est l'une des causes sous-jacente de déforestation mentionnée dans la littérature. Même lorsque l'arsenal législatif a été correctement renforcé pour faire face au problème du déclin forestier,

[59] www.ramsar.org

la capacité des gouvernements à faire appliquer les lois est fortement mise en doute. Dans certaines régions tropicales, la situation politique est très chaotique et l'état de droit n'est pas respecté. Certaines études montrent que l'exploitation illégale est la règle plutôt que l'exception dans de nombreux pays, en particulier dans les régions tropicales : 80% de l'exploitation forestière serait illégale en Amazonie brésilienne, en Bolivie et au Bénin, plus de 66% en Indonésie et au Ghana, pour ne citer que ces quelques pays (Contreras-Hermosilla & al, 2007).

Lors du sommet du G8 qui s'est tenu à Birmingham en 1998, les gouvernements des pays du G8 se sont entendus pour mettre en œuvre un programme d'action sur les forêts. Parmi les différents engagements annoncés, la mesure phare concernait la lutte contre l'exploitation illégale des produits forestiers. Rappelons que l'exploitation forestière illégale désigne en règle générale toute forme de récolte, transformation ou commercialisation du bois en violation de la législation du pays où la récolte a eu lieu. L'initiative de la Banque mondiale contre la corruption, et la révision de sa politique forestière entreprise dans les années 1990 a également conduit cette institution à s'investir fortement dans la lutte contre l'illégalité. Le processus baptisé FLEGT (Forest Law Enforcement, Governance and Trade – en français : application des lois forestières, gouvernance et commerce) lancé par le G8 et repris de manière exécutive par la Banque mondiale a donné lieu à une première conférence ministérielle régionale organisée à Bali en 2001, avec le soutien des Etats-Unis et du Royaume-Uni.

Les rapports accablants des ONG sur la faible application des lois forestières dans les pays tropicaux et l'intérêt croissant des institutions internationales pour les questions de gouvernance forestière ont conduit les gouvernements à prendre sérieusement en charge le problème de l'illégalité de l'exploitation forestière. Au-delà des engagements des pays producteurs de renforcer la mise en application des lois, avec l'appui des bailleurs de fonds bilatéraux et multilatéraux, la véritable innovation de ce processus FLEGT a été les mesures prises par certains pays importateurs de bois tropicaux.

L'Union européenne a adopté un plan d'action communautaire FLEGT, en vigueur depuis mai 2003. Ce plan reposait jusqu'à présent essentiellement sur des accords de partenariats volontaires avec des pays exportateurs, en vue d'assainir les échanges de bois et de n'importer que du bois provenant de sources légales. La Commission européenne a décidé de renforcer ce plan par une règlementation adoptée par le Parlement et le Conseil européen en octobre 2010. Cette règlementation est basée sur un système de « diligence raisonnable », qui impose

aux opérateurs des conditions préalables à la commercialisation du bois dans l'Union européenne. Autrement dit, les opérateurs qui mettent toute fourniture de bois et de produits dérivés pour la première fois sur le marché communautaire, doivent être en mesure de fournir une description des marchandises y compris de leur poids et volumes, des informations prouvant le respect de la législation en vigueur dans le pays de provenance, les coordonnées de leurs fournisseurs. Mais surtout, le système de diligence raisonnable inclut une procédure de gestion des risques liés à l'illégalité et prévoit des audits pour garantir l'application effective du système. L'ensemble des opérateurs de la chaîne d'approvisionnement devront conserver la documentation permettant de prouver que leurs fournisseurs leur ont bien vendu des produits issus d'exploitations légales, ceci afin de garantir une traçabilité de la légalité sur l'ensemble de la chaîne. La règlementation s'applique non seulement au bois importé dans l'Union européenne), mais également au bois qui a été récolté ou transformé au sein de l'UE. La gamme de produits concernés est très large puisqu'elle englobe des produits largement transformés comme les papiers et cartons ou les meubles. A partir de mars 2013, date d'entrée en vigueur de cette nouvelle règlementation, le fait de mettre du bois produits de façon illégale sur le marché européen constituera donc un délit.

Une législation similaire a déjà été adoptée en 2008 aux Etats-Unis. Il s'agit d'un amendement à une disposition vieille de 100 ans, le Lacey Act. Selon cette disposition législative, toute entité vendant des produits forestiers fabriqués illégalement sur le territoire national ou international est passible de sanctions. Les opérateurs américains sont également dans l'obligation d'associer à la vente des marchandises une documentation précisant le pays d'origine des produits et le nom des espèces d'arbres contenus dans les produits vendus. Dans la même optique, la Suisse a également adopté en 2010 une mesure législative régissant la mise en marché de produits illégaux (Saunders J. & Yadlapalli L., 2010).

Parallèlement à ces dispositifs réglementaires sur l'exploitation illégale, plusieurs pays consommateurs de bois tropicaux ont renforcé leurs dispositifs d'achat public de bois. Ces politiques ont pour but de garantir que les administrations publiques n'utilisent que du bois provenant de sources légales, voire durables. De nombreux pays industrialisés ont déjà mis en place de telles mesures (pays européens, Nouvelle-Zélande…). Celles-ci ne sont pas anecdotiques quand on sait que la part des commandes publiques dans la demande totale de produits forestiers tropicaux peut atteindre 25% dans certains pays (Roda, cité par OIBT, 2006b). De plus, de telles politiques d'achat public s'étendent de plus en plus à un niveau infra-étatique. De nombreuses villes et collectivités territoriales ont décidé de mettre en place

des mesures visant à contrôler la provenance des produits forestiers qu'elles achètent, y compris dans des pays émergents comme le Mexique et le Brésil par exemple (Saunders J. & Yadlapalli L., 2010).

De nombreuses organisations environnementales se sont félicitées des avancées majeures de contrôle de la légalité des approvisionnements, qu'elles considèrent comme une étape importante vers la gestion durable des forêts. Dans ces différentes mesures proposées, ce qui est considéré comme illégal relève certes du contenu des propres lois élaborées de manière souveraine par les pays producteurs. Mais les différentes dispositions prises par les pays importateurs de produits forestiers tropicaux devraient conduire les opérateurs des pays producteurs à mieux respecter les législations en vigueur, c'est du moins le résultat escompté.

D'autres auteurs sont plus réservés sur les résultats de telles mesures (Karsenty, 2003). Ils signalent le risque d'un effet contreproductif de ces dispositifs de contrôle de la légalité des sources d'approvisionnement. En effet, les pays qui font le plus d'efforts en termes de renforcement des lois forestières sont ceux qui, en toute logique, sont les plus confrontés à des problèmes d'illégalité. Sanctionner l'illégalité pourrait par conséquent entraîner une incitation négative au renforcement des normes de gestion dans les pays qui ont peu de moyen de contrôles de l'application des lois (Karsenty, 2003).

Par ailleurs, il est important de signaler que la légalité n'est aucunement une garantie de durabilité, comme nous le verrons un peu plus loin lorsque nous aborderons les politiques forestières de certains pays, notamment celles relatives à l'obligation de mise en œuvre d'un plan d'aménagement. De nombreux produits forestiers contribuant à la déforestation sont légaux dans un grand nombre de pays qui continuent à les exporter (Lawson & MacFaul, 2010). Lorsque la loi européenne sur l'illégalité sera entrée en vigueur en 2013, elle n'empêchera pas ces produits d'entrer légalement sur le marché européen, malgré des impacts significatifs sur le déclin des forêts.

2.2. L'émergence de nouvelles formes de gouvernance privée

Parallèlement aux nombreuses initiatives publiques internationales relatives aux forêts tropicales humides, les acteurs non-étatiques ont commencé à s'organiser et à tenter de prendre directement en charge le problème du déclin des forêts tropicales humides, soit à

travers un renforcement de leur présence dans les instances intergouvernementales, soit par le biais de leurs propres programmes. Les sections suivantes passent en revue les différentes modalités d'intervention de ces entités non-étatiques.

2.2.1. L'influence croissante des organisations non gouvernementales

Le monde des organisations écologistes a connu au cours de ces vingt dernières années des mutations importantes liées notamment à l'émergence de nouvelles structures très influentes[60], mais surtout à une augmentation sans précédent du budget de quelques grandes ONG. Alors même que les fonds publics alloués à la protection de la nature ont décliné depuis 1990, les revenus combinés des trois plus grandes ONG, le Fond mondial pour la nature (WWF), The Nature Conservancy (TNC) et Conservation International (CI), pour leurs actions dans les pays en voie de développement, s'élevaient à presque la moitié des 1,5 milliards de dollars disponibles pour la protection de la nature en 2002. Leurs investissements dans le domaine de la protection de la nature dans les pays en développement est passé d'environ 240 millions US$ en 1998 à près de 490 millions US$ en 2002 (Chapin, 2004). L'ONG Greenpeace, qui est financée à hauteur de 95% par des dons individuels et qui refuse tout financement provenant d'entreprises privées de gouvernements ou des organisations internationales, disposait d'un budget de près de 160 millions d'euros en 2002 (Chartier, 2005).

Il existe des différences importantes entre les ONG, de par la diversité de leurs objectifs et de leurs tactiques. Cependant, ces ONG aux méthodes de travail très différentes réussissent généralement à collaborer sur la base d'objectifs partagés et de mots d'ordre simples, comme l'arrêt de la déforestation tropicale, la lutte contre les pratiques d'exploitation forestières illégales, la conservation des ressources forestières, le maintien des droits traditionnels des populations forestières locales (Guéneau & Wilson, 2005). L'augmentation de leur nombre d'adhérents révèle l'intérêt croissant des sociétés pour les objectifs que ces ONG défendent. De plus, concomitamment à la démocratisation et à la croissance des pays émergents, le soutien à ces ONG s'est étendu largement au-delà de sa sphère d'origine européenne et nord américaine.

[60] L'ONG Conservation International a par exemple été fondée en 1987.

Fortes de leurs soutiens, les ONG ont intensifié et diversifié leurs actions dans le domaine forestier depuis les années 1980. Certaines d'entre elles se maintiennent dans le champ de la contestation et ne renient pas les actions coup-de-poing (manifestations, appels au boycott, occupations, etc.), mais d'autres ont davantage cherché à engager un processus de discussion avec les gouvernements, les institutions intergouvernementales et parfois, les représentants de l'industrie du bois, alors que d'autres encore se sont concentrées sur des actions de gestion spécifiques, notamment dans le domaine de la conservation. Nous allons tenter dans les paragraphes qui suivent de caractériser à grands traits les évolutions marquantes des modes d'action des ONG écologistes intervenant dans le secteur forestier.

2.2.1.1. Le rôle des réseaux internationaux de défense des causes environnementales

Si les questions environnementales figurent dans les premiers rangs de priorités dans les agendas politiques, c'est en partie en raison des constats scientifiques alarmants qui ont vu le jour au cours des dernières décennies, mais c'est également en raison des actions militantes des organisations non gouvernementales. Avec les moyens technologiques modernes, la plupart des grandes ONG écologistes sont structurées en réseaux internationaux disposant d'antennes nationales et locales. Ces réseaux qualifiés de réseaux transnationaux de militants (*transnational advocacy networks*) (Keck & Sikkink, 1998) influencent largement les actions politiques internationales en portant certaines questions au niveau des priorités mondiales dans les agendas politiques, et en contestant les politiques publiques et les stratégies des acteurs qui impactent l'état de l'environnement.

Dans le secteur forestier, ces réseaux sont particulièrement actifs. Les grandes ONG environnementales possèdent toutes un programme sur les forêts placé dans les premiers rangs de leurs priorités d'action. La campagne forêt de Greenpeace est par exemple devenue l'un des principaux postes de dépense de cette ONG, atteignant 4,3 millions d'euros en 2001 (Chartier, 2005). La plupart des ONG actives dans le secteur forestier au niveau local sont interconnectées, créant de larges coalitions internationales telles que le World Rainforest Movement (WRM) par exemple, qui compte plus de 10 000 adhérents dans 131 pays (Wollenberg & al., 2006). D'autres réseaux forestiers internationaux tels que l'International Alliance of the Indigenous-Tribal Peoples of the Tropical Forest, ou la Global Forest Coalition ont été progressivement créés afin d'améliorer la liaison et la coopération entre

ONG et de donner davantage de poids à leurs actions. On assiste donc à des regroupements d'organisations non gouvernementales mondialisées, qui couvrent l'ensemble des régions forestières du globe.

Par le biais d'actions médiatiques, ces ONG font entendre leurs voix. Par exemple, avant le Sommet de la Terre à Rio en 1992, les campagnes relatives à la conservation des forêts particulièrement virulentes ont conduit quelques gouvernements des pays de l'OCDE à tenter d'imposer une interdiction d'importation de bois tropicaux, stratégie qui n'a finalement pas réussi à s'imposer notamment en raison des limites imposées par les règles internationales de l'OMC et de son prédécesseur, l'Accord général sur le commerce et les tarifs douaniers (GATT). Dès la fin des années 1980, les coalitions d'ONG ont élaboré des déclarations conjointes sur des sujets de préoccupation majeurs comme par exemple la reconnaissance des droits des peuples autochtones, qui ont abouti notamment à des références explicites à ces droits dans la Déclaration de Rio sur les forêts, dans le chapitre 11 de l'Agenda 21 et dans la Convention sur la diversité biologique.

L'exemple le plus emblématique de l'influence de ces larges coalitions non gouvernementales peut être illustré à travers le combat du leader brésilien des récolteurs de caoutchouc rassemblés au sein du Conseil national des seringueiros (CNS), Chico Mendes (Smouts, 2001). Celui-ci s'est rendu célèbre dans le monde entier dans les années 1980, pour sa lutte contre les grands propriétaires terriens d'Amazonie brésilienne qui tentaient de s'approprier les terres forestières occupées par les Seringueiros afin de les convertir en pâturages. Ce syndicaliste a été appuyé par les coalitions d'ONG ; ensemble, ils sont parvenus, en 1987, à la suspension du financement d'un projet de route transamazonienne par la Banque interaméricaine de développement. Chico Mendes a reçu pour son action militante le prix Global 500 des Nations Unies pour la protection de l'environnement. Son assassinat en 1988 a soulevé une immense vague de protestation dans le monde. Les actions des réseaux transnationaux de militants ont conduit le gouvernement brésilien à décréter un statut spécial de réserves extractivistes à certaines forêts où des activités d'exploitation traditionnelles sont développées par des communautés locales.

Une autre illustration, plus récente, a impacté directement l'avancée de la culture du soja en Amazonie brésilienne. L'intervention des ONG a démarré avec la publication de plusieurs rapports par les ONG : en 2003 WWF-International publiait *"The Impacts of Soybean Cultivation on Brazilian Ecosystems"* (Bickel & Dros, 2003), dénonçant la responsabilité de la filière soja dans la déforestation amazonienne, la pollution atmosphérique, les conditions

sociales déplorables des travailleurs et le mépris des droits des communautés locales et indigènes. En publiant le rapport *« Comendo a Amazonia »* (Greenpeace 2006), Greenpeace a maintenu la pression sur le secteur de production agroindustriel du soja, accusant notamment les multinationales du commerce de produits agricoles de base d'être en grande partie responsables de conversion de la forêt amazonienne en terres agricoles. Trois grandes firmes multinationales étaient particulièrement visées : ADM (Archer Daniels Midland), Bunge et Cargill qui contrôlent 60% de la production de soja au Brésil et fournissent plus des trois-quarts de son approvisionnement pour l'alimentation animale des industries de transformation européennes. Suite à des opérations coup-de-poing telles que le blocage du port de chargement du soja de Cargill en Amazonie et l'occupation de restaurants Mac Donald's en Europe, les écologistes ont fait plier les industriels de l'Association brésilienne des industries des huiles végétales (ABIOVE) - qui regroupe les principaux groupes exportateurs de soja. Le 24 juillet 2006, ces derniers annonçaient un moratoire de deux ans sur la commercialisation de soja planté à partir d'octobre 2006, qui proviendrait de parcelles déboisées de forêt amazonienne (Guéneau, 2006).

2.2.1.2. Une expertise non-gouvernementale de plus en plus reconnue

Les campagnes des ONG sont de plus en plus documentées. Des actions médiatiques telles que le blocage de cargaisons sur les ports, sont appuyées par des collectes d'information et des enquêtes qui se rapprochent de plus en plus des travaux de recherche. Il faut dire qu'au cours de ces dernières années, les ONG écologistes se sont largement professionnalisées, intégrant dans leurs équipes exécutives des experts et chercheurs reconnus dans des domaines relativement étendus allant de la foresterie à la biologie, en passant par les sciences sociales. A titre d'illustration, l'ancien directeur du CIFOR a été recruté par comme conseiller scientifique au WWF-international. L'UICN ou Conservation International comptent dans leurs rangs des économistes et des biologistes renommés ayant largement publiés dans des revues scientifiques à facteur d'impact. Par le biais de cette expertise, les ONG ont œuvré non sans succès pour une meilleure reconnaissance des problématiques environnementales et sociales dans la négociation internationale. Elles ont acquis la confiance des bailleurs de fonds qui leur délèguent une partie importante des financements accordés à la protection des forêts tropicales. Elles ont également proposé des outils innovants, que ce soit en termes

d'amélioration de l'information sur les problèmes forestiers, ou en termes de résolution pratique des problèmes de déclin forestier tropical.

Par exemple, certains instruments élaborés par les ONG ont pour finalité de divulguer des informations utiles au suivi du couvert forestier tropical et au contrôle de l'usage des espaces forestiers. En Amazonie brésilienne, deux ONG, ICV et IMAZON, ont mis au point un système baptisé SAD (Système d'alerte de la déforestation) qui contrôle de manière effective, à l'aide d'informations satellitaires, la progression de la déforestation dans l'Etat du Mato Grosso, au Sud de l'Amazonie brésilienne. Ce système est plus efficace que les deux systèmes étatiques de télédétection – PRODES et DETER - gérés par l'Institut brésilien de recherches spatiales, dans la mesure où il permet d'analyser finement les dynamiques de la déforestation. Le programme DETER ne permet en effet que de détecter des coupes forestières supérieures à 20 hectares alors que le système SAD mis au point par les ONG peut repérer des pertes de forêts de 5 hectares. Quant aux données obtenues à l'aide du système PRODES, elles sont d'une échelle équivalente, mais sont annuelles, alors que le système SAD des ONG permet d'obtenir des résultats mensuels. SAD permet de détecter les lieux où la déforestation progresse de manière illégale (Souza & al, 2006), et de délivrer ces informations rapidement aux autorités publiques pour qu'elles appliquent les sanctions appropriées et obligent les propriétaires à se cadastrer. Au Cameroun, un système similaire a été développé par *Global Forest Watch*, une émanation du *World Resources Institute* (WRI). Des cartes des nouvelles routes d'exploitation sont établies à partir du traitement d'images satellitaires afin d'être mises en rapport avec les données publiques sur les concessions et les sites d'exploitation légale. Cette opération permet de localiser les zones où la progression des exploitations s'effectue sans respect des lois et de cibler prioritairement les contrôles sur le terrain. L'avantage de tels systèmes est qu'ils délivrent des preuves irréfutables de certaines activités forestières illégales, preuves qui sont mises à disposition des médias et du grand public, ce qui pour certaines sociétés soucieuses de leur réputation, est très dissuasif.

Un autre exemple d'outil largement reconnu est la liste rouge de l'UICN (Groombridge, 1993). Il s'agit d'une liste très complète d'espèces végétales et animales classées selon le risque de menace d'extinction qu'elles courent. Ce travail de compilations de données et d'évaluation a été réalisé et validé par des scientifiques. L'objectif de cet outil *« consiste à mobiliser l'attention du public et des responsables politiques sur l'urgence et l'étendue des problèmes de conservation, ainsi qu'à inciter la communauté internationale à agir en vue de*

limiter le taux d'extinction des espèces. »[61]. Les espèces considérées comme menacées à l'état sauvage sont classées selon le danger de menace décroissant en trois catégories : danger critique d'extinction, en danger, vulnérable. La Liste rouge de l'UICN est utilisée lors de l'élaboration de lois nationales, de la planification de l'utilisation des terres, ou de la réalisation d'études d'impact environnemental. Elle est également reconnue par la Convention sur la diversité biologique comme indicateur de suivi de l'état de la biodiversité dans le monde. Cette liste est également utilisée par les ONG actives sur les marchés de consommation afin de sensibiliser les consommateurs et les distributeurs de produits bois sur les essences qu'ils achètent. WWF a par exemple établi une liste d'essences tropicales africaines menacées commercialisées sur le marché français, en indiquant les principaux usages et le degré de menace, de manière à appeler les commerçants et les distributeurs à être vigilants lors de leurs approvisionnements. WWF signale par exemple que *« l'Ayous est une essence actuellement classée comme « menacée » sur la liste rouge de l'UICN du fait de sa surexploitation. Soyez vigilant car c'est une essence particulièrement présente sur le marché français. »*[62]. Une telle stratégie n'est pas sans effet, puisque certains grands distributeurs comme Dispano, filiale du groupe Saint-Gobain, a élaboré une politique où les essences figurant sur la liste rouge de l'UICN ont été retirées des catalogues[63].

D'autres outils développés par les ONG sont mis en application comme le mécanisme de concessions de conservation, proposé par l'ONG Conservation International (Niesten & Rice, 2004). Une concession de conservation consiste à passer un accord entre un investisseur environnemental – généralement une ONG écologiste - et un propriétaire forestier qui comprend une indemnisation de ce dernier en échange de son renoncement à utiliser ses forêts de manière destructrice, que ce soit l'exploitation forestière ou la conversion en cultures agricoles ou en pâturages. Cet instrument prévoit de conserver les forêts à long terme après une récolte unique, par le biais de méthodes d'exploitation forestières à impact réduit, des arbres de plus haute valeur commerciale. La compensation financière est versée aux acteurs locaux qui gèrent la concession et aux gouvernements sous la forme d'un flux d'investissement négocié avec eux, permettant la réalisation de fonctions de conservation.

[61] http://www.uicn.fr/La-Liste-Rouge-des-especes.html consulté pour la dernière fois le 17 décembre 2010

[62] http://non-au-bois-illegal.wwf.fr/documents/les_essences_menaces.pdf consulté pour la dernière fois le 17 décembre 2010

[63]Document de référence 2009, St Gobain, http://rapportsdeveloppementdurable.com/rapports-2009/gobain_2009.pdf consulté pour la dernière fois le 17 décembre 2010

« La figure emblématique d'une telle approche serait celle d'une concession de conservation qui paye les partenaires locaux pour cesser les activités de déboisement, et les rémunère à la place pour contrôler et respecter la protection du milieu naturel. » (Niesten & Rice, 2004). Les concessions de conservation se différencient donc d'autres mécanismes existants de rachats de terres, lesquels sont limités sous les tropiques en raison du statut foncier public de la plupart des forêts tropicales. Toutefois, les exemples d'application restent assez limités. Ils sont concentrés en Amérique latine, dans des zones forestières où la pression anthropique est très modérée (Karsenty & Nasi, 2004).

2.2.1.3. La participation des ONG dans les négociations internationales sur les forêts

Au cours des années 1990, la participation d'acteurs non gouvernementaux dans les délégations nationales a été érigée comme principe fondamental des négociations environnementales internationales. Le nombre d'ONG participant aux débats environnementaux internationaux comme observateurs ou de manière active comme experts dans le cadre d'une délégation a considérablement augmenté.

Par exemple, le secrétariat du FNUF a déployé de gros efforts pour ouvrir la négociation au monde des ONG, malgré l'opposition des forestiers et de certaines administrations. Un processus de discussion multi-acteurs (*multistakeholder dialogue*) se déroule à chaque session du FNUF, et un Partenariat de collaboration sur les forêts a été instauré officiellement entre les différentes organisations internationales, organismes de recherche et ONG. Au fil des ans, les ONG environnementales ont donc affirmé une influence de plus en plus forte dans les débats politiques internationaux sur les forêts, en contribuant directement à travers des analyses et textes de positionnement à mettre sur la table des négociations un certain nombre de sujets et propositions, ou encore en n'hésitant pas à évaluer et à critiquer certains dispositifs adoptés par les gouvernements. Elles ont par exemple mis en avant l'importance des causes sous-jacentes de la déforestation dans un rapport. Elles ont également mené une évaluation indépendante de l'efficacité des propositions d'action du GIF/FIF dans un certain nombre de pays (encadré 2). Les ONG ont également pesé sur le développement du programme de travail sur la diversité biologique des forêts de la CDB. Leur participation aux réunions inter-sessionelles et aux conférences des parties a eu une certaine influence sur les thèmes inscrits dans le programme de travail adopté en 2002.

Malgré les nombreuses batailles gagnées durant les rounds de négociation des différentes enceintes de discussion internationales sur les forêts, les ONG estiment néanmoins que le bilan de leur participation reste mitigé, notamment parce que les puissants lobbys du secteur de l'exploitation forestière sont également fortement impliqués dans la négociation, et surtout, qu'elles ont peu de prise directe sur le processus de décision final (Guéneau & Wilson, 2005).

Encadré 4 - L'engagement des ONG : exemples d'analyses relatives aux forêts ayant pesé sur les négociations internationales

1999 *Addressing the Underlying Causes of Deforestation and Forest Degradation : Case studies, analysis and policy recommendations.*

Ce rapport est le résultat d'une initiative dirigée par des ONG, des organisations des peuples autochtones (OPA), des institutions intergouvernementales et d'autres acteurs. Pour ce projet, sept séances de travail régionales et une séance de travail sur les peuples autochtones ont été tenues pour identifier comment traiter les causes sous-jacentes de la dégradation des forêts.

2000 *Promesse tenue ? ONG et OPA examinent la mise en œuvre des « Propositions d'action » du Groupe intergouvernemental sur les forêts de l'ONU dans un échantillon de pays.*

Un examen effectué par les ONG et OPA pour contribuer à la mise en œuvre des propositions d'action du GIF/FIF en fournissant à la communauté internationale un rapport indépendant sur la manière dont les gouvernements respectent leurs engagements vis-à-vis du GIF.

2001 *Consolidating the Gains : Indigenous peoples rights and forest policy making at the United Nations.*

Ce papier examine à quel niveau les droits et les intérêts des peuples autochtones sont reconnus et inclus dans les politiques forestières des Nations Unies. L'objectif principal du papier est une évaluation des processus GIF/FIF pour identifier les bénéfices acquis et les obstacles qui entravent une plus grande reconnaissance des peuples autochtones.

2002 *Etat de la mise en œuvre des clauses de la CDB touchant aux forêts.*

Résultats des recherches coordonnées par l'ONG FERN sur la mise en œuvre des engagements relevant de la CDB dans 21 pays couvrant plus de la moitié de la superficie forestière de la planète.

2.2.2. Des alliances à géométrie variable

Les ONG affichent un certain scepticisme quant aux possibilités des négociations multilatérales de produire des mécanismes de régulation réellement contraignants (Guéneau & Wilson, 2005). Elles estiment que les gouvernements parviendront difficilement à établir un accord international contraignant sur les forêts, doté de règles d'observances assorties de mécanismes de suivi et de sanctions (Guéneau & Wilson, 2005). Elles alertent régulièrement les décideurs politiques sur la lenteur des discussions multilatérales et leur aboutissement sous la forme de consensus reflétant le plus petit commun dénominateur (Humphreys, 2006). Elles mettent en avant le manque de volonté politique qui conduit à l'absence ou au retard d'application des décisions politiques, alors que les enjeux sont fondamentaux et immédiats. Les ONG pointent les insuffisances des mécanismes de suivi-évaluation de la mise en œuvre des décisions internationales, la lourdeur des procédures de vérification et de conformité des engagements des Parties (rapports annuels) et le manque de moyens financiers et d'assistance technique. Elles mentionnent les problèmes d'équité dans les négociations, qui ont pour conséquence une influence plus forte des intérêts économiques face aux intérêts écologiques et sociaux. Les ONG dénoncent également le peu d'ouverture effective des gouvernements aux représentants de la société civile lors des débats internationaux. Enfin, elles estiment que les différentes négociations internationales sur les forêts sont peu articulées entre elles et manquent de coordination.

Les espoirs que les ONG plaçaient dans le processus de négociation international sur les forêts se sont donc progressivement effacés. Déçues par la stagnation des processus internationaux, et par leur influence limitée dans les enceintes de discussion internationales, certaines ONG ont opté pour une approche différente en créant ou en s'impliquant dans des partenariats à géométrie variables. Ces partenariats s'insèrent dans des processus politiques décrits maintes fois par les théoriciens des relations internationales : l'émergence de nouvelles formes de gouvernance au sein desquelles les acteurs non gouvernementaux jouent un rôle central afin de combler les faibles capacités de prise en charge des problèmes transnationaux ou globaux par les institutions internationales et les Etats (Humphreys, 2006).

Ces formes de gouvernance se matérialisent par des partenariats publics-privés qualifiés dans la littérature de réseaux mondiaux de politique publique (Reinicke & Deng 2000) et des partenariats exclusivement privés, entre ONG et entreprises, en dehors de toute implication des Etats et des organisations internationales (Cashore, 2002, Pattberg 2005).

2.2.2.1. Partenariats publics privés : l'exemple du Partenariat pour les forêts du Bassin du Congo

Les partenariats publics privés couvrent un large spectre d 'activité : ils peuvent avoir pour fonction d'attirer l'attention des gouvernements sur un problème global comme cela a été le cas de la Campagne internationale contre les mines anti-personnel ; ils peuvent avoir des objectifs plus normatifs comme dans le cas de la Commission mondiale des barrages dont l'objectif est d'élaborer *« des lignes de conduite et des critères concernant les modalités de prise de décision relatives aux barrages »*. Ces réseaux sont présentés comme des *« mesures institutionnelles innovatrices pour permettre aux gouvernements, aux organisations et aux individus de se mettre d'accord sur les solutions à apporter à de nouveaux problèmes mondiaux »* (Reinicke & Deng 2000). Ils prennent des formes relativement variées, mais possèdent certaines caractéristiques communes comme la multiplicité de la provenance des organisations qui les composent, leur mode de fonctionnement relativement informel – il ne s'agit pas d'institutions placés sous l'égide des Nations Unies ou d'une autre forme d'autorité représentative formelle - et leur composition tripartite – ONG, entreprises et représentants gouvernementaux. Véritables coalitions de bonnes volontés, composés d'acteurs provenant d'horizons divers, ces partenariats sont généralement constitués en vue de satisfaire des objectifs communs précis.

Par rapport aux formes plus traditionnelles de gouvernance forestière comme les organisations internationales, ces partenariats développent une approche plus pragmatique et plus directe du traitement des problèmes mondiaux. Un exemple concret de ces nouvelles formes de prises en charge des questions forestières peut être donné à travers les partenariats publics-privés régionaux spécifiquement consacrés aux forêts tropicales qui ont été établi lors du Sommet mondial sur le développement durable de Johannesburg en 2002 - partenariats également appelés « initiatives de Type II ».

Le Partenariat sur les Forêts du Bassin du Congo (PFBC) a par exemple été impulsé par les gouvernements sud-africain et américain, lesquels ont été rejoints par d'autres gouvernements, des institutions internationales (OIBT, Banque mondiale, Secrétariat de la CDB, etc.), des centres de recherche forestière (CIFOR IUFRO), des ONG (Wildlife Conservation Society, WWF, Conservation International, UICN) et des représentants du secteur privé. En tout, plus d'une cinquantaine de partenaires sont associés à cette initiative. Ce partenariat a été créé à l'origine comme *« une association conclue à l'amiable et non*

juridiquement contraignante de gouvernements, d'entreprises privées et de la société civile constituée pour mettre en exécution le calendrier convenu au SMDD » (Segihobe Bigira, 2009). Le PFBC *« ne participe pas directement à la mise en œuvre ou au financement des programmes. Il ne dispose pas de secrétariat ou de personnel permanent ». « L'objectif du PFBC est d'augmenter l'efficacité de programmes et des initiatives de ses membres en favorisant le dialogue, la collaboration et la communication entre eux. »*[64]. Le pilotage du PFBC est assuré par une « Facilitation », c'est-à-dire par la coordination des actions entreprises par l'un de ses membres, en l'occurrence un gouvernement. Les gouvernements américain, français, allemand puis canadien se sont succédés au poste de facilitateur. Néanmoins, les Etats détenteurs des forêts ont rapidement repris du pouvoir en faisant en sorte que la Conférence des Ministres en charge des Forêts de l'Afrique Centrale (COMIFAC), érigée plus tard en Commission des Forêts d'Afrique Centrale, soit mandaté comme organe central d'adoption des politiques et stratégies, et de prises de décisions communes pour la conservation et la gestion durable des forêts d'Afrique Centrale.

La COMIFAC a adopté en 2000 un Plan de convergence pour la conservation et la gestion durable des écosystèmes forestiers d'Afrique centrale. C'est ce plan qui constitue la véritable feuille de route du PFBC. Il définit les axes stratégiques et les actions prioritaires à mettre en œuvre. Son objectif est *« la gestion durable des écosystèmes forestiers d'Afrique centrale à travers une utilisation rationnelle des ressources renouvelables du domaine forestier et la planification d'un réseau d'aires protégées représentatif de la biodiversité et contribuant à leur développement économique, social et culturel. »* Or, comme le montre Segihobe Bigira (2009) dans sa thèse, la nature même du partenariat constitue un obstacle majeur à la réalisation effective des objectifs qu'il s'est assigné, compte tenu de l'absence de responsabilité des différents acteurs engagés dans ce partenariat.

En outre, lors de la première réunion de coordination du PFBC tenue en 2003, les objectifs concrets du PFBC qui concernaient l'appui à la constitution d'un réseau de *« dix millions d'hectares de parcs nationaux et d'aires protégées efficacement gérées et près de vingt millions d'hectares de concessions forestières aménagées »* (Secrétariat de la COMIFAC, 2003) ont été dilués, les Etats détenteurs des ressources forestières tropicales estimant qu'ils étaient trop ambitieux, trop centrés sur des problèmes de conservation et ne se préoccupaient pas assez des questions de développement (Secrétariat de la COMIFAC, 2010). Le spectre

[64] www.cbfp.org, consulté pour la dernière fois le 15 décembre 2010

d'intervention du PFBC a ainsi été élargi, afin de *« concilier conservation et développement »* (Secrétariat de la COMIFAC, 2010) et le Plan de convergence a subi un « toilettage », pour reprendre l'expression de la COMIFAC. La facilitation allemande du PFBC qui se déroula entre 2008 et 2010 affichait elle-même des objectifs assez vague et peu ambitieux en matière de lutte contre le déclin des forêts du Bassin du Congo : il s'agissait d'animer le réseau multi-acteurs, de promouvoir le PFBC à l'aide d'outils de communication et d'harmoniser les initiatives des partenaires (Secrétariat de la COMIFAC, 2010). C'est d'ailleurs d'avantage à l'aune de ces objectifs qu'elle a été évaluée, plutôt que par rapport à sa capacité à prendre en charge les problèmes de déforestation et de dégradation des forêts d'Afrique centrale. Pourtant, certains indicateurs élaborés par l'Observatoire des forêts d'Afrique centrale qui portait sur la présence de la grande faune sauvage (Eba'a Atyi & al., 2009), auraient d'ores et déjà pu permettre de tirer quelques enseignements en termes de gestion et d'utilisation des forêts.

Dans le jeu de pouvoir entre les Etats donateurs et les Etats détenteurs, les ONG participant au PFBC ont progressivement perdu de l'influence. Certaines d'entre elles continuent néanmoins à participer activement au PFBC, notamment en raison des fonds importants que les Etats mettent à disposition de ce partenariat.[65] Mais d'autres se sont montrées de plus en plus critiques, comme Greenpeace, Rainforest Foundation, Global Witness ou la Dynamique des groupes de peuples autochtones, une ONG congolaise représentative des peuples Pygmées de RDC qui n'a pas hésité à critiquer certaines politiques forestières appuyées par le PFBC[66] . Au moment de dresser son bilan, la facilitation allemande jouait d'ailleurs sur la division entre les ONG en cherchant à marginaliser celles qui ne rentrent pas dans le rang en refusant de s'associer au PFBC : *« La facilitation a du réagir vivement face aux accusations des ONG à caractère « extrémiste » et sensibiliser le public sur l'avancement des réformes forestières orientées vers une gestion durable, notamment en RDC. » (…) « A chaque fois, le souci était de faire en sorte que différents protagonistes, et notamment les ONG radicales non membres du PFBC, ne viennent perturber un processus qui tentait de positiver et d'être constructif. La facilitation a su écarter les écueils et faire en sorte que les discussions avancent*

[65] Pour un état indicatif des ressources financières drainées dans le cadre de ce partenariat, se reporter à Segihobe Bigira 2009

[66] Voire par exemple la lettre ouverte de cette organisation au Ministre de l'Environnement, de la Conservation de la Nature et du Tourisme de la RDC, datée du 02 mars 2009, publiée par la Rainforest Foundation.

sereinement. »[67] On est loin d'une participation ouverte à tous où les avis s'expriment librement et sont pris en considération, mais bien dans une tentative d'instrumentalisation de la société civile en vue de satisfaire des objectifs qui ont été détournés de leur but initial de lutte contre le déclin des ressources forestières d'Afrique centrale, et où ceux qui ne partagent pas les objectifs affichés sont qualifiés « d'extrémistes » ou de « radicaux ».

2.2.2.2. Partenariats Privés

Des formes de partenariats, exclusivement privés, basés sur un dialogue transnational entre acteurs non-étatiques, ONG et entreprises, ont émergés au cours des années 1990. Ces partenariats visent tous à apporter des solutions à un problème donné à travers des règles et des procédures précises similaires. Ils sont tous basés sur l'élaboration collective de normes de gestion par des parties prenantes provenant d'horizons différents qui servent de base à la fabrication de biens identifiés sur des marchés à travers des procédures particulières telles que la certification et l'étiquetage. Parmi les exemples de partenariats, citons la Table ronde sur le soja responsable (RTRS), et la Table ronde sur l'huile de palme durable (RSPO), deux dispositifs qui ont été créés à l'initiative du WWF afin d'éviter la conversion de forêts tropicales en cultures de soja ou en plantations de palmiers à huile. Le *Forest Stewardship Council* (FSC), est un autre exemple de partenariat, qui aborde spécifiquement les questions de gestion forestière. Nous avons déjà longuement évoqué le FSC au cours du deuxième document de ce dossier. Néanmoins, nous voulons à ce stade présenter de manière synthétique la manière dont les ONG se sont saisies du problème du déclin forestier à travers ce dispositif particulier.

Rappelons que le FSC a été créé en 1993, sous l'impulsion de certaines ONG écologistes comme le WWF et les Amis de la Terre. Son objectif est de promouvoir la gestion responsable des forêts mondiales, c'est-à-dire une *« gestion écologiquement appropriée, socialement bénéfique et économiquement viable »*[68] Les membres du FSC sont des organisations écologistes et humanitaires (Greenpeace, WWF, etc.), des communautés indigènes, des propriétaires forestiers, des industriels qui transforment et commercialisent le bois, des entreprises de distribution, des chercheurs et des techniciens, des organismes de

[67] Extrait du discours de Hans Schipulle, facilitateur du PFBC, Bonn, le 6 mai 2010

[68] www.fsc.org

certification, des citoyens et quiconque partage les objectifs de l'organisation. Ces différents acteurs ont élaborés de manière participative, des normes de gestion forestière applicables à l'ensemble des forêts du monde. Ces normes sont appliquées de manière volontaire par les entreprises d'exploitation forestière.

Les entreprises forestières tropicales ont été longtemps très peu réceptives au FSC, la certification se développant beaucoup plus rapidement dans les forêts tempérées et boréales. Hormis en Amérique latine, les surfaces de forêts tropicales certifiées sont restées longtemps négligeables. En Afrique centrale, par exemple, les premières concessions certifiées FSC le sont depuis moins de cinq ans. La nature volontaire du dispositif FSC est l'une de ses faiblesses, dans la mesure où les entreprises n'y adhèrent que si elles y voient un intérêt, en particulier commercial. C'est la raison pour laquelle des initiatives d'ONG viennent appuyer le dispositif FSC, à travers des campagnes de sensibilisation ou de dénonciation, mais également à travers un travail spécifique auprès des acheteurs. Le WWF a par exemple initié une initiative baptisée « Réseau mondial forêts et commerce » dont l'objectif est de créer des clubs nationaux d'entreprises qui s'engagent dans une démarche progressive d'engagement vers la certification FSC ; en particulier des groupes d'entreprises distributrices de bois tropical qui sont conviées à établir un calendrier de suppression de leurs approvisionnements en bois issu de sources inconnues, illégales ou controversées, dans un délai de cinq ans. Les entreprises adhérentes s'engagent à acheter un pourcentage croissant de bois provenant de sources légales connues ou vérifiées, de bois provenant d'unités d'exploitation en cours de certification ou issus d'unités certifiées FSC jusqu'à atteindre l'objectif ultime de 100% de bois certifié. (WWF, 2004)

Les efforts des ONG écologistes ont fini par porter leurs fruits, entraînant une augmentation significative des surfaces certifiées de forêts tropicales au cours des dernières années. Les surfaces certifiées restent toutefois limitées par rapport à l'étendue des superficies forestières tropicales affectées à la production de bois. La nature volontaire du FSC en limite la portée. Mais surtout, l'indicateur de progrès affiché en termes de gestion des forêts, à savoir la superficie des surfaces certifiées, n'indique pas clairement l'effet réel du dispositif FSC par rapport au problème de déclin des forêts tropicales humides.

Il convient en outre de signaler que le FSC, qui a été appuyé dès sa conception par la majorité des organisations écologistes - certaines étant par ailleurs à l'origine de sa création –

souffre désormais d'une contestation de certaines ONG telles que Les Amis de la Terre[69], Greenpeace (Rosoman & al., 2008) – qui continue toutefois à y adhérer – ou Rainforest Foundation (Counsell, 2008). Greenpeace demande notamment qu'un moratoire soit déclaré *« sans délai sur toute nouvelle attribution de certificat en faveur d'entreprises d'exploitation forestière à échelle industrielle, dans le Bassin du Congo »*. Selon l'ONG, , *« le système de certification FSC connaît un développement rapide dans des régions forestières qui se caractérisent par une gouvernance déficiente et une forte corruption. De ce fait, un certain nombre d'entreprises d'exploitation forestière se voient attribuer le label FSC alors qu'elles ne respectent pas les normes de certification. »*[70]

2.2.3. Des entreprises responsables ?

Les entreprises déclarent fréquemment que le secteur privé est socialement responsable, et cherchent par ce moyen à minimiser les interventions des pouvoirs publics (Humphreys, 2006). Cette stratégie s'insère dans ce qu'il est convenu d'appeler de manière générique la responsabilité sociale d'entreprise (RSE), qui constitue *« les modalités de réponse de l'entreprise aux interpellations sociétales en produisant des stratégies, des dispositifs de management, de conduite de changement et des méthodes de pilotage, de contrôle, d'évaluation et de reddition incorporant (du moins en principe) de nouvelles conceptions de performances » (*Capron & Quairel-Lanoizelée, 2007).

Les dispositifs de RSE sont très variés, mais se retrouvent généralement autour de l'adoption volontaire, par une ou plusieurs entreprises, d'un ensemble de principes et de normes. Ce discours autour de la RSE est aujourd'hui dominant dans le monde des affaires. Il fait l'objet de tentatives de normalisation à travers la norme ISO 26000. Il est accepté et parfois inséré dans des dispositifs de politique publique de certains gouvernements –en France, par exemple, les lois imposent des exigences de publication de rapports environnementaux des entreprises. Il fait l'objet de dispositifs internationaux tels que le Gobal Compact, dix principes de RSE

[69] http://www.foe.co.uk/resource/faqs/sustainable_timber_fsc.html ; http://d515375.u48.pipeten.co.uk/wp-content/plugins/downloads-manager/upload/Response%20to%20FoE.pdf

[70] Pourquoi un moratoire sur la certification FSC dans le Bassin du Congo est-il indispensable ? Briefing, Greenpeace – mars 2011, 4p.

proposés à l'initiative du Secrétaire général des Nations Unies en 2000, applicables de manière volontaire par les entreprises.

Les entreprises forestières tropicales, en particulier celles dont la rentabilité est largement dépendante des exportations sur les marchés écologiquement sensibles, cherchent à se différencier des entreprises qui fournissent les marchés domestiques ou exportent vers des marchés où les préoccupations écologiques sont moindres. Se faisant, elles prennent largement appui sur ce discours de la RSE.

Cette stratégie revêt une importance particulière dans le secteur des bois tropicaux où l'Etat, propriétaire de la ressource forestière, concède non seulement le droit d'usage des forêts aux entreprises d'exploitation, mais rend également les entreprises responsables du contrôle de l'application des lois forestières, dans des contextes où la corruption et l'inefficacité des sanctions – non recouvrement des amendes, etc. – conduit en règle générale à une faible application des lois. Les entreprises forestières sont donc confrontées à une mise en responsabilité environnementale particulière, qui leur impose de se différencier. Car la mise en œuvre des mesures de protection des forêts imposées par la loi, et de plus en plus par les marchés, induit une hausse sensible des coûts de production. Les entreprises qui appliquent des mesures de protection des forêts et des techniques d'exploitation forestières à impact environnemental réduit cherchent donc à se démarquer des opérateurs qui appliquent le strict cadre minimal fixé par la loi sans mesures complémentaires visant à protéger les forêts, ou de ceux qui tout simplement exploitent les forêts de manière illégale.

Les initiatives de différenciation des bons élèves se sont dont multipliées au cours de ces dernières années. Nous en présentons quelques unes dans les paragraphes suivants, en mettant en avant la manière dont ces initiatives d'autorégulation de l'activité des entreprises ont pris en charge les problèmes de déclin forestier tropical, et les critiques auxquelles elles font face.

2.2.3.1. Les codes de conduite des producteurs

Les codes de conduites volontaires sont des initiatives individuelles ou collectives des entreprises qui visent à respecter des principes de responsabilité sociétale qu'elles ont elles-mêmes définis. Par exemple, en 2002, l'Association interafricaine des Industries forestières (IFIA) a formulé un code de déontologie à destination des entreprises opérant dans le Bassin du Congo et en Afrique de l'Ouest. Celles-ci doivent respecter un certain nombre de règles de

conduite comme le respect des lois, la réduction de l'impact de la chasse dans les concessions forestières, la minimisation de l'impact de ses infrastructures sur les sites d'importance écologique, etc.

Ce code est mis à jour annuellement par la profession et un comité de suivi. Instruments d'autorégulation des entreprises par excellence, les codes de conduite ne présentent pas toujours des garanties totales d'efficacité (Contreras-Hermosilla & Peter, 2006). Celui mis en œuvre par IFIA a d'ailleurs été largement critiqué par certaines ONG, qui dans un rapport, ont dénoncé les activités d'exploitation illégale d'une société italienne (Angerand, 2007). Après avoir été largement mis en avant au début des années 2000, ces codes de conduite semblent désormais avoir été largement abandonnés par les entreprises forestières qui leur préfèrent des dispositifs négociés avec les ONG écologistes comme la certification forestière.

2.2.3.2. Les politiques privées d'achat responsable

Les stratégies de différenciation des entreprises responsables s'effectuent également en aval des filières forestières. Les organisations professionnelles de commerce du bois ont ainsi développé des politiques d'achat responsables dans de nombreux pays. En France par exemple, la fédération professionnelle Le Commerce du Bois a adopté une Charte environnementale de l'achat et la vente de bois qui engage les entreprises signataires à accroître d'année en année l'achat de bois certifiés. Ces progrès sont mesurés par un indicateur spécifique : la part des achats de bois certifiés sur l'ensemble des achats de bois, quel que soit le système de certification internationalement reconnu par l'Organisation internationale des bois tropicaux (LCB, 2005). Dans un premier temps, les entreprises membres de l'association Le commerce du Bois ont adhéré volontairement à cette charte puis son application est devenue obligatoire. Les entreprises sont auditées par un prestataire externe et notées en fonction de leur performance. Un système d'étiquetage permet d'en rendre compte auprès des acheteurs.

2.3. Une approche normative fondée sur des concepts ambigus

Après ce panorama des différentes initiatives internationales publiques et privées portant sur les forêts tropicales, il est temps pour nous de nous éloigner des grands principes et engagements qui forment le cadre de référence actuel de la prise en charge du problème du déclin forestier, pour nous recentrer sur les concepts qui en découlent, et la manière dont ils ont été traduits en normes de gestion.

Avant la mobilisation internationale sur la question de la déforestation tropicale, les concepts qui encadraient la gestion forestière étaient solidement ancrés par la discipline des sciences forestières. Ils étaient également très influencés par des pratiques séculaires très implantées dans les pays tempérés, que la réalité des milieux tropicaux – tant sur le plan écologique qu'institutionnels – questionnait avec acuité. L'émergence de la notion de développement durable, l'ouverture du monde forestier jusqu'alors très fermé à des acteurs porteurs d'intérêts différents, et la montée en puissance des ONG écologistes, sont autant de paramètres qui ont considérablement influencés et fait évoluer le concept de gestion des forêts tropicales. L'évolution du contexte historique et politique a donc constitué une véritable révolution dans un monde forestier très centralisé, en remettant en question des paradigmes appliqués depuis plusieurs siècles.

Dans la section suivante, nous présentons dans un premier temps ces paradigmes et leurs évolutions, les débats et courants qui les traversent et nous tentons, afin d'y voir plus clair, d'ordonner les différents concepts à l'œuvre qui définissent la gestion des forêts. Puis dans un second temps, nous passons en revue les interprétations dont a fait l'objet le concept de gestion durable, à travers les multiples tentatives de standardisation de la gestion forestière. Nous verrons que l'ambiguïté même du concept de gestion durable appliqué aux forêts conduit à l'élaboration d'approches normatives dont l'effectivité est extrêmement réduite.

2.3.1. La gestion durable des forêts : un mythe ?

2.3.1.1. Du rendement soutenu à la gestion durable des forêts

La notion de durabilité - dans le sens d'une continuation perpétuelle - est très ancienne en foresterie. Sous sa forme la plus simple – ne prélever que la quantité de bois qui peut repousser –, elle remonte, en France, à l'Ordonnance de Philippe VI de Valois, au 14ème siècle (Falcone & al., 2003). On peut même considérer qu'elle est à l'origine de l'émergence des sciences forestières : dès le 16ème et 17ème siècle, les premières ordonnances de François 1er et de Colbert incorporaient explicitement des considérations de préservation des ressources naturelles à long terme. Le concept de rendement soutenu, qui a émergé autour du 19ème siècle avec cette préoccupation du long terme, a progressivement été érigé comme principe de base de l'exploitation forestière, au moins en ce qui concerne les forêts tempérées (Wiersum, 1995). Cette notion a une signification extrêmement utilitariste et quantitative, dans la mesure où elle se rapporte à la fourniture de volumes maximum de bois de manière perpétuelle. L'exploitation à rendement soutenu signifie concrètement de déterminer le taux d'extraction des ressources qui correspond à l'accroissement naturel, ce qui permet de maintenir le stock de ressources à long terme.

Appliqué pendant des siècles aux forêts tempérées naturelles et plantées, ce concept a été introduit beaucoup plus tardivement sous les tropiques, non sans difficultés et avec assez peu de succès. Jusqu'à la fin du 19ème et le début du 20ème siècle, les administrations coloniales ne se préoccupèrent que très peu de gestion forestière. Au cours des années qui suivirent les indépendances, dans la plupart des pays forestiers tropicaux, les mesures de gestion basées sur le principe de rendement soutenu engagées précédemment étaient presque toutes tombées en désuétude (Lanly, 1992). Ce n'est que très récemment, au cours des années 1980, avec la montée en puissance des préoccupations concernant la disparition des forêts tropicales, que la gestion forestière a été remise à l'ordre du jour dans les régions tropicales. Cette évolution récente explique certainement pourquoi dans la littérature, le terme « exploitation conventionnelle » continue à désigner une forme d'exploitation où la gestion effective se borne à un prélèvement de type minier sans considération pour le maintien de la ressource à long terme.

Jusque dans les années 1970, le concept de rendement soutenu constituait le pilier de toute gestion forestière. La forêt était considérée essentiellement à travers les potentialités de

développement économique offertes par les ressources ligneuses (Wiersum, 1995). La gestion forestière et la sylviculture se confondaient alors en un paradigme unique : l'art de cultiver les forêts pour y produire du bois. L'objectif était la production durable, dans le sens d'une production à long terme de biens fournis par la forêt. Les moyens englobaient un corpus scientifique (les sciences forestières), une profession (les forestiers) et des techniques particulières (éclaircies, dépressage…).

Le concept de rendement soutenu est apparu obsolète lorsque des travaux ont mis en évidence les interactions entre la récolte des bois et d'autres facteurs, et lorsque de nouvelles demandes de la société issues du discours sur le développement durable ont émergé (Nasi & Frost, 2009). Certains auteurs ont largement critiqué l'utilisation qui a été faite de ce concept. Luckert & Willamson (2005) considèrent par exemple que le concept de rendement soutenu a été appliqué quasi exclusivement sur le bois, alors même que ce sont les ressources ligneuses qui ont le moins besoin de protection, comparativement aux besoins élevés de protection d'autres ressources forestières.

Le paradigme de rendement soutenu a alors laissé place à une approche plus large de gestion forestière durable (GFD, en anglais SFM, Sustainable Forest Management) pour laquelle la fourniture à long terme des multiples biens et services fournis par les forêts apparaît centrale. Ce changement de paradigme était clairement visible lors des sessions du Comité sur les forêts de la FAO qui précédèrent et suivirent de près le Sommet de Rio sur le développement durable. *« Les forestiers doivent désormais considérer les forêts non plus seulement comme un stock à faire fructifier, mais comme un système écologique complexe à gérer de manière durable. »* (FAO 1991, cité par Pénelon & al.1998). Ainsi, à la production de bois et de produits non ligneux, le concept de gestion forestière durable associe désormais la provision de services de stockage de carbone, de conservation des sols, de l'eau et de la biodiversité.

En 1992, la Déclaration de Rio sur les forêts précise, en son article 2b, la manière dont les forêts doivent être gérées : *« Les ressources et les terres forestières doivent être gérées d'une façon écologiquement viable afin de répondre aux besoins sociaux, économiques, écologiques, culturels et spirituels des générations actuelles et futures. L'homme a besoin de produits et de services forestiers tels que le bois et les produits a base de bois, l'eau, les produits alimentaires et fourragers, les plantes médicinales, le combustible, les matériaux de construction, l'emploi, les loisirs, les habitats de la faune et de la flore, la diversité des paysages, les réservoirs et puits de carbone et d'autres produits forestiers. Des mesures appropriées doivent être prises pour protéger les forêts contre les effets nocifs de la pollution,*

notamment atmosphérique, les incendies, les espèces nuisibles et les maladies, afin de maintenir dans son intégralité leur valeur multiple… ». On y reconnaît aisément la dialectique du développement durable à travers les *« besoins sociaux, économiques, écologiques »*, et les *« générations actuelles et futures »*.

De nombreux auteurs affirment cependant que le concept de rendement soutenu avait sans doute déjà évolué dans ce sens avant même la popularisation du concept du développement durable, voire que le premier est précurseur du second et non l'inverse (Lanly, 1992 ; Wiersum, 1995). Les problèmes de surexploitation des ressources forestières, d'interaction entre les ressources et la préoccupation de pérennité étaient déjà au centre de certains écrits comme ceux de Marsh[71] publiés dès 1864, et l'adoption dès 1960 d'une réglementation américaine intitulée *Multiple-Use Sustained Yield Act* montre que le concept de forêt multifonctionnelle n'a rien de nouveau (Wiersum, 1995 ; Koch et Kennedy, 1991). La gestion forestière durable ne serait en fin de compte qu'une extension du concept de rendement soutenu à la production de biens et services multiples autres que le bois. Et les grands principes de gestion forestière adoptés il y a plusieurs siècles resteraient encore valables à l'heure actuelle (Peyron & Maheut, 1999). A la suite du sommet de la terre, lors du Xème Congrès forestier mondial tenu à Paris en 1995, l'application de la notion de développement durable au monde forestier se traduisait d'ailleurs par la notion de « gestion soutenue » (Catinot, 1997).

Kant (2003) estime en revanche que la gestion forestière actuelle doit s'inscrire dans un contexte social, économique et écologique qui diffère fortement de celui qui a prévalu au cours du 19ème et du début du 20ème siècle. Il plaide dès lors pour un renouveau des modèles de gestion et d'économie forestière. Il nous semble également qu'une gestion basée sur la seule fourniture au taux de rendement soutenu de biens et services multiples de la forêt serait très réductrice, car certaines valeurs sociales, culturelles et spirituelles des forêts, se démarquent d'une logique de production durable. Notre propos est conforté par l'émergence d'un volet social de la foresterie tropicale à partir des années 1970, suite au constat des faibles avantages socioéconomiques de l'exploitation industrielle des bois pour les populations locales (Eba'a Atyi, 2001). Les concepts de foresterie sociale et de foresterie communautaire, qui ont alors émergé et gagné de l'importance par la suite, font appel à des valeurs plus proches de la conservation que de la production, aussi durable soit-elle – par exemple à

[71] « *Man and Nature or physical geography as modified by human Action* »

travers la conservation des arbres sacrés. Par ailleurs, l'évolution des préoccupations écologiques dans les sociétés contemporaines montrent que les forêts ne peuvent être uniquement liées à des considérations purement utilitaristes de la nature. La conservation des forêts tropicales apparaît d'une importance majeure y compris pour des populations qui en sont très éloignées et qui n'en tirent aucun bénéfice direct – ou très peu -, parce-que ces populations ont une idée assez précise du monde dans lequel elles veulent exister ou qu'elles veulent léguer à leur descendance.

2.3.1.2. Gestion versus conservation ?

Nous venons de le voir, le concept de gestion forestière durable (GFD) est ambigu. Cette ambigüité entretient des débats entre parties prenantes (écologistes, forestiers…) dont les objectifs de gestion sont différents, voire opposés. En résumant cette opposition à grand trait, de manière un peu caricaturale, on peut affirmer que pour les uns, l'objectif de gestion sera la conservation de la biodiversité – y compris si cette conservation passe par un arrêt de toute activité productive – alors que pour les autres, l'objectif de gestion consistera à maintenir les fonctions productives des forêts à long terme. Toute la difficulté de la GFD consiste alors à trouver des moyens de concilier ces objectifs de production et de conservation. Mais ces objectifs sont ils conciliables ? C'est cette question que nous proposons d'examiner dans cette section.

Le concept de GFD fait implicitement l'hypothèse que l'objectif de conservation des forêts peut être atteint par le biais d'une exploitation des ressources forestières, en particulier les ressources ligneuses. Pourtant, après avoir été de fervents défenseurs de ce concept au début des années 1990, certains auteurs remettent fortement en cause cette hypothèse, et ne voient en la GFD qu'une illusion (Rice & al., 1997 ; Bowles & al., 1998). En théorie, le concept de GFD est séduisant car il permet de réconcilier les intérêts économiques des forestiers avec les besoins de conservation. Mais en pratique, il en est autrement. Exploiter les espèces de plus haute valeur commerciale à des niveaux de rendement soutenu à long terme, tout en conservant la biodiversité forestière, n'est en effet pas forcément compatible avec les niveaux acceptables de rentabilité économique pour les entreprises d'exploitation. C'est en ces termes que le débat se pose (Rice & al, 1997 et Pearce & al., 2003).

La source de la controverse est en premier lieu d'ordre biologique. Les temps de régénération des espèces tropicales extrêmement longs conduisent en effet à douter des possibilités pour une forêt tropicale exploitée pour la première fois de retrouver son état initial avant un ou plusieurs siècles. Poore & al. (1989) parlent d'ailleurs d'une première récolte qui est d'un point de vue pratique, non reproductible. Divers travaux menés sur certaines espèces tropicales montrent effectivement que d'un point de vue strictement biologique, l'intensité d'abattage devrait être fortement réduite afin d'atteindre des taux de reconstitution durables à long terme, ce qui affecterait considérablement la rentabilité économique des exploitations forestières (Howard & al, 1996 ; Rice & al., 1997 ; Karsenty & Gourlet-Fleury, 2006). Cette diminution du prélèvement des arbres les plus intéressants d'un point de vue commercial pourrait être compensée par l'exploitation d'espèces secondaires de qualités inférieures, mais il est probable dans ce cas d'une part que les marges commerciales soient moindres, et d'autre part que cette diversification ne conduise qu'à augmenter le nombre d'arbres récoltés non durablement (Rice & al., 1997)

En outre, bien que nécessaire, la baisse de l'intensité de prélèvement des bois les plus précieux ne serait pas à elle seule garante d'une gestion durable, car les ouvertures pratiquées dans la canopée peuvent variablement affecter la repousse des espèces selon qu'elles sont plus ou moins héliophiles. Les espèces les plus rares et les plus sensibles aux changements de luminosité pourraient se raréfier jusqu'à leur perte, ce qui conduirait à une homogénéisation de la flore de la forêt exploitée (Bawa & Seidler, 1998). Or, certaines espèces de haute valeur commerciale sont précisément peu aptes à se régénérer naturellement en cas de fort ralentissement de l'intensité d'exploitation (Fredericksen & Putz, 2003), ce qui conforte l'idée de l'impossibilité d'une exploitation à la fois économiquement rentable et écologiquement durable. Les travaux de Karsenty & Gourlet-Fleury (2006) sur la durabilité de l'exploitation de deux variétés (Sapelli et Ayous) en RCA montrent par exemple que d'un point de vue strictement biologique, l'exploitation telle qu'elle est pratiquée à l'heure actuelle sous l'appellation « gestion durable » n'est en rien durable à long terme, dans la mesure où elle conduit à une diminution progressive des espèces récoltées jusqu'à leur quasi-disparition après plusieurs cycles d'exploitation. Assurer un rendement soutenu à long terme nécessiterait entre autres conditions, de réduire les taux d'abattage de 22% pour le Sapelli et de 53% pour l'Ayous. Les auteurs ajoutent que cette condition devrait être assortie d'une augmentation globale de l'intensité d'exploitation sur la parcelle, afin d'ouvrir suffisamment la canopée pour que les espèces qui nécessitent davantage de lumière puissent se régénérer correctement.

Les expériences menées en Amazonie montrent également que des éclaircies périodiques sont nécessaires pour que les stocks d'espèces exploitées les plus héliophiles puissent se reconstituer (Rice & al. 1997).

Pour Rice & al., ces opérations d'éclaircies sont trop couteuses pour être économiquement rentables d'une part, et d'autre part perturbent la biodiversité forestière dans son ensemble, à tel point que les forestiers estiment que la GFD, en faisant le choix du maintien de la diversité des espèces commerciales exploitées, s'effectue au détriment de la diversité de l'ensemble la concession. Autrement dit, la GFD n'aurait rien de durable. De nombreuses ONG environnementales commencent d'ailleurs à douter de la pertinence de ce concept. Selon le directeur du programme sur les forêts de l'UICN, le concept de GFD a été violemment mis à mal par les ONG lors de la réunion préparatoire aux négociations de Copenhague sur les changements climatiques en 2009, ces dernières considérant la GFD comme une « *charte des coupeurs de bois* » (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique. 2009).

Pour les chercheurs qui soutiennent désormais avec conviction la non faisabilité de la GFD (Rice & al., 2007 ; Bowles & al., 1998), lesquels sont appuyés par certaines ONG écologistes, les options sont claires : il faut choisir entre une exploitation forestière rentable et le maintien de la biodiversité. D'un point de vue pragmatique, l'option de gestion avancée par Rice & al. (1997) est de laisser faire un premier passage de coupe pour que les exploitants forestiers puissent récolter les espèces à haute valeur commerciale, puis de conserver ensuite les concessions exploitées, en faisant le pari de mécanismes de conservation efficaces à long terme.

Cette position, et les options de gestion qui en découlent, ne sont cependant pas unanimement partagées (Pearce & al. 2003 ; Karsenty & Nasi, 2004). S'il est clair que l'exploitation forestière conventionnelle est bien plus rentable que la GFD, cela n'implique pas forcément qu'il faille choisir entre la GFD et une « mise sous cloche » des forêts. Et surtout, l'affirmation selon laquelle la GFD serait plus nuisible aux forêts qu'une exploitation conventionnelle est loin d'être prouvée, et dépend essentiellement du type de gestion mis en œuvre (Pearce & al, 2003).

La GFD est loin d'être un concept idéal (Pearce & al., 2003) ni même scientifique (Karsenty & Gourlet-Fleury, 2006) – encore que fortement usité à l'heure actuelle dans la littérature scientifique. L'efficacité des options de gestion choisies reste très incertaine et les besoins en recherche sont considérables. Karsenty et Gourlet-Fleury (2006) signalent par exemple qu'à leur sens, la meilleure option de gestion consisterait à étendre le nombre d'espèces récoltées

sur une concession en exploitant des espèces moins connues sur un plan commercial, tout en baissant le taux de prélèvement global des arbres à l'hectare, par espèce, et en utilisant des techniques d'exploitation à faible impact. Toutefois, les auteurs signalent que certaines incertitudes demeurent sur les effets à long terme que de telles pratiques de gestion pourraient avoir sur les espèces les plus tolérantes à l'ombre. Et surtout, ils restent assez prudents sur les perspectives de rentabilité de cette option de gestion.

2.3.1.3. Typologie de la gestion des forêts

L'évolution des concepts, d'une approche quantitative très précise en termes de rendement soutenu, à une approche qualitative multifonctionnelle, plus complexe, a entraîné une certaine confusion dans la manière d'aborder la gestion forestière. Pour Pearce & al. (2003), la gestion forestière durable (GFD) est un concept élastique, faisant l'objet d'interprétations diverses en fonction des valeurs et intérêts des différentes catégories d'acteurs impliqués de près ou de loin par les problématiques forestières. Bien que de nombreux auteurs (Putz, 1994 ; Dickinson & al., 1996 ; Reid & Rice, 1997) et institutions (ONU, 2007 ; CMPFE 1993) aient tenté de donner un contenu précis à la GFD, aucune définition n'est actuellement unanimement acceptée[72]. Le FNUF précise sur son site : *« A universally agreed upon definition for Sustainable Forest Management does not exist »*. (http://www.un.org/esa/forests/faq.html#sfm, consulté pour la dernière fois le 5 février 2011). Néanmoins, il existe une définition « de travail » que les institutions internationales emploient généralement de manière convenue. Il s'agit en fait d'un article de l'accord juridiquement non contraignant sur tous les types de forêts approuvé lors du FNUF et adopté par l'Assemblée générale des Nations Unies en 2007 (ONU, 2007) : *« La gestion durable des forêts, en tant que concept dynamique et en évolution, vise à maintenir et à renforcer les valeurs économiques, sociales et écologiques de tous les types de forêts, pour le bien des générations présentes et futures. »* On remarquera que cette référence reste imprécise et semble indiquer que le maintien des trois valeurs en question est possible, malgré certaines réserves des scientifiques.

Par ailleurs, certaines ONG écologistes font une distinction claire entre la gestion forestière durable (*sustainable forest management*) et la gestion durable des forêts (*sustainable*

[72] http://www.un.org/esa/forests/faq.html#sfm

management of forest). Le premier terme est interprété généralement comme un mode de gestion qui englobe la conservation de la forêt, la récolte de produits forestiers non ligneux ou encore la gestion communautaire des forêts à faible impact. Mais pour les ONG, il est souvent confondu et utilisé de manière interchangeable avec une approche de la gestion qui privilégie l'amélioration de l'exploitation des ressources ligneuses en vue de minimiser ses impacts, en quelque sorte un mode de gestion plus proche d'une exploitation forestière durable. On constatera effectivement que le terme générique *sustainable forest management* est souvent traduit en français par gestion durable des forêts, ce qui est le cas dans la plupart des textes internationaux comme celui de l'accord juridiquement non contraignant sur les forêts cité précédemment.

Or, comme nous l'avons souligné précédemment, même solidement encadrée par des normes de gestion écologiques, l'exploitation forestière est fortement questionnée par une partie de la recherche et du mouvement écologiste quant à ses capacités de lutte efficace contre le déclin des forêts tropicales. Certaines ONG comme Greenpeace et les Amis de la Terre considèrent que les cibles principales des politiques forestières et de la coopération internationale devraient être d'une part le soutien à des initiatives de gestion locales et communautaires initiées par les populations forestières elles mêmes, et d'autre part l'extension et le renforcement des aires protégées. (Communiqué des ONG écologistes françaises, avril 2004). Se faisant, elles plaident pour une révision du concept de gestion durable des forêts. Pour elles, l'exploitation des ressources ligneuses ne devrait plus figurer au centre du concept de gestion durable des forêts.

Face aux ambiguïtés du nouveau paradigme de gestion appliqué aux forêts et au déficit de mise en œuvre concrète des approches multifonctionnelles qui sont censées la représenter (Garcia-Fernandez &al., 2008), d'autres concepts ont émergé, ajoutant encore un degré de confusion supplémentaire. Certains théoriciens ont par exemple poussé l'idée d'un traitement de la forêt comme une composante d'un écosystème global, au même titre que la terre l'eau et d'autres ressources. (Nasi & Frost, 2009). Cette approche, qualifiée de gestion écosystémique ou de gestion intégrée des ressources naturelles a une portée plus générale, puisqu'elle s' applique à toute gestion de ressources biologiques, voire même à toute activité touchant un écosystème ou un paysage (Schlaepfer & Bütler 2004). La gestion écosystémique est très populaire en Amérique du Nord et a connu un certain succès dans les institutions internationales (CDB) et auprès de mouvements écologistes tels que le WWF, qui a

développé un cadre de gestion écosystémique au niveau des paysages forestiers, cadre souvent qualifié « d'approche paysage ».

En définitive, on peut affirmer qu'au regard de la littérature contemporaine (Pearce & al., 2003), la gestion forestière peut être classée en quatre grandes catégories (Tableau 8) :

- L'exploitation conventionnelle du bois : elle se réfère aux pratiques d'exploitation courantes qui sont observables dans la majeure partie des massifs exploités, où des régulations visant à préserver spécifiquement les ressources naturelles ne sont pas – ou extrêmement peu – appliquées, et où le maintien à long terme de l'offre de bois sur la parcelle exploitée importe peu. Il s'agit de formes de gestion qui visent à engranger un maximum de profit à court terme. Ce sont encore actuellement les plus répandues en zone tropicale. Ces formes de gestion conduisent souvent à la dégradation forestière et sont généralement suivies d'une conversion des forêts en d'autres usages.
- L'exploitation forestière durable qui se rapporte à une approche forestière strictement économique de la forêt, en se basant sur le concept de rendement soutenu : il s'agit d'assurer la pérennité de l'offre de bois d'une partielle exploitée, sans qu'une attention particulière soit portée aux autres biens (produits forestiers non ligneux) et services (stockage de carbone, maintien de la biodiversité…) de la forêt, ou si c'est le cas, en y portant une attention minimale. Ces formes de gestion sont souvent réalisées à travers la mise en œuvre d'un plan d'aménagement forestier, dont le but est de planifier les coupes sur une concession d'exploitation afin de fournir du bois sur le long terme.
- La gestion forestière durable (GFD) intègre le concept de rendement soutenu, mais l'étend à la fourniture de l'ensemble des biens et services multiples de la forêt, y compris le bois. Ce faisant, la GFD englobe à la fois l'idée d'une forêt multifonctionnelle et celle d'une « gestion intégrée ». En règle générale, outre la nécessité de production à long terme de biens et services – en particulier le bois – cette notion trouve une mise en œuvre pratique – par les forestiers – à travers des inventaires, mesures de protection (espèces à protéger et zones non exploitables) et interventions sylvicoles dont le but est de minimiser l'impact de l'exploitation des forêts. Ces actions de gestion figurent généralement dans un plan d'aménagement, où les aspects relatifs à la conservation et ceux relatifs à l'exploitation trouvent plus ou moins de place, selon l'importance que leur donne la société.

- La gestion durable des forêts (GDF) est centrée essentiellement sur les aspects écologiques et sociaux des forêts, le volet économique ne constituant plus le volet prioritaire : la gestion doit viser avant tout la satisfaction des besoins des habitants des forêts (populations autochtones) tout en maintenant la biodiversité et les services écologiques essentiels, ces deux objectifs se renforçant mutuellement. La GDF peut également s'étendre à la satisfaction d'autres valeurs que celles strictement utilitaristes, comme la valeur d'existence d'une forêt, qui à l'instar d'autres écosystèmes et paysages emblématiques – montagnes, déserts, Antarctique –, fait en soit l'objet d'un désir de préservation de la part d'une frange de la société. Une telle gestion intègre l'exploitation durable des ressources forestières, à la condition qu'elle n'entrave pas les objectifs sociaux et écologiques. Cette gestion se matérialise généralement à travers une combinaison d'aires protégées plus ou moins strictes et d'espaces forestiers réservés et gérés par des communautés locales et autochtones, voire de certains espaces dédiés à l'exploitation ligneuse, sous réserve qu'ils disposent d'un plan d'aménagement.

Tableau 10 -Typologie des modes de gestion des forêts tropicales

Mode de gestion	**Principes**	**Application**
Conventionnelle	Court terme	Exploitation de type minière
Exploitation forestière durable	Long terme Rendement soutenu	Planification de l'exploitation
Gestion forestière durable	Long terme Gestion multifonctionelle Gestion intégrée Conservation	Aménagement durable des forêts Approche écosystémique / paysages
Gestion durable des Forêts	Long terme Conservation Gestion communautaire	Aires protégées Réserves autochtones et communautaires

2.3.2. Principes, critères et indicateurs : les tentatives de standardisation de la gestion forestière

Nous avons vu dans les sections précédentes que le concept de gestion forestière a non seulement largement évolué, mais également qu'il n'est pas stabilisé. Dans ces conditions, comment a-t-il été traduit en référentiel permettant de guider les pratiques ? C'est à cette question que nous proposons d'apporter quelques éclairages au cours des sections suivantes.

2.3.2.1. Multiplicité des normes de gestion

Lors du processus de négociation international sur les forêts précédent la Conférence de Rio de 1992, il apparaissait de plus en plus évident pour les parties prenantes qu'il fallait trouver des alternatives à un accord global contraignant sur les forêts, qui fixeraient des directives de gestion aux gouvernements signataires. Parmi ces initiatives, l'une d'entre elles a fait grand bruit au cours des années 1990. Il s'agit de la volonté de la communauté internationale, tel qu'elle se reflète dans le Chapitre 11 du Plan Action 21 adoptée pendant la Conférence de Rio, de formuler des *« critères et indicateurs scientifiquement rationnels et des directives pour l'aménagement, la conservation et le développement durable de tous les types de forêts »*.

Forts de cet engagement, certains gouvernements ont pris l'initiative de lancer des processus de négociation régionaux afin de déterminer ces fameux critères et indicateurs, qui constituent en quelque sorte des normes génériques de gestion forestière. La thématique des critères et indicateurs occupait donc, au début des années 1990, une grande partie des débats internationaux sur la rationalisation du concept de gestion durable des forêts. Neuf processus intergouvernementaux régionaux visant à établir des critères et indicateurs de gestion forestière ont donc été initiés peu après la clôture du sommet de Rio. Impliquant plus de 150 pays, ces processus couvrent la quasi-totalité des forêts du monde, incluant les forêts tempérées européennes (processus d'Helsinki), les forêts boréales (processus de Montréal), les forêts du bassin Amazonien, (Processus de Tarapoto), les forêts d'Amérique centrale (Processus de Lapériteque), etc. (cf. Tableau 9).

Dans la définition que leur donne la FAO[73], les critères et indicateurs sont des *« instruments utilisés pour définir, évaluer et suivre périodiquement les progrès accomplis sur la voie de la gestion durable des forêts dans un pays donné ou une zone de forêt spécifique au cours d'une certaine période »*. De manière plus précise, les critères *« définissent les éléments essentiels par rapport auxquels on évalue la durabilité, en tenant dûment compte des fonctions de production et de protection forêts et des écosystèmes forestiers, ainsi que de leur rôle social. Chaque critère se rapporte à un élément clé de la durabilité, et peut être décrit par au moins un indicateur. »* Les indicateurs constituent les *« paramètres qui peuvent être mesurés et qui se rapportent à un critère spécifique. Ils mesurent et facilitent le suivi de l'état actuel des forêts et de leur évolution, dans des termes quantitatifs, qualitatifs et descriptifs qui reflètent les valeurs de la forêt, telles qu'elles sont perçues par ceux qui ont défini chaque critère. »* En amont, de grands principes de gestion forestière peuvent surplomber les critères et indicateurs, comme par exemple ceux qui sont inscrits dans la Déclaration de Principes sur les forêts adoptée en 1992 à Rio. La démarche reste la même, les principes se déclinant en critères puis en indicateurs. Pour résumer, les principes et critères indiquent les objectifs à atteindre tandis que les indicateurs spécifient dans quelle mesure ces objectifs ont été réalisés

L'objectif initial des critères et indicateurs était d'évaluer, au niveau macro, les tendances de l'état d'une forêt au niveau national afin de créer une culture commune et de définir implicitement les contours d'une gestion forestière acceptée par l'ensemble des parties prenantes au débat (Wijewardana & al., 1997). Il s'agissait donc moins de définir des critères et indicateurs de gestion applicables sur le terrain au niveau de l'unité forestière, qui permettraient d'évaluer la performance de la gestion forestière par rapport à une norme de référence. Les critères et indicateurs régionaux sont davantage des lignes directrices pour la mise en œuvre de politiques forestières nationales dans les régions ciblées, mais la plupart d'entre eux ne sont pas opérationnels sur le terrain, au niveau de l'unité de gestion forestière, et donc au final, assez peu appliqués (Nasi & Frost, 2009). Ils n'ont aucun caractère réellement obligatoire et ont surtout servi de guide pour établir des rapports nationaux sur l'évolution de l'état des forêts.

.

[73] http://www.fao.org/forestry/ci@45047/fr/ consulté pour la dernière fois le 21 décembre 2010

Tableau 11 - Principales initiatives de normalisation de la gestion forestière

Initiative / processus	Pays participants	Principes, critères et indicateurs	Région (zone de végétation / géographique)
Régionaux			
Processus d'Helsinki (paneuropéen)	41	6 critères ; 27 indicateurs quantitatifs ; 101 indicateurs descriptifs ; applicables au niveau régional et national ; lignes directrices pour une application au niveau sous-national	Forêts européennes (boréales tempérées et méditerranéennes)
Processus de Montréal	12	7 critères ; 67 indicateurs ; applicables au niveau national	Forêts tempérées en Amérique, en Asie et dans le Pacifique
Proposition de Tarapoto	8	1 critère et 7 indicateurs concernant les problèmes globaux 7 critères et 47 indicateurs applicables au niveau national ; 4 critères et 22 indicateurs applicables au niveau de l'unité de gestion forestière.	Bassin amazonien
Organisation africaine du bois	13	5 principes, 2 sous-principes, 28 critères et 60 indicateurs applicables au niveau régional et national.	Afrique tropicale humide membres de l'Organisation africaine des bois
Processus de la zone aride d'Afrique	30	7 critères et 47 indicateurs applicables au niveau national	Afrique subsaharienne
Processus du Proche-Orient	30	7 critères et 65 indicateurs applicables au niveau régional et national	Proche-Orient
Initiative de la forêt sèche en Asie	9	8 critères et 49 indicateurs applicables au niveau national	Asie du Sud
Processus de Lepaterique	7	4 critères et 40 indicateurs applicable au niveau régional ; 8 critères et 53 indicateurs applicable au niveau national	Amérique centrale
Internationaux			
OIBT	33	7 critères et 66 indicateurs applicables au niveau national et au niveau de l'unité de gestion forestière	Forêt tropicale humide d'Asie, d'Amérique latine et d'Afrique)
CIFOR		6 principes, 24 critères, 98 indicateurs et plus d'une centaine de « vérificateurs » (sous-indicateurs).	
PEFC Council			
FSC	-	10 principes et 56 critères ; nombre d'indicateurs variables selon le pays ou l'unité de gestion forestière ; applicables au niveau de l'unité de gestion forestière	Forêts du monde entier

Parallèlement à cet effort de standardisation de la gestion forestière entrepris au niveau régional, d'autres processus ont été initiés, cette fois avec une ambition internationale. En premier lieu, avant même la tenue du sommet de Rio, l'OIBT conduisait déjà un programme de recherche sur les standards de gestion durable des forêts tropicales. Une batterie de critères et indicateurs de gestion forestière durable des forêts tropicales humides applicables au niveau national et au niveau de l'unité d'aménagement forestier avait déjà été publiée en 1992 puis révisée en 1998 et en 2004 (OIBT 2005). Ces critères et indicateurs servent de lignes directrices aux politiques forestières tropicales des pays membres de l'OIBT.

La recherche forestière internationale s'est également emparée du sujet à travers le CIFOR qui a produit sa propre série de principes, critères et indicateurs (CIFOR, 1999), dont l'objectif n'est ni l'évaluation des progrès au niveau national, ni la performance des dispositifs de gestion au niveau de l'unité de gestion, mais plutôt une plateforme de base pour l'élaboration nationale de critères et indicateurs de gestion forestière.

Deuxièmement, l'idée de standardisation de la gestion forestière a également fait son chemin au sein des ONG écologistes. Au terme d'une réflexion concertée avec certaines entreprises dans le cadre du FSC, elles ont élaboré un ensemble de principes, critères et indicateurs valables pour l'ensemble des forêts du monde et applicables, cette fois de manière plus pragmatique sur le terrain, au niveau de l'unité de gestion forestière.

En réaction à cette percée des ONG écologistes et face à la crainte des forestiers d'une remise en cause du sacro-saint concept de rendement soutenu au profit d'une vision de gestion plus axée sur la conservation, de nombreuses initiatives visant à établir des critères et indicateurs au niveau national ou régional ont été développées par le secteur forestier privé, souvent soutenu par les gouvernements soucieux de préserver leurs intérêts nationaux. La Sustainable Forestry Initiative (SFI), le PEFC (Pan European Forest Certification scheme), le MTCC (Malaysia Timber Certification Council) sont quelques-unes de ces nombreuses initiatives qui ont émergé au cours des années 1990. La plupart d'entre elles sont désormais regroupées sous la bannière du PEFC dont l'acronyme a été modifié en Programme for the Endorsement of Certification schemes (programme de reconnaissance des initiatives de certification).

2.3.2.2. Elaboration des normes : problèmes conceptuels

Comme nous venons de le voir à travers l'émergence de ces multiples initiatives, la thématique des critères et indicateurs a ainsi connu une évolution majeure au cours des années 1990. En premier lieu, la fonction des critères et indicateurs a été modifiée : ils sont passés d'instruments macro au service de gouvernements dans le but d'orienter les politiques forestières et d'évaluer les progrès accomplis en matière de gestion, à des outils beaucoup plus opérationnels, mis en œuvre sur le terrain, orientant les pratiques des exploitants forestiers. Ainsi, leur fonction s'est progressivement orientée vers une tentative de compréhension commune sur la signification de la gestion durable appliquée aux forêts (Sheil & al., 2004). Mais la diversité des critères et indicateurs montre à quel point la traduction du concept de durabilité en prescriptions concrètes applicables à la gestion forestière reste encore largement approximative.

Second paramètre d'évolution, ces critères et indicateurs ont désormais pour fonction essentielle de servir de normes en vue de certifier les bonnes pratiques des gestionnaires et *in fine*, d'appliquer des labels sur les produits permettant de leur donner un attribut de reconnaissance par le consommateur sensible à la préservation des forêts. Enfin, troisième paramètre d'évolution, ces critères et indicateurs sont désormais l'objet d'une prise en main par des acteurs multiples – recherche, ONG, secteur privé, gouvernements – et la définition de certains d'entre eux a été l'objet de compromis issus de négociations entre ces parties-prenantes diverses. C'est le cas des critères et indicateurs du FSC et du CIFOR, qui fondent même leur légitimité sur cette ouverture aux parties-prenantes multiples. Cependant, les critères et indicateurs élaborés dans le cadre de processus participatifs ouverts peuvent également déboucher sur des compromis qui au final, ne conduiront qu'à une définition opérationnelle de la gestion forestière qui correspond au plus petit dénominateur commun, comme cela a été le cas du processus lancé par le CIFOR. (Lescuyer et al., 2004).

D'autres initiatives comme celles regroupées au sein de PEFC sont néanmoins beaucoup moins ouvertes à la participation d'ONG - bien que certaines d'entre-elles disposent d'un système de gouvernance où les ONG ont leur place. Elles tirent davantage leur légitimité sur le fait de faire référence aux critères et indicateurs intergouvernementaux régionaux de gestion forestière. Dans ce cas, comme dans le cas du processus initié par l'OIBT dont c'est le mandat, les critères et indicateurs sont clairement orientés vers la fonction de production de

la forêt, révélant une préférence pour la filière d'exploitation du bois (Lescuyer & al., 2004) et la volonté des acteurs de préserver certains intérêts économiques. Les normes se focalisent sur la production ligneuse, et si les autres dimensions des forêts sont prises en considération (conservation de la biodiversité, aspects sociaux…), c'est essentiellement par rapport aux impacts des activités d'exploitation. Cette conception finalement assez éloignée de l'idée d'une gestion écologique des forêts n'est toutefois pas surprenante, compte tenu du fait que ces processus ont été initiés par les forestiers.

2.3.2.3. Mise en œuvre des normes : problèmes pratiques

Le CIFOR, l'OIBT ainsi que certaines équipes de recherche ont procédé à des essais de mise en œuvre des critères et indicateurs *in situ,* dans des unités de gestion forestières situées dans les trois grandes régions tropicales. Les résultats de ces tests sont assez édifiants : la majeure part des critères et indicateurs sont tout bonnement invérifiables ou difficilement vérifiables (Sheil & al., 2004). Si les critères et indicateurs sont si peu effectifs, c'est en raison de l'impossibilité de satisfaire un certain nombre de conditions préalables, telles que le rétablissement de l'état de droit par exemple

Pour Sheil & al., le gestionnaire des forêts ne peut être tenu pour seul responsable de la mise en œuvre de normes de gestion, car elles s'effectuent dans un contexte où il n'a aucun pouvoir d'action sur une série de paramètres externes, tels que les changements climatiques, les conflits armés, etc. Les mêmes auteurs soulignent en outre que les critères et indicateurs sont dans la plupart des cas peu adaptés au travail des gestionnaires. Il ne s'agit aucunement d'une boîte à outil prête à être utilisée, mais davantage d'une entreprise de bureaucratisation de la gestion forestière, qui prend peu en compte le contexte local (Sheil & al. 2004).

2.4. Des concepts à la mise en œuvre pratique : les dispositifs de gestion

Au cours des deux dernières décennies, les forêts tropicales ont fait l'objet d'une activité très fournie conduisant à des évolutions politiques majeures au niveau international. Au niveau

national, un éventail d'instruments de politiques a émergé, qui dérive plus ou moins fortement d'injonctions internationales : réglementations, réformes fiscales, aménagement du domaine forestier, contrôle, etc. Nous n'avons pas la prétention à ce stade de passer en revue l'ensemble des réformes politiques et des mesures associées. Cet exercice de longue haleine nous éloignerait en effet de notre démarche analytique. Nous nous contenterons de renvoyer le lecteur aux travaux récents portant sur les politiques forestières nationales dans les pays tropicaux et leurs interactions avec le régime international sur les forêts (Singer 2010).

Il nous semble en effet plus utile de nous concentrer sur la manière dont les éléments de gouvernance internationale, et les concepts et normes qui s'appliquent à la gestion des forêts tropicales, que nous venons d'évoquer, trouvent une mise en œuvre concrète à travers quelques modes de gestion spécifiques. Ces modes de gestion s'expriment à travers une application des décisions sur l'usage des forêts, avec une volonté manifeste des décideurs d'éviter le déclin de ces ressources naturelles.

Si l'on exclut leur usage comme réserve foncière agricole, qui participe indubitablement à leur déclin, les forêts font l'objet de deux grandes formes d'usage. La première est la conservation, à travers des parcs nationaux ou régionaux, des réserves de faune, des espaces protégés de haute valeur culturelle, etc., l'ensemble étant regroupé dans la catégorie des aires protégées. Le fait de conserver une forêt n'exclut pas la possibilité de développement de certaines activités de subsistance à petite échelle des populations autochtones ou certaines activités de valorisation économique comme l'écotourisme par exemple. La seconde forme d'usage de la forêt est la production, qui inclut la production de bois, artisanale ou industrielle, la récolte de nombreux produits forestiers non ligneux (fruits, caoutchouc, animaux…) à des fins commerciales ou de subsistance, et les activités agricoles itinérantes de subsistance qui ne conduisent pas à la conversion définitive des forêts coupées ou brûlées. Les modes de gestion de ces différentes formes d'usage productif des forêts sont généralement regroupées sous le terme d'aménagement forestier, bien que l'aménagement puisse s'appliquer également aux forêts dédiées à la conservation. Cependant, afin de simplifier notre raisonnement, et parce que l'acceptation commune du terme aménagement concerne généralement les forêts à vocation productive, nous retiendrons cette typologie.

Nous allons donc tenter, au cours des sections suivantes, d'analyser comment les politiques forestières se sont matérialisées concrètement en dispositifs de gestion, et si ces dispositifs prennent correctement en charge le problème de déclin des ressources forestières tropicales.

Auparavant, nous proposons d'introduire brièvement la manière dont les principaux modes d'usage des forêts se sont mis en place dans les trois bassins forestiers tropicaux.

2.4.1. Les modes d'usage des forêts dans les trois bassins forestiers tropicaux

2.4.1.1. Le système de concessions forestières industrielles, régime dominant

Dans les trois grandes régions forestières tropicales, le régime foncier des forêts est la plupart du temps l'héritage du système colonial. Au cours du XIXème siècle et une bonne partie du XXème siècle, les forêts étaient administrées de façon très centralisée. Les forêts tropicales sont dans la plupart des pays tropicaux la propriété de l'Etat ou d'un gouvernement local. La plus grande part du domaine forestier est attribuée sous la forme de concessions d'une durée relativement longue à des exploitants industriels privés, nationaux ou étrangers. Une portion restreinte des forêts bénéficient d'un statut de conservation. Ce système de concessions d'exploitation industrielles allouées à des sociétés privées est le régime foncier le plus répandu en Asie et en Afrique. Seuls quelques pays communistes comme le Vietnam ont choisi d'octroyer les concessions d'exploitation à des sociétés d'Etat (Nasi et Guéneau, 2007).

Dans le plus grand pays forestier d'Asie du Sud-est, l'Indonésie, dès 1967, une loi permit à des compagnies d'exploitation forestières originaires du Japon, des Philippines, des Etats-Unis et de Corée du Sud d'exploiter des concessions accordées pour une durée de 20 ans et s'étendant sur neuf millions d'hectares (Durand, 1999). Les communautés locales, qui administraient auparavant ces territoires par le biais d'un système de droits traditionnels, se sont alors vues retirer leurs droits. Seul le territoire de Java n'a pas été concédé (Durand, 1999). La plupart des territoires forestiers sous concession ont été le théâtre de conflits qui opposaient les sociétés d'exploitation forestières et les populations locales dont le seul moyen de préserver leurs droits fonciers a consisté à déboiser, opération souvent qualifiée de « mise en valeur » des terres autorisée voire encouragée parle gouvernement.

Le domaine forestier d'Afrique centrale est lui aussi largement placé sous concessions d'exploitation, sauf en RDC où un moratoire sur les nouvelles attributions a limité les

possibilités d'exploitation industrielle légale (De Wasseige & al., 2009). De vastes concessions sont accordées pour une période de 30 ans en moyenne à des entreprises privées, la plupart étrangères (Karsenty, 2007 ; De Wasseige & al., 2009). Les concessions d'exploitation industrielles peuvent représenter une part significative des forêts denses de plaine, comme en République du Congo où environ 80% du domaine forestier exploitable a été attribué.

Les enjeux liés aux modes d'usage des forêts sont particulièrement prégnants en ce qui concerne la RDC, qui possède un très vaste massif relativement bien préservé. Au sortir d'un conflit armé particulièrement meurtrier, le secteur forestier était plongé dans un véritable chao conduisant l'administration à annuler une partie des titres concédés. Ces concessions contestées portaient sur des forêts inexploitées ou abandonnées en raison de la guerre. Un moratoire sur toute nouvelle concession d'exploitation forestière fût également décrété par l'administration en 2002. Les concessions s'étendaient alors sur environ 20 millions d'ha, soit nettement moins que les surfaces attribuées au début des années 1990, qui atteignaient presque 45 millions d'ha (Trefon, 2008).

Malgré le gel décrété par le gouvernement, les attributions de concessions revendiquées par les industriels se sont tout de même poursuivies, conduisant le gouvernement à lancer une grande revue de légalisation des titres forestiers en 2005. Au terme de ce processus, 65 titres ont été officiellement légalisés en 2009, puis 15 supplémentaires début 2011, portant à plus de 15 millions d'hectares la superficie de forêts convertible en concessions d'exploitation forestière industrielle. Selon certaines ONG, le gouvernement de RDC envisagerait de lever le moratoire sur l'attribution de nouvelles concessions.[74]

Des systèmes de concessions forestières industrielles sont également en place depuis plusieurs décennies dans quelques pays amazoniens comme le Pérou et la Bolivie (Karsenty & al., 2008), mais sont bien plus récents dans le cas du Brésil qui n'a octroyé jusqu'à présent qu'une infime partie de son immense domaine forestier.

[74] http://forets.greenpeace.fr/congo-25-millions-d-hectares-de-forets-menaces-a-long-terme consulté le 23/02/2011

2.4.1.2. Brésil : un système de colonisation agraire des espaces forestiers « en libre accès »

En Amazonie brésilienne, deux tiers des terres sont publiques, dont la moitié sont des aires protégées en partie exploitables[75] et des réserves indiennes. Environ 10% ont un statut spécial : petits projets de colonisation agricoles autorisés par la réforme agraire, aires appropriées par des communautés traditionnelles, réserves extractivistes. Ces dernières sont des espaces forestiers généralement gérées par des communautés qui pratiquent des formes variées de récolte de produits forestiers non ligneux, comme les *seringueiros*, les saigneurs d'hévéas qui récoltent le caoutchouc.

Seules un quart des forêts amazoniennes brésiliennes sont des terres forestières privées. Mais celles-ci disposent d'une aire relativement peu étendue pour l'exploitation forestière car une grande partie d'entre elles sont déjà partiellement déboisées ou ne disposent que d'un faible potentiel d'exploitation commercial (Verissimo, 2005). Dans les principaux états producteurs de l'Amazonie brésilienne, 41 % du bois exploité provient de petites propriétés rurales de moins de 500 hectares, alors que 35% est récolté dans de grandes propriétés de plus de 5000 hectares (Sabogal & al., 2006).

Depuis 2001, la loi brésilienne n'autorise que la conversion de 20 % de la surface de chaque propriété en Amazonie (Sablayrolles et al., 2006), le reste devant être conservé, ce qui n'exclut pas les possibilités d'extraction de bois ou d'autres ressources non ligneuses. Une grande partie des terres forestières sont encore des terres publiques non attribuées (*terras devolutas*), souvent considérées comme des terres libres d'accès. Elles font l'objet d'appropriations ou d'exploitations privées, parfois consenties – voire favorisées - par l'Etat, dans le cadre des politiques de redistribution des terres.

[75] Au Brésil, les aires protégées sont divisées en plusieurs catégories dont certaines sont des unités d'utilisation durable comme les réserves extractivistes et les FLONAS (*Florestas Nacionais*) dans lesquelles l'exploitation du bois est autorisée sous réserve d'application d'un plan d'aménagement.

2.4.1.3. Les terres forestières appartiennent peu aux communautés qui en dépendent

Bien que les forêts tropicales soient habitées par des populations et des communautés indigènes ou traditionnelles, il est très rare que ces dernières soient officiellement propriétaires d'une grande partie du territoire forestier national (cf. Tableau 10). Le domaine forestier de l'Etat peut parfois être alloué à des collectivités locales ou des communautés forestières pour des activités d'exploitation ligneuse ou non ligneuse, mais cette situation est relativement rare. Environ 20% des forêts tropicales seraient officiellement administrées par des communautés (White & Martin, 2002). Des chercheurs soutiennent pourtant la thèse de l'efficacité des modes de gestion collective des ressources forestières (McKean & Ostrom, 1995). En outre la délocalisation, la décentralisation et la gestion communautaire des ressources forestières ont été l'un des mots d'ordre des institutions internationales comme la FAO dans les années 1980 et 1990, à l'instar du programme « arbres, forêts et communautés rurales » de la FAO. Des réformes des politiques forestières ont été engagées progressivement à partir de cette époque dans certains pays tropicaux, visant à déléguer la gestion d'une partie des forêts, qui reste la propriété de l'Etat, aux communautés locales.

Tableau 12 - Estimation de la répartition de la propriété forestière dans les forêts tropicales

Public		Privé	
Administré par l'Etat	Réservé aux communautés & aux groupes autochtones	Communautés/ autochtones	Individus/entreprises
71%	6%	13%	10%

Source : White & Martin, 2002

En Afrique centrale, les lois forestières du Cameroun (1994), de RDC (2002) et du Gabon (2001) ont établi un droit de gestion communautaire des forêts pour des périodes déterminées (Jackson, 2007). Mais seul le Cameroun a pour l'instant appliqué ces dispositions législatives. Certaines communautés forestières camerounaises possèdent des permis de coupe temporaires sur des parcelles de 5000 hectares maximum, pour des durées relativement courtes (Ruiz-

Pérez & al., 2005a). En Indonésie, suite à la chute du président Suharto, le gouvernement a modifié drastiquement la politique forestière nationale en autorisant les communautés locales à accéder aux ressources forestières pour leurs besoins de subsistance. Puis des concessions d'exploitation d'une durée toutefois très limitée, leurs ont été accordées. Par rapport aux deux autres bassins forestiers tropicaux, l'Amérique latine est le continent où l'attribution des terres forestières s'est le moins faite au détriment des communautés locales. Au Mexique, environ 80% du domaine forestier est géré par des communautés locales (Bray & al., 2005). Dans les huit pays du bassin amazonien les forêts administrées par les communautés sont relativement étendues : elles atteignent un million de kilomètres carrés, soit la superficie de la Bolivie, suite à un effort de redistribution initié en 1985. (White & Martin, 2002). Dans la zone du Pacifique, les communautés et populations autochtones de Papouasie-Nouvelle-Guinée possèdent 97% des forêts (White & Martin, 2002).

Ces situations de gestion forestière communautaire restent toutefois exceptionnelles puisque dans la plupart des pays tropicaux, les forêts les plus riches en essences commerciales de haute valeur sont très rarement cédées par les gouvernements aux populations ou aux communautés locales. Pour l'administration forestière de nombreux pays, le choix d'attribution des terres forestières est évident : seules les entreprises bien dotées en capital peuvent réaliser une exploitation profitable, qui aura des effets positifs sur la croissance économique nationale aussi bien que sur l'augmentation des recettes fiscales. Il est certain que l'exploitation forestière requiert des investissements et des équipements lourds dont ne disposent pas les acteurs locaux, et que le niveau des taxes prélevées par les Etats dépend largement de la rentabilité de l'exploitation forestière. Pourtant, le secteur forestier ne représente souvent qu'une part dérisoire du PIB des pays forestiers. En Afrique centrale, par exemple, la participation du secteur forestier à l'économie nationale s'échelonne entre moins de 1% et 6% du PIB, selon les pays. En RDC, par exemple, 1% seulement du PIB est assuré du secteur forestier (Eba'a Atyi & al., 2009). La contribution des industries forestières à la lutte contre la pauvreté locale reste également à prouver, ce que plusieurs ONG mettent en avant pour dénoncer le peu de terres forestières attribuées aux populations et communautés forestières.

Par ailleurs, lorsque les communautés forestières locales sont prises en considération par les gouvernements, il est rare que la planification de l'usage des terres s'effectue au profit de ces communautés. Par exemple, le plan de zonage réalisé au Cameroun n'a pas permis aux communautés pygmées de sécuriser leurs droits fonciers, puisque les forêts communautaires

ont été délimitées sur des territoires éloignés de leurs zones traditionnelles de chasse et de cueillettes qui ,elles, ont par contre été attribuées à des sociétés d'exploitation forestière sous la forme de concessions (Long, 2007). En RDC, la loi de 2002 institutionnalise les droits des communautés traditionnelles jusqu'alors ignorées par une disposition légale qui datait de la période coloniale (1949). Mais l'Etat reste propriétaire des forêts et les droits des communautés se limitent à des autorisations d'usage à l'intérieur des concessions. A l'instar des autres pays de la région, le cadre institutionnel semble insuffisant pour que les populations locales puissent réellement être impliquées dans la gestion des forêts, notamment en raison de l'absence d'un réel plan de zonage forestier (Trefon, 2008). Il est probable que ces populations continueront d'avoir accès aux ressources forestières mais que ces ressources diminueront progressivement au fur et à mesure de leur exploitation industrielle et de leur conversion en d'autres usages.

D'un autre côté, le bilan de la gestion des forêts par les communautés autochtone et locale est assez nuancé. Souvent idéalisée par les ONG, les politiques de dévolution et de promotion de la gestion communautaire ont pourtant eu des résultats parfois désastreux dans certains pays, y compris en Papouasie Nouvelle Guinée où elles sont propriétaires des forêts (White & Martin, 2002). De manière souvent naïve, certaines ONG posent le principe d'un intérêt naturel des communautés pour leur environnement, alors que dans bien des cas, elles sont davantage attirées par la rente forestière, à l'instar des sociétés d'exploitation industrielles. En Indonésie, les communautés ont réclamé la reconnaissance de leurs droits traditionnels sur les forêts afin de pouvoir les exploiter. La délivrance de permis d'exploitation d'une durée d'un an a alors fait passer le statut de la forêt d'une source de subsistance à une source de revenus pour les villageois, qui se sont empressés de prélever un maximum de bois sur la courte durée de concession autorisée (Buyse, 2005). Au Cameroun, l'exploitation communautaire semble également avoir eu des résultats très mitigés (Karsenty, 2007). Les exploitants industriels passent souvent des accords avec les responsables des communautés villageoises camerounaises détenteurs de concessions afin d'exploiter la forêt en échange d'une contrepartie financière. L'attribution de forêts aux communes camerounaises a également été fortement critiquée en raison de l'appropriation de la rente forestière par quelques élites (maires et chefs de clans) au détriment de la population (Karsenty, 2007).

Néanmoins, ce bilan mitigé de la gestion communautaire ne peut être généralisé. Dans de nombreux cas, les activités traditionnelles des communautés forestières n'ont qu'un impact très faible sur la déforestation, voir contribuent à préserver les forêts. Certaines études

réalisées en Amazonie brésilienne montrent par exemple l'importance des réserves indiennes pour gérer la biodiversité dans les aires protégées (Nelson & Chomitz, 2009). Plusieurs auteurs soulignent que les forêts gérées par des communautés présentent des atouts considérables pour la conservation et l'économie locale (Molnar & al. 2004). En réalité, une très grande partie des forêts publiques sont gérées de fait par des populations autochtones et des communautés locales sans que celles-ci bénéficient d'un statut juridique officiel de forêt communautaire. La forêt conservée par ces communautés s'étendrait sur des surfaces au moins égales à celles des aires protégées (Molnar & al., 2004).

2.4.2. L'aménagement forestier durable, principal outil de la mise en œuvre de la GFD

Compte tenu de l'immensité des superficies forestières tropicales dédiées à la production de bois, de nombreux auteurs estiment que la gestion des forêts de production a un rôle primordial à jouer dans la lutte contre le déclin forestier (Bakouma, 1999, Eba'Atyi, 2001 ; Falcone & al., 2003, Nasi & Frost, 2009). La mise en œuvre pratique de la gestion des forêts de production s'effectue par le biais d'un dispositif particulier, l'aménagement forestier. On considère généralement que l'aménagement forestier est la traduction opérationnelle du concept de gestion forestière durable. L'aménagement est une discipline pratique des sciences forestières élaborée par les forestiers (Eba'a Atyi, 2001), largement mise en œuvre dans les forêts tempérées. Elle s'applique de plus en plus aux forêts tropicales, avec des déclinaisons particulières. Avec les aires protégées, on peut considérer que l'aménagement forestier constitue le principal outil de la gestion des forêts tropicales.

Dans son Manuel pratique d'aménagement, Durbourdieu (1997) définit l'aménagement forestier ainsi : *« à partir d'analyses du milieu naturel et du contexte économique et social, l'aménagement fixe les objectifs et détermine l'ensemble des interventions souhaitables (coupes, travaux…) pendant une durée déterminée »*. Cette définition généralement employée par les praticiens, peut être complétée par une définition plus politique adoptée au début des années 1990 par l'OIBT, puis révisée au cours des années 2000 : *« l'aménagement forestier durable est un « processus consistant à aménager des terres forestières permanentes en vue d'un ou de plusieurs objectifs de gestion clairement définis concernant la production soutenue de produits et services forestiers désirés sans excessivement porter atteinte à leurs*

valeurs intrinsèques et leur productivité future et sans entraîner trop d'effets préjudiciables à l'environnement physique et social » (OIBT 2005).

D'une manière générale l'utilisation du terme générique aménagement renvoie à des procédures explicites de gestion des forêts dont la vocation est de produire du bois (Eba'a Atyi, 2001). On peut dire que l'exploitation des forêts est réellement la raison d'être de l'aménagement, même si certaines règles de gestion s'appliquent également aux espaces forestiers à conserver. Certains auteurs préfèrent d'ailleurs parler d'aménagement-exploitation (Fargeot & al., 2004). En effet, à l'heure actuelle, le bois est pratiquement la seule ressource permettant au concessionnaire de générer des bénéfices. Il s'agit donc, pour le gestionnaire, de déterminer un volume de production optimal de bois, avec comme corollaire l'approvisionnement d'industries de transformation de bois à long terme (Bakouma, 1999). C'est à l'aide des bénéfices retirés de la vente de bois que l'exploitant aménageur pourra assurer la fourniture d'autres services, notamment écologiques. Au final, l'objectif premier de l'aménagement reste assez proche du principe de rendement soutenu, et les objectifs secondaires de fourniture d'autres services ne sont possibles qu'à la condition que l'exploitation du bois génère un revenu suffisant.

2.4.2.1. Le plan d'aménagement : mise en œuvre pratique de la GFD

Le plan d'aménagement est la déclinaison concrète du concept d'aménagement forestier. En se référant à Dubourdieu (1997), il peut être défini de la manière suivante : *« étude et document sur lesquels s'appuie la gestion durable d'une forêt »*. Le plan d'aménagement se décline généralement en trois phases (Dubourdieu, 1997 ; Eba'a Atyi, 2001). La première est analytique. Elle vise à établir un diagnostic le plus précis possible des différents éléments de l'unité forestière aménagée : les besoins industriels, la ressource exploitable, la biodiversité, l'environnement socio économique. La seconde est une phase conceptuelle : il s'agit de rédiger le document qui servira de feuille de route à la mise en œuvre pratique du plan d'aménagement. Ce document intègre largement les résultats de la phase précédente. Il comporte plusieurs éléments dont la définition des objectifs de l'aménagement, la liste les actions à mener et la planification de ces actions. Enfin, la troisième phase est une phase de mise en œuvre et de suivi de l'aménagement. Il s'agit essentiellement de l'application concrète, sur le terrain, du document d'aménagement, du suivi des actions envisagées et de

leur évaluation. Selon la règlementation en vigueur dans les pays et les exigences de responsabilité que se fixent les entreprises, la mise en œuvre de l'aménagement peut comporter plusieurs étapes supplémentaires, notamment une phase de validation par les autorités forestières et une phase de concertation et de validation du plan d'aménagement par toutes les parties prenantes. Pour bien comprendre ces différentes étapes et leur contenu, attardons nous quelques instants sur quelques points de détail.

2.4.2.1.1. Phase analytique du plan d'aménagement

L'analyse des besoins industriels réalisée par l'entreprise doit lui permettre de préciser les matières premières bois utiles et leur utilisation potentielle, de manière à centrer l'exploitation sur des essences forestières particulières. Les connaissances affinées des propriétés mécaniques et d'usinage des essences sont utiles à ce niveau. A ceci s'ajoute la dimension commerciale qui vise à préciser les potentialités marchandes de certaines essences secondaires par exemple.

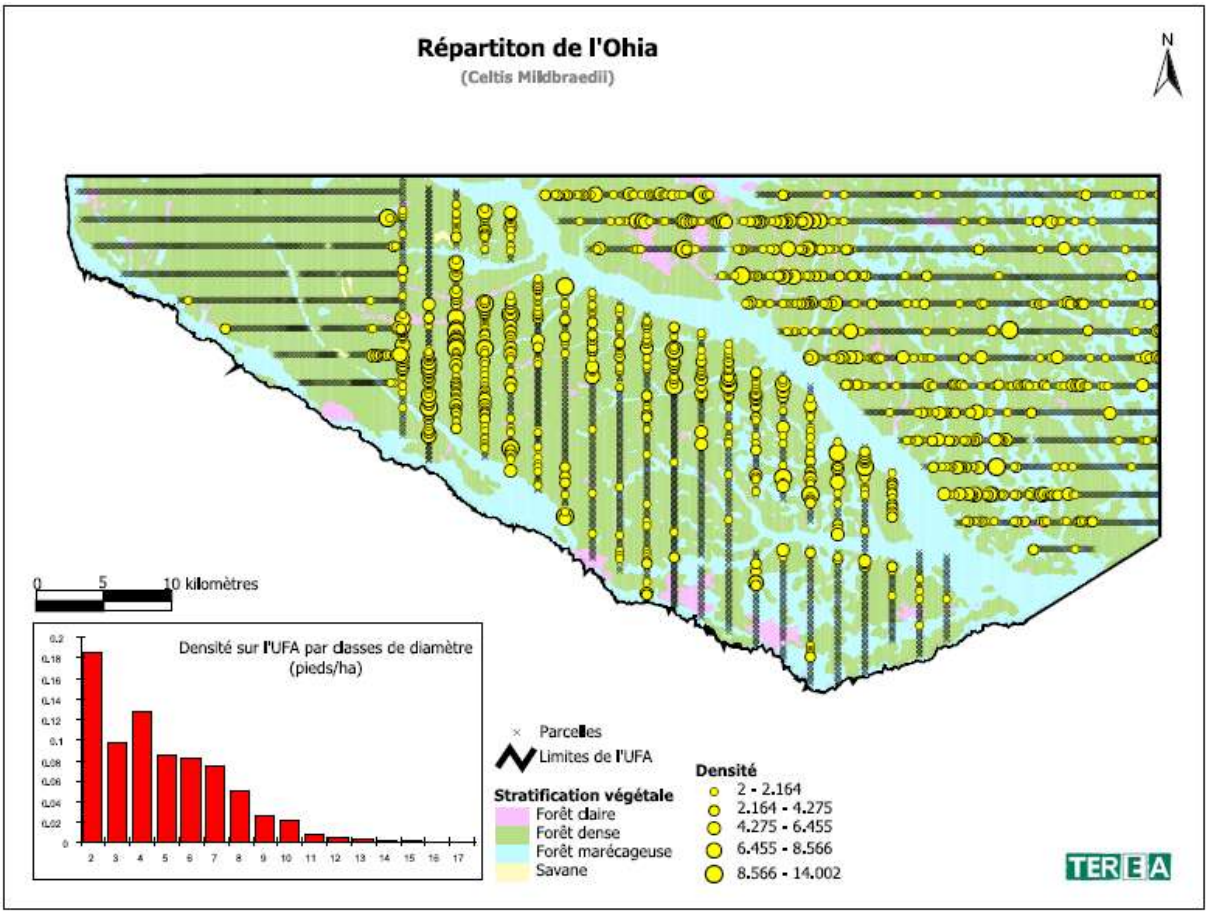
Les données concernant la ressource exploitable d'une unité forestière de production sont obtenues en premier lieu à l'aide d'un inventaire d'aménagement : il s'agit d'évaluer la richesse de la concession en ouvrant des layons parallèles et de recenser à intervalles réguliers toutes les essences forestières d'un diamètre spécifique mesuré à hauteur de poitrine. Un tel dispositif permet de sonder la forêt. Un traitement cartographique (figure 16) permet de représenter, pour chaque espèce, les quantités de bois réparties sur la concession et d'indiquer la stratification du massif forestier, c'est-à-dire les strates de forêts présentant des densités homogènes. (Bayol & al., 2007)

Concernant le diagnostic de la biodiversité de la concession forestière, les attentions sont surtout portées sur la diversité faunistique et en particulier, celle des grands mammifères. L'état des connaissances sur la biodiversité est en effet lacunaire et la recherche scientifique est relativement embryonnaire. Le choix des éléments pertinents du diagnostic est donc très aléatoire, même s'il est recommandé par les organismes scientifiques et techniques afin de tirer le maximum d'enseignements des résultats de recherche, notamment en matière de choix des espèces à inventorier (Billand, 2005) et d'analyse du résultat des inventaires.

Concrètement, la phase de diagnostic comprend l'analyse de la bibliographie existante (textes réglementaires, etc.) et la réalisation de l'inventaire de faune qui s'effectue en même temps

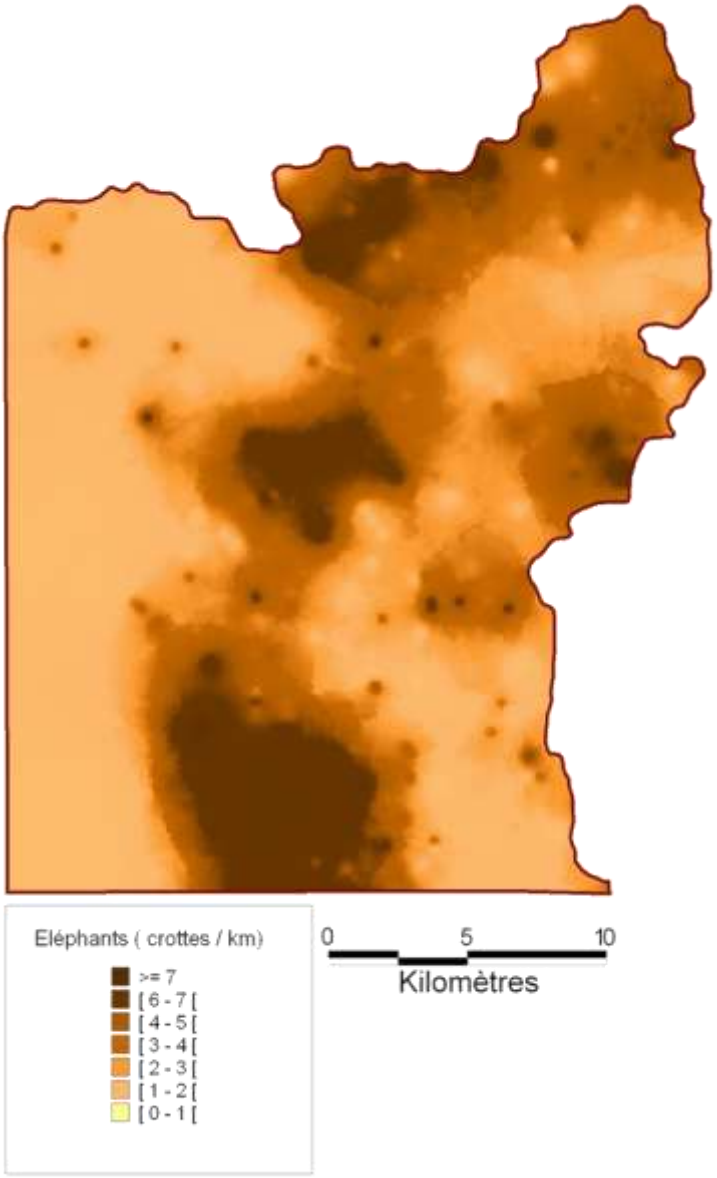
que l'inventaire d'aménagement. Pour chaque espèce de faune d'intérêt particulier pour la conservation, il s'agit de relever des indices de présence sur le terrain : présence de nids d'herbe pour les gorilles, de déjections d'éléphants, etc. (figure 19). Ces données sont reportées sur des cartes pour chaque espèce ou milieu d'intérêt biologique particulier (espèces menacées, zones de nidification ou de reproduction, etc.), ce qui permet de déterminer les lieux de passages les plus fréquentés par les animaux. Sur la base de ces informations, une cartographie des zones de chasse est ensuite réalisée, qui comporte les zones de chasse interdites ou strictement réglementées, les zones de chasse autorisées et les zones de chasse soumises à des règles précisées dans le document d'aménagement.

Figure 18 - : Répartition d'une essence particulière dans une concession d'Afrique centrale



Source : Demarquez & Bayol, 2007

Figure 19 - Indicateur de présence d'éléphants sur une concession forestière d'Afrique centrale



Source : FRM & Terea

Enfin, le diagnostic socioéconomique de la concession comprend un certain nombre d'éléments parmi lesquels figurent : le recensement des populations riveraines de la concession, de leurs modes de vie et de leurs relations par rapport à l'unité de gestion forestière ; le recensement des infrastructures et de l'économie locale ; l'analyse des conditions de vie et de travail des salariés de l'entreprise qui gère la concession forestière.

La démarche concrète du diagnostic est participative, basée essentiellement sur des enquêtes de terrain auprès des populations locales. Les questionnaires d'enquêtes sont adaptés au contexte de la concession forestière (densité démographique, conflits ethniques, etc.). Lors de

ces entretiens, des sites d'importance culturelle pour les populations locales, ou des ressources essentielles pour leurs usages alimentaires ou sanitaires peuvent être mis en évidence. Ces sites sont alors localisés précisément, cartographiés et délimités lors des inventaires d'exploitation.

2.4.2.1.2. Phase conceptuelle du plan d'aménagement

Cette phase consiste en la rédaction d'un document pratique qui constituera la véritable feuille de route de l'entreprise lors de la mise en œuvre concrète, sur le terrain, de l'aménagement. Dans ce document, figurent en premier lieu les objectifs de gestion de la concession forestière à atteindre, sur la base des données préalablement collectées et analysées. Une attention particulière est avant tout portée aux objectifs propres à l'entreprise, c'est-à-dire aux objectifs de production et aux objectifs industriels. Une grande partie du document porte d'ailleurs sur l'aménagement de la série de production, c'est à dire la partie du massif principalement dédiée à l'exploitation (Bayol & al., 2007). Toutefois, les objectifs peuvent concerner l'ensemble des composantes du plan d'aménagement : sociale, environnementale et économique. Par exemple, concernant le volet social, les objectifs peuvent être de trois ordres (Pierre & Cassagne, 2005) : assurer des conditions sanitaires et sociales adéquates au bénéfice des ayants-droit de l'entreprise ; assurer la coexistence durable des différents usages des ressources et des espaces naturels de la concession forestière ; contribuer au renforcement du processus de développement local à travers la fiscalité.

Le document d'aménagement comprend la liste des actions à entreprendre pour atteindre ces objectifs de gestion. Concernant l'objectif de production, qui constitue généralement l'objectif principal de l'aménagement, les aménagistes basent leurs décisions sur les études préalablement menées (analyse des besoins industriels, ; connaissance de la ressource) afin de déterminer plusieurs paramètres d'aménagement qui conditionneront l'exploitation de la ressource bois (Dubourdieu, 1997 ; Eba'a Atyi, 2001 ; Bayol & al., 2007). Les principaux paramètres sont :

- le choix des essences à aménager,
- les diamètres minimaux d'exploitabilité des arbres mesurés à hauteur de poitrine, pour chaque essence choisie,

- la durée de la rotation de coupe, c'est-à-dire la période entre deux passages successifs d'exploitation sur une même unité forestière aménagée, .
- la possibilité, c'est-à-dire la quantité de bois récoltable par hectare à chaque passage d'exploitation.

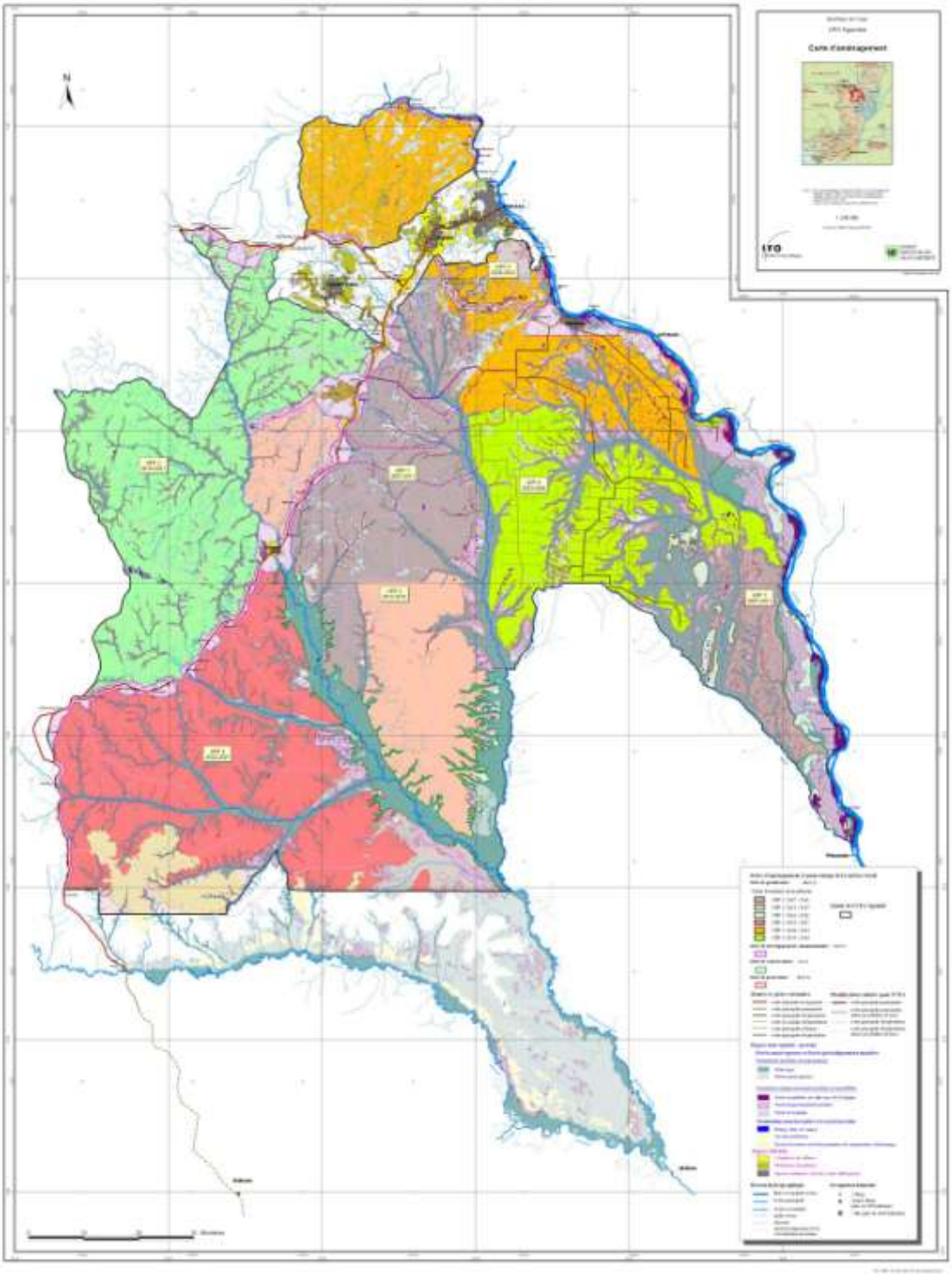
Les actions listées dans le document d'aménagement peuvent être étendues à des actions particulières qui sont généralement regroupées sous l'appellation d'exploitation à faible impact (EFI) (Sist, 2000). L'EFI est un terme qui est apparu dans les années 1990 pour désigner un ensemble de techniques d'exploitation permettant de minimiser l'impact de l'exploitation forestière sur le peuplement forestier tout en optimisant l'utilisation de la ressource en bois d'œuvre (Sist, 2000, Sist & Ferreira, 2007 ; Putz & al 2008 ; Ezzine de Blas & Ruiz-Pérez, 2008). Ces techniques recouvrent des interventions préalables à l'exploitation (inventaires, délianage, délimitation des zones protégées, planification des routes et des pistes de débardage) et des interventions durant la récolte (abattage directionnel des arbres, débardage…) (Sist, 2000). Selon le CIFOR, par rapport à une exploitation conventionnelle, les techniques d'EFI permettent de réduire de 25 % les dommages causés au sol par les engins lourds et de stocker jusqu'à 50 % du carbone supplémentaire par la végétation subsistante (CIFOR, 1998).

Par ailleurs, la satisfaction des objectifs sociaux et écologiques nécessite également d'inscrire dans le document des actions à vocation écologique (par exemple, en ce qui concerne la chasse : formation et mise en garde des personnels et villageois, politique d'approvisionnement alternative en viande via des économats, abattoirs, congélateurs…, développement d'élevages locaux, etc.), et à vocation socio-économique locales (actions en termes de concertation avec les populations locales, en termes de protection sanitaires des employés de l'entreprise et de leur famille, règles de sécurité, etc.).

Toutes ces actions font l'objet d'une planification qui est stipulée dans le document d'aménagement : ordre de passage de coupe, ouvertures des routes prévues, calendrier de mise en œuvre des différentes mesures sociales et de protection, etc. En particulier, les forêts à exploiter, appelées généralement séries de production, font l'objet d'un découpage territorial en unités de gestion, qui sont reportées sur une carte. Chaque unité de production est exploitée pendant une durée limitée. Au terme de l'exploitation successive des unités de gestion, qui correspond à la durée de rotation, l'ensemble de la série de production aura subi

un premier passage de coupe, et l'exploitation pourra redémarrer sur la première unité de gestion exploitée.

Figure 20 - Exemple de planification de l'aménagement d'une concession forestière en Afrique centrale.



Source : Van Loon, 2007

Par exemple, sur la figure 18, la série de production de la concession est divisée en 6 unités de gestion représentées dans une couleur différente. Chacune de ces unités est exploitée successivement durant une durée de 5 ans en moyenne, soit une durée de rotation de 30 ans, au terme de laquelle la première unité exploitée le sera à nouveau. Le plan d'aménagement est donc avant tout un instrument de planification pour l'entreprise qui peut organiser les coupes par essence et par parcelles aménagées, et donc déterminer le volume annuel de coupes pour chaque essence avec précision.

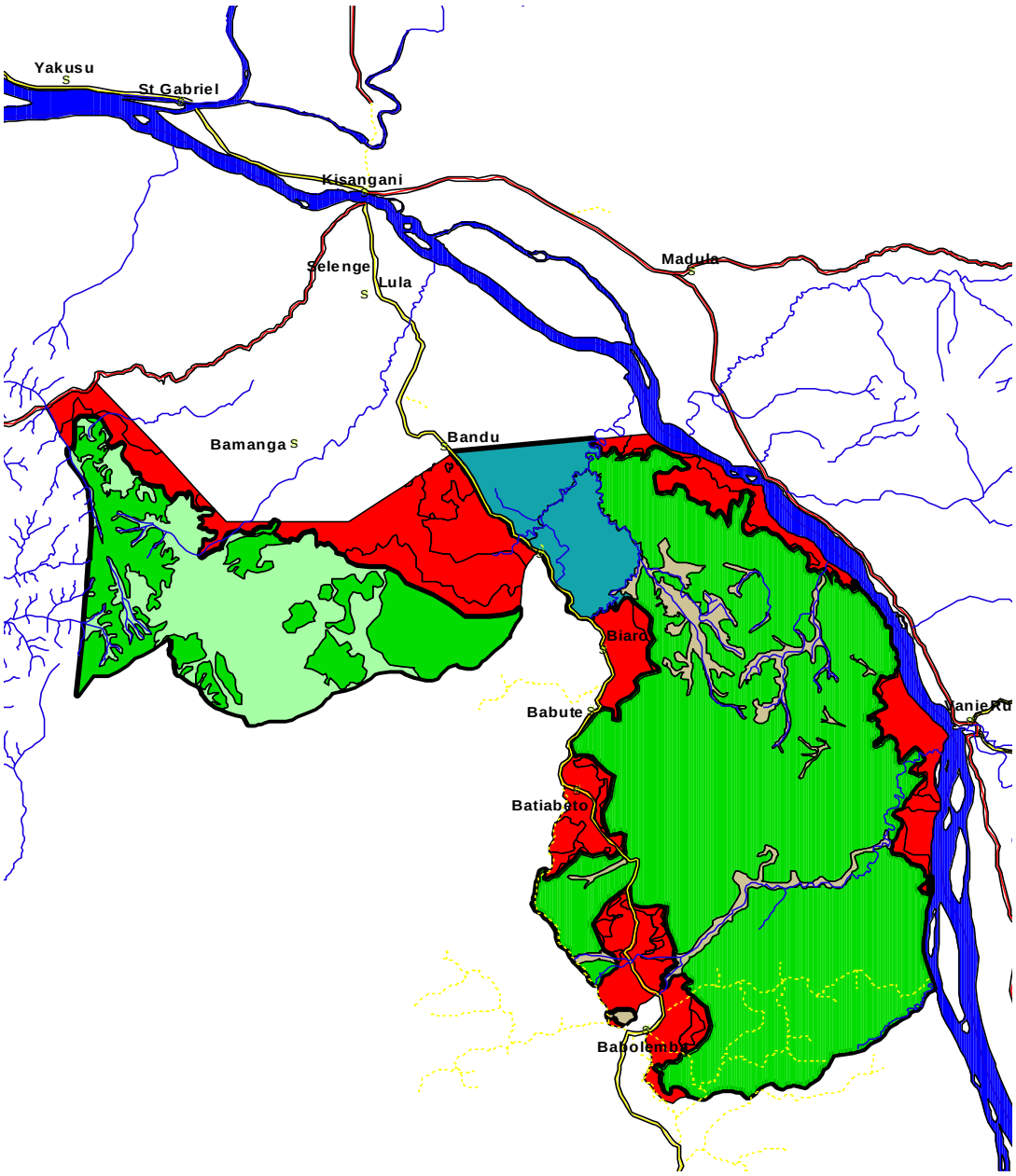
Le document d'aménagement comprend également une cartographie du zonage de la concession en fonction des différents usages du sol prévus (production, conservation, terres agricoles…) (figure 19)

2.4.2.1.1. Phase de mise en œuvre et de suivi

Une fois le document d'aménagement élaboré, il s'agit de mettre en œuvre des opérations permettant de l'appliquer directement sur le terrain. Parmi celles-ci figurent la délimitation des différentes zones, la réalisation d'un inventaire d'exploitation, c'est-à-dire l'identification et le marquage des arbres exploitables, qui seront cartographiés afin de planifier l'exploitation le plus précisément possible (figure 20). Bien d'autres opérations sont mises en œuvre qui, à elles seules, nécessiteraient d'écrire des chapitres entiers, tant elles s'étendent à des domaines variés, de la récupération et au retraitement des huiles jusqu'aux actions de formation des personnels… Notre propos n'est pas de nous attarder sur ces différentes actions dans le détail mais de donner un aperçu de ce qu'il est concevable de réaliser dans une mise en œuvre pratique du concept d'aménagement durable des forêts.

Au niveau du suivi, les opérations menées sont surtout des opérations de contrôle et de réévaluation de la planification, en fonction des résultats obtenus et de nouvelles données collectées. Il peut s'agir par exemple de placettes permanentes permettant de suivre la croissance des espèces exploitables et d'améliorer les connaissances sur la régénération de ces espèces. D'autres éléments de suivi peuvent concerner les récoltes de produits forestiers non ligneux et les captures de viande de brousse par les populations villageoises, etc. L'aménagement est donc un processus évolutif. Les plans d'aménagement étant évalués et révisés périodiquement en tenant compte des besoins de la société, des avancées scientifiques et des données techniques recueillies sur le terrain.

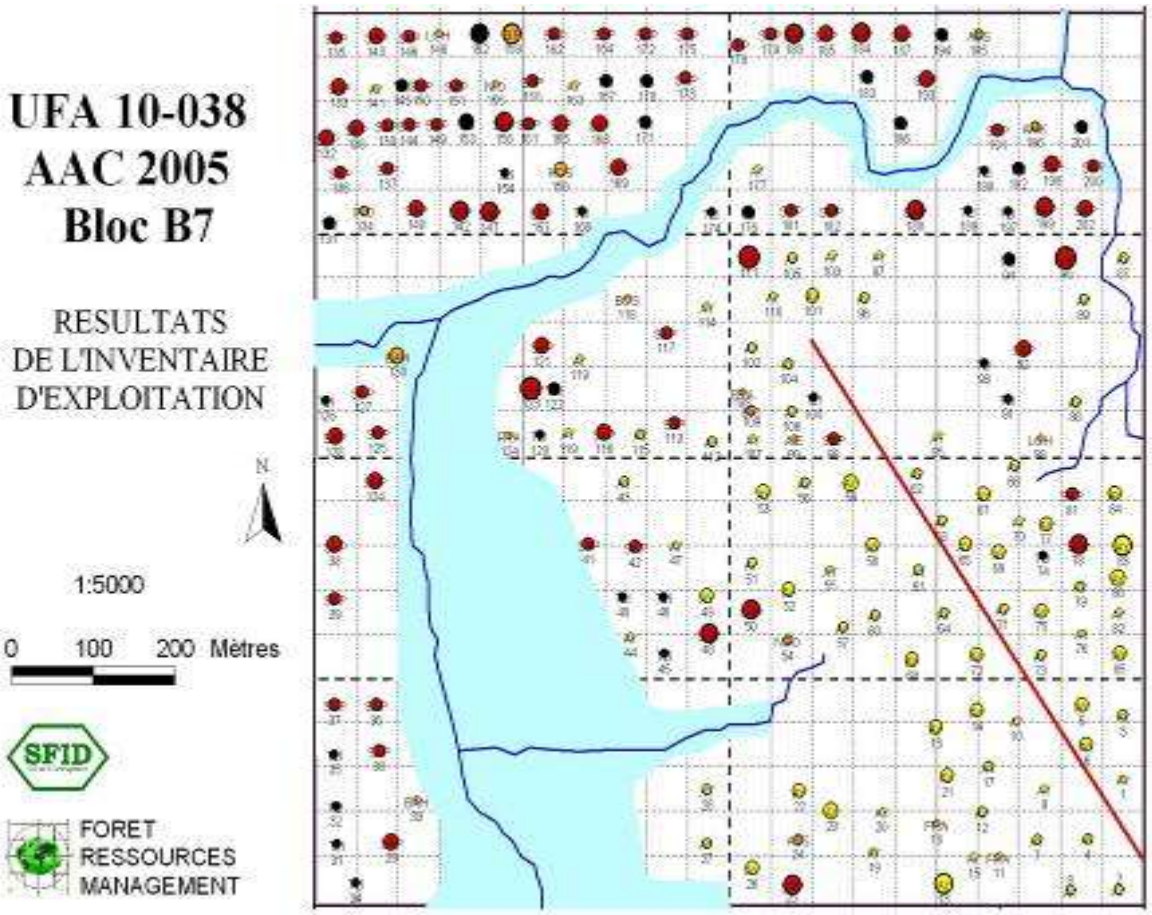
Figure 21- Exemple de zonage des différents usages d'une concession en Afrique centrale



Notes : en rouge : terres à vocation agricoles; en bleu : forêt conservée ; en vert : forêt de production exploitée

Source : Van Loon, 2007

Figure 22 - Résultat d'un inventaire d'exploitation dans une unité forestière aménagée d'Afrique centrale



Source : Demarquez & Bayol, 2007

2.4.2.2. Les limites de l'aménagement

Dans de nombreux pays, des réformes souvent impulsées par la coopération bi ou multilatérale, ont conduit à l'édiction de lois forestières rendant la mise en œuvre d'un plan d'aménagement obligatoire. En Afrique centrale, par exemple, le Cameroun a eu un rôle pionnier. La loi sur la Forêt de 1981 autorisait la délivrance de concessions forestières pour une durée de 5 ans directement par le Premier ministre, de manière discrétionnaire, sans aucune préoccupation de la manière dont étaient gérées ces concessions (Brunner & Ekoko, 2000). Les concessions délivrées à court terme incitaient l'exploitant à extraire le maximum de ressources ligneuses de haute valeur le plus rapidement possible. Sous

l'impulsion de la Banque mondiale, une nouvelle loi forestière a été votée en 1994, introduisant, entre autres mesures, l'obligation pour l'entreprise possédant une concession d'exploitation forestière de mettre en place un plan d'aménagement forestier. Des législations similaires ont ensuite été adoptées dans les autres pays de la région.

Néanmoins, malgré ces avancées législatives notables, les résultats en termes d'amélioration de la gestion forestière semblent encore très modérés. Une grande partie des forêts tropicales ne disposent toujours pas de plans d'aménagement, et l'exploitation non durable, voire illégale, est encore largement répandue dans de nombreuses forêts tropicales, y compris dans les aires protégées et dans les forêts communautaires (Nasi & Frost, 2009). Certes, les surfaces de forêts tropicales sous aménagement ont fortement progressé ces dernières années. Elles sont passées de moins du million d'hectares en 1988 (Poore & al., 1989) à environ 36 millions d'hectares en 2005 (OIBT, 2006a). Mais l'OIBT estime que concernant les forêts tropicales denses humides, seulement 7% environ du domaine forestier naturel permanent de production (hors plantation) est géré durablement. La présentation assez exhaustive des différentes dimensions du plan d'aménagement effectuée dans les sections précédentes est donc loin d'être concrètement appliquée à l'ensemble des forêts.

La collecte des données relatives à la qualité des aménagements reste complexe compte tenu d'une part des différences d'appréciation de ce que constitue une forêt et sa gestion durable, et d'autre part de l'hétérogénéité et de la fiabilité des rapports qui sont transmis par les Etats membres au secrétariat de l'OIBT (OIBT, 2006a). Malgré ces lacunes, le constat global est que dans de nombreuses forêts aménagées, les pratiques sylvicoles et de gestion des riches ressources naturelles qui composent les forêts tropicales n'ont souvent pas été fondamentalement modifiées. En outre, lorsque les lois qui définissent la gestion forestière sont exigeantes en termes de préservation des ressources naturelles, elles sont dans la plupart des cas insuffisamment appliquées (Nasi & Frost, 2009).

Seules quelques forêts « modèles » disposent de plan d'aménagement efficaces, y compris en ce qui concerne la réduction des effets sur la biodiversité, comme l'attestent les quelques rares études sur ce sujet. Une étude réalisée sur les concessions aménagées de l'ile de Borneo en Indonésie permet par exemple de montrer que l'exploitation forestière n'a pas provoqué d'extinction locale d'espèces de faune et de flore (Meijaard & al, 2006). Néanmoins, les chercheurs signalent qu'environ la moitié des 64 espèces de mammifères et d'oiseaux étudiés sont tout de même impactés par l'exploitation forestière en raison d'une altération de leur

habitat. Une grande partie de ces espèces sont également les plus menacées, conformément aux indications fournies par la liste rouge de l'UICN (Groombridge, 1993).

2.4.2.2.1. Le volet production de l'aménagement est privilégié

Dans de nombreux pays tropicaux, l'élaboration des plans d'aménagements est une prérogative de l'Etat. Mais dans la réalité, la faiblesse structurelle des services des Etats fait que ceux-ci délèguent cette fonction aux entreprises, avec pour conséquence logique, que les aspects économiques reçoivent plus d'attention que les volets sociaux et écologiques (Cerutti é al, 2008).

La définition relativement vague du concept d'aménagement forestier laisse la liberté aux entreprises de déterminer des plans d'aménagement qui mettent plus ou moins en avant tel ou tel paramètre. Il est par exemple très rare que des données d'inventaire faunistique et floristique précises, des cartographies dynamiques de présence d'espèces animales variées, ou des analyses poussées sur les interactions entre les espèces et leurs milieux, soient pleinement intégrées dans les plans d'aménagement forestier, même si dans certains cas l'aménagement a progressé en ce qui concerne certains aspects écologiques comme ceux liés à la préservation de la faune (Billand, 2005).

La raison principale de cette lacune tient en grande partie à la faiblesse des travaux scientifiques et à la connaissance insuffisante de la biodiversité et d'autres aspects écologiques et sociaux des forêts tropicales. Comme nous l'avons évoqué précédemment, la phase analytique du plan d'aménagement se base sur un travail d'analyse multidisciplinaire poussé qui touche l'ensemble des composantes de la forêt : écologique, sociale et économique. Elle fait appel à des techniques d'inventaire, de cartographie, de modélisation et de consultation. Elle requiert des connaissances scientifiques assez pointues, dans des disciplines très variées : sciences forestières, écologie, biologie, sciences sociales (sociologie, économie, anthropologie), aménagement rural (agronomie, agroforesterie). Elle nécessite aussi des compétences en communication et en gestion des conflits adaptées à des contextes très particuliers et parfois très sensibles (conflits ethniques, braconnage…) (Pierre & Cassagne, 2005). Peu d'entreprises disposent de ces savoirs et capacités en interne et le recours à des experts compétents est relativement onéreux.

Mais d'autres raisons expliquant la faiblesse de l'aménagement tiennent au fait que de nombreux plans d'aménagement privilégient les paramètres clefs liés à la production de bois qui sont le choix des essences exploitables, la durée de rotation, et les diamètres minimaux d'exploitabilité. Les plans d'aménagement peuvent varier grandement d'une entreprise à l'autre, voire d'une région à l'autre. Mais en règle générale, les forêts de production sont gérées essentiellement dans le but de produire du bois sans que les objectifs d'amélioration des conditions d'existence des populations locales, de conservation de la biodiversité, de stockage du carbone, et de fourniture d'autres services écologiques ne soient suffisamment pris en considération (Nasi & Frost, 2009). L'exploitation du bois basée sur le principe du rendement soutenu reste la norme.

Présenté parfois comme révolutionnaires en termes de gestion forestière, une grande partie des plans d'aménagement sont malheureusement, dans les faits, appliqués uniquement afin d'améliorer les connaissances de l'entreprise sur le stock de bois sur pied ; ceci, de manière à mieux planifier l'industrialisation et la commercialisation à long terme des bois récoltés et donc, en définitive, à améliorer la rentabilité économique de l'entreprise. Hormis pour quelques unités d'exploitation forestière modèles mises en exergue par la profession, l'aménagement forestier importé sous les tropiques après la seconde guerre mondiale sur la base du modèle européen n'a pas subi de profonds changements au cours de ces dernières années (Nasi & Frost, 2009), malgré l'évolution des rapports de la société à la nature.

2.4.2.2.2. La démarche d'aménagement s'applique mal aux concessions de moyenne et petite taille

Si les plans d'aménagement d'une grande partie des grandes entreprises d'exploitation industrielles qui exportent vers l'Europe intègrent les différentes composantes de l'aménagement et sont très détaillés, les plans d'aménagement des entreprises de moindre taille sont beaucoup plus simplifiés – quand ils existent ! De nombreuses entreprises brésiliennes, y compris les plus grandes qui vendent leurs produits sur les marchés étrangers, n'ont pas de plans d'aménagement ou alors des plans d'aménagement très sommaires axés essentiellement sur le volet production. Moins de 40% de la production de bois amazonienne provenait de forêts disposant d'un plan d'aménagement en 2004, et selon certains observateurs sérieux, la qualité de ces plans laissait largement à désirer (Barreto 2007, communication personnelle).

Rappelons qu'en Afrique, sur les quelques 600 entreprises en activité, seules une trentaine sont de grandes industries. La plupart sont des PME dont les moyens humains et financiers sont limités, et qui s'inscrivent rarement dans une démarche d'aménagement forestier (Pierre & Cassagne 2005). Lorsqu'un plan d'aménagement est élaboré, la plupart de ces entreprises de petite et moyenne taille se contentent généralement de restreindre l'application des méthodes d'aménagement à la seule matière ligneuse.

Il faut dire que les référentiels techniques fiables pour les massifs petits à moyens (1000 à 50000 ha) et les forêts secondaires, où les contraintes de durabilité sont différentes des massifs intacts ou plus grands, sont quasi inexistants. Des expériences sont en cours dans certains pays comme au Gabon, où ces petites concessions sont détenues essentiellement par des opérateurs nationaux. Dans ce pays, le volume de production de ces petits et moyens opérateurs représente environ le tiers de la production totale, ce qui est loin d'être négligeable.

L'application de l'aménagement aux petites concessions est complexe. La nécessité de mobiliser annuellement, sur des superficies restreintes ou à partir d'un stock réduit, un volume économiquement rentable et de respecter une mise en repos de la forêt pendant une durée relativement longue, de l'ordre 25 à 40 ans, s'accommode mal de la prise en compte simultanée des facteurs économiques et biologiques (Nasi & Guéneau, 2007). Dans cette situation, la mise en œuvre de l'aménagement nécessite de mettre en place des processus de gestion groupée des concessions, ce qui impose une confiance entre les exploitants voisins, un partage de certaines ressources et une mise en commun de certaines actions, qui sont également source de ralentissement de la conception et de la mise en œuvre de l'aménagement. Les exploitants ne sont pas enclins naturellement à se regrouper, et beaucoup ont des capacités financières et techniques limitées.

2.4.2.2.3. Les contraintes économiques à l'aménagement restent dissuasives

La plupart des entreprises concentrent l'exploitation forestière sur un nombre extrêmement réduit d'essences, avec parfois une seule essence qui représente la quasi-totalité des volumes exploités. C'est le cas, par exemple, du Sapelli en RCA où il a été constaté que le plan d'aménagement d'une entreprise d'exploitation souffrait de nombreux manquements (Pénelon, 2003). Malgré les directives du plan d'aménagement qui imposent par exemple que

le volume de coupe annuel soit obtenu en exploitant plusieurs espèces d'arbres, seule une espèce principale est coupée, rendant toute la démarche d'inventaire de la ressource inutile. L'inventaire lui-même est très orienté, puisqu'une sélection d'arbres seulement, et non toutes les essences exploitables, ont été inventoriées.

Généralement, le passage d'une situation d'exploitation à l'aveugle à une situation d'exploitation planifiée basée sur une bonne connaissance de la ressource, implique de revoir à la baisse des quantités prélevées. Les entreprises pointent donc le problème de baisse de revenus entraîné par l'aménagement, et de concurrence déloyale avec les entreprises qui continuent à pratiquer une exploitation conventionnelle sans réelles préoccupations pour la ressource (Nasi & Guéneau, 2007). C'est la raison pour laquelle certaines entreprises sollicitent des dérogations afin de pouvoir augmenter leur récolte annuelle. Souvent, c'est l'argument de la perte de revenus qui est invoqué par l'entreprise pour obtenir des dérogations lui permettant d'ouvrir des chantiers d'exploitation dans des unités de gestion où l'exploitation était programmée plus tardivement. Souvent, cette exploitation se concentre sur une essence phare, au détriment de toute règle d'aménagement, comme dans notre exemple en RCA (Pénelon, 2003) Compte tenu du poids économique de l'exploitation forestière dans des pays à faibles revenus comme la RCA, la menace de faillite brandie par une entreprise, argumentée par les trop faibles volumes extraits annuellement, conduit les autorités à accorder ces dérogations… (Pénelon, 2003)

Ce problème met le doigt sur une autre limite de l'aménagement : plus les plans d'aménagement sont raffinés, plus les coûts de leur élaboration, de leur mise en œuvre et de leur suivi sont élevés. A ces coûts s'ajoutent ceux de la fiscalité qui a été réformée dans le même temps par les autorités de nombreux pays, notamment en Afrique centrale (Karsenty 2002). Au final, une partie des entreprises qui estiment que les coûts sont trop élevés préfèrent traîner des pieds avant de s'engager dans l'aménagement, voire préfèrent produire du bois sans plan d'aménagement, donc de manière illégale, aggravant encore la situation de concurrence déloyale entre les entreprises exploitant sous aménagement et les autres.

La faible capacité de contrôle des services forestiers, et la forte corruption, font que les risques de sanctions économiques liées à la production illégale du bois peuvent être perçus par les entreprises comme inférieurs aux coûts de l'aménagement, ce qui induit un retard important dans la conception et la mise en œuvre effective des plans d'aménagement. Une évaluation menée en 2005 dans les pays d'Afrique centrale montre que sur 31concessions

étudiées, plus de la moitié ne disposaient pas encore de plans d'aménagement (Ruiz-Pérez & al. 2005b).

2.4.2.2.4. Le cadre légal de l'aménagement est inapproprié

Les travaux d'évaluation de la mise en œuvre de l'aménagement réalisés jusqu'à présent montrent que le cadre légal de la gestion durable des forêts est obsolète, peut dans certains cas s'avérer inadéquat et s'appuyer sur des bases techniques et scientifiques insuffisantes. Au Cameroun, par exemple, plusieurs auteurs ont évalué l'application, par les entreprises, des dispositions législatives portant sur l'aménagement forestier (Vandenhaute & Doucet, 2006 ; Cerutti & al., 2008).

Un premier travail d'évaluation montre que sur 20 plans d'aménagement analysés, aucun ne répondait complètement à l'ensemble des exigences légales (Vandenhaute & Doucet, 2006). La plupart des plans d'aménagement ont été officiellement approuvés par les services forestiers camerounais malgré des lacunes importantes évidentes dans tous les domaines, que ce soit au niveau de la production forestière, de la biodiversité, et des aspects socio-économiques. En considérant uniquement les aspects des plans d'aménagement strictement liés à la fonction de production ligneuse des forêts, les travaux d'évaluation montrent de façon unanime que les plans d'aménagement sont, d'un point de vue biologique, largement insuffisants. Les plans d'aménagement sont fondés sur la mise en œuvre de plusieurs paramètres sylvicoles parmi lesquels les plus importants sont le choix des espèces exploitables, la durée de rotation et le diamètre minimum d'exploitation (DME). La loi camerounaise fixe la période de rotation à 30 ans, et suggère un taux de reconstitution minimal de 50% du stock initial. La période de rotation étant fixe, la seule variable d'ajustement permettant d'atteindre un taux de reconstitution de 50% est le DME. Or, le DME est précisément déterminé uniquement dans le but de faire en sorte que 50% des espèces exploitables, par rapport à la situation avant exploitation, soient disponibles pour la seconde rotation qui aura lieu au terme d'une reconstitution de 30 ans. En revanche, aucune règle ne prend en considération les aspects liés au diamètre minimal de fructification, alors même que la coupe d'une espèce avant qu'elle n'ait pu fructifier, provoque sa disparition à terme (Bayol & al., 2007),

Par ailleurs, les dispositions législatives camerounaises relatives à l'aménagement forestier laissent aux exploitants la liberté d'ignorer certaines espèces parmi les plus abattues dans leur plan d'aménagement. En effet, l'une des exigences légales est d'inclure dans le plan d'aménagement une liste d'au moins 20 essences qui représentent au moins 75% du volume exploitable de l'unité forestière aménagée, Mais « exploitable » ne signifie pas « exploité ». Cette exigence peut donc être satisfaite sans que les essences les plus exploitées soient inscrites dans le plan d'aménagement (Cerruti & al., 2009).

Si l'on considère l'année 2006, l'évaluation de 38 plans d'aménagement (Cerruti & al., 2009) révèle que deux-tiers des entreprises ont consciemment omis d'inscrire au moins une essence par les trois essences les plus récoltées sur la liste des espèces qui figure dans le plan d'aménagement. 26% des entreprises étudiées ont même exclu la principale espèce récoltée de cette liste. Or, sur la même année de production, en moyenne 79% de la récolte de chaque entreprise était basée sur trois espèces seulement. Au final plus de 40 % des volumes de bois récoltés annuellement par les entreprises dans les 38 unités forestières aménagées évaluées le sont sans aucune obligation légale d'appliquer des règles de gestion forestière, même les plus élémentaires, et ce pourcentage monte jusqu'à 85% dans le cas d'une des entreprises de l'échantillon évalué. En outre, parmi les espèces les plus exploitées, certaines sont classées comme vulnérables ou menacées d'extinction sur la liste rouge de l'UICN. Ainsi, paradoxalement, la loi forestière conduit à ce que les actions de gestion s'appliquent sur les espèces qui sont les moins exploitées.

Aucune disposition légale n'impose aux entreprises de fournir à l'administration des données détaillées sur la manière dont sont gérées les espèces qui ne figurent pas sur la liste des espèces choisies dans le plan d'aménagement. Cerruti & al., montrent qu'en raison de cette faille dans la loi, les entreprises peuvent exploiter en toute légalité des espèces à des DME qui sont bien en deçà des préconisations formulées par l'administration forestière au titre du principe de précaution. Alors que le taux de régénération préconisé est fixé à 50%, il atteint 5% seulement pour certaines espèces à haute valeur commerciales non inscrites dans la liste, ce qui signifie que 5% seulement des arbres abattus seront présents dans l'unité forestière aménagée au terme des 30 années du cycle de régénération. Comme dans bien d'autres régions tropicales, la conclusion que les auteurs tirent de cette évaluation est que cette situation n'est en rien due au hasard. Elle découle d'une volonté manifeste des entreprises d'exploiter les failles de la loi afin de profiter au maximum des espèces à plus haute valeur commerciale qui sont les plus rentables du point de vue économique, car il est probable que

ces entreprises n'ont aucune intention de poursuivre l'exploitation une fois le cycle de 30 ans révolus.

2.4.3. Les aires protégées

A côté de l'aménagement forestier durable qui constitue le principal instrument de prise en compte des problèmes écologiques dans les forêts tropicales humides de production, les autres instruments largement mis en œuvre sont les aires protégées (AP). L'implication de plus en plus forte des gouvernements, des ONG de conservation de la nature et des scientifiques dans la mise en œuvre des AP conduisent de nombreux auteurs et institutions à considérer qu'elles constituent actuellement l'un des moyens les plus efficaces pour conserver la biodiversité, en particulier dans les forêts tropicales, (Naughton-Treves & al., 2005 ; Rodrigues & al. 2004a ; UNEP-WCMC 2008 ; Gaston & al., 2008 ; Brooks & al., 2009).

Néanmoins, si cet avis est majoritaire, il n'en reste pas moins que les AP sont perçues de deux autres manières par certains analystes, comme le signalent à juste titre Nelson & Chomitz (2009). Un premier courant de pensée s'appuie sur l'insuffisance de financement des AP pour défendre l'idée que les AP ne sont pas capables d'enrayer le déclin des forêts. Les faibles moyens financiers ne permettraient pas de contrôler les activités qui se développent à l'intérieur des AP et en définitive, si les AP sont jugés par certains comme des stratégies de conservation efficaces, ce serait principalement en raison de leur situation géographique (Vanclay, 2001 ; Jepson & al., 2002). A l'opposé certains analystes se montrent très préoccupés par des approches de conservation qui visent à lutter si efficacement contre l'impact des activités humaines sur la forêt, qu'elles conduisent à réduire les moyens d'existence voire à exclure les populations forestières les plus pauvres (Wilhussen & al., 2002, Hayes & Ostrom 2005).

Ainsi, les AP restent encore à l'heure actuelle un dispositif de prise en charge des enjeux écologiques majeurs très controversé. La couverture des AP est elle suffisamment étendue ? Au-delà de cette couverture globale, le réseau des AP actuel est-il représentatif de l'ensemble des composantes de la biodiversité ? Par ailleurs, le fait de conférer à un territoire forestier défini le statut d'aire protégée permet-il de garantir l'arrêt ou le fort ralentissement du déclin des forêts ? Autrement dit, les AP sont-elles réellement aussi efficaces qu'on le prétend pour lutter contre la conversion des forêts en terres agricoles ? Et au-delà de leur impact sur la

déforestation, quelle est l'efficacité de leur gestion ? Quelle est leur capacité à éviter une dégradation des forêts, notamment de limiter les impacts négatifs d'activités humaines telles que le braconnage et l'exploitation forestière sélective ? Dans les sections suivantes, nous revenons en détail sur ces questions après avoir clarifié les évolutions conceptuelles qui ont caractérisé les aires protégées depuis l'émergence de ce concept.

2.4.3.1. Définition et évolution du concept d'aires protégées

La conservation de nombreuses espèces est menacée par la destruction de leurs habitats. Par conséquent, de nombreux gouvernements décident de mettre en réserve, ou de réglementer les activités humaines, afin que des territoires spécifiquement délimités soient gérés principalement dans le but de préserver ces habitats. Compte tenu des formes de protection très variées en vigueur dans les différents pays, plusieurs organisations ont tenté depuis plusieurs dizaines d'années de définir ces AP et de clarifier leurs statuts. L'UICN a été l'organisation qui a été la plus active en la matière, en proposant une définition standardisée et une typologie des AP qui font référence au plan international. Cette définition et la classification ont évolué au cours du temps, en fonction des avancées de la recherche sur la conservation et de l'évolution des demandes des sociétés.

Ainsi, au terme de plusieurs réunions et consultations internationales, l'UICN a décidé récemment de modifier la définition des AP qui datait en 1994 et était centrée spécialement sur la protection de la diversité biologique. Désormais, une aire protégée est : *« Un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés »* (Dudley, 2008). L'inclusion de la notion de services écosystémiques vient donc élargir le champ d'action des AP qui ne se limite plus à la protection de la biodiversité, mais doit également inclure le maintien de services écosystémiques comme la protection des bassins versants ou la séquestration du carbone. Par ailleurs, les AP reconnues ne sont pas uniquement celles qui sont officiellement créées et gérées par les gouvernements ou par des ONG, mais peuvent également être des territoires auto déclarés comme tels par des communautés indigènes et autochtones, ce qui élargit encore davantage le périmètre des AP.

Les AP sont, depuis 1994, classées en six grandes catégories de protection, la première étant divisée en deux sous catégories (cf. Encadré 3). Les quatre premières catégories sont considérées comme des zones de conservation strictes, dans la mesure où elles ne tolèrent que des activités humaines extrêmement limitées et contrôlées. Les deux dernières catégories autorisent certaines formes d'utilisation des forêts, même si leur objectif central reste la conservation de la biodiversité (UNEP-WCMC 2008).

Encadré 5- Catégories d'aires protégées de l'UICN

Catégorie Ia	**Réserve naturelle intégrale** : aires protégées qui sont mises en réserve pour protéger la biodiversité et aussi, éventuellement, les caractéristiques géologiques / géomorphologiques des sites. Les visites, l'utilisation et les impacts humains sont strictement contrôlés et limités pour garantir la protection des valeurs de conservation. Ces aires protégées peuvent servir d'aires de référence indispensables pour la recherche scientifique et la surveillance continue.
Catégorie Ib	**Zone de nature sauvage** : vastes aires intactes ou légèrement modifiées, qui ont conservé leur caractère et leur influence naturels, sans habitations humaines permanentes ou significatives, qui sont protégées et gérées aux fins de préserver leur état naturel
Catégorie II	**Parc national** : vastes aires naturelles ou quasi naturelles mises en réserve pour protéger des processus écologiques de grande échelle, ainsi que les espèces et les caractéristiques des écosystèmes de la région, qui fournissent aussi une base pour des opportunités de visites de nature spirituelle, scientifique, éducative et récréative, dans le respect de l'environnement et de la culture des communautés locales
Catégorie III	**Monument naturel** : aires mises en réserve pour protéger un monument naturel spécifique, qui peut être un élément topographique, une montagne ou une caverne sous-marine, une caractéristique géologique telle qu'une grotte ou même un élément vivant comme un îlot boisé ancien. Ce sont généralement des aires protégées assez petites et elles ont souvent beaucoup d'importance pour les visiteurs.

Catégorie IV	**Aire de gestion des habitats ou des espèces** : elles visent à protéger des espèces ou des habitats particuliers, et leur gestion reflète cette priorité. De nombreuses aires protégées de la catégorie IV ont besoin d'interventions régulières et actives pour répondre aux exigences d'espèces particulières ou pour maintenir des habitats, mais cela n'est pas une exigence de la catégorie.
Catégorie V	**Paysage terrestre ou marin protégé** : aire protégée où l'interaction des hommes et de la nature a produit, au fil du temps, une aire qui possède un caractère distinct, avec des valeurs écologiques, biologiques, culturelles et panoramiques considérables, et où la sauvegarde de l'intégrité de cette interaction est vitale pour protéger et maintenir l'aire, la conservation de la nature associée ainsi que d'autres valeurs.
Catégorie VI	**Aire protégée de ressources naturelles** : aires protégées dédiée à la préservation des écosystèmes et des habitats, ainsi que des valeurs culturelles et des systèmes de gestion des ressources naturelles traditionnelles qui y sont associés. Elles sont généralement vastes, et la plus grande partie de leur superficie présente des conditions naturelles. Une certaine proportion est soumise à une gestion durable des ressources naturelles. Une utilisation modérée des ressources naturelles, non industrielle et compatible avec la conservation de la nature est considérée comme l'un des objectifs principaux de l'aire.

Source : d'après Dudley, 2008

2.4.3.2. Les forêts tropicales : sites prioritaires pour la conservation ?

Les concepts et les approches employés jusqu'à présent afin de déterminer les zones géographiques prioritaires pour la conservation de la biodiversité sont loin d'être homogènes. Les scientifiques et les ONG ne partagent pas les mêmes positions sur la manière d'étendre le réseau global d'AP, et sur les régions qui leur semblent les plus pertinentes à conserver (Soutullo & al., 2007). Depuis les travaux pionniers de Myers (1988) sur les « Hot spots » de biodiversité, plusieurs autres modèles de priorisation de la conservation ont été développés, souvent en étroite collaboration avec des ONG écologistes (figure 21). Les scientifiques et les

ONG qui ont élaborés ces modèles combinent généralement trois critères afin de déterminer les sites qui doivent prioritairement faire l'objet de mesures de conservation : la représentativité, l'unicité et la vulnérabilité (Langhammer & al., 2007).

Figure 23 - Neufs concepts, neufs cartes de priorités globales pour la conservation de la biodiversité

Notes : Nom du modèle, Organisation écologique porteuse du modèle, Références conceptuelles
CE (crisis ecoregions) (Hoekstra et al., 2005)
BH (biodiversity hotspots) : *Conservation international* (Myers et al., 2000).
EBA (endemic bird areas) : *Birdlife International* (Stattersfield, & al., 1998).
CPD (centers of plant diversity) : *WWF et UICN* (WWF & IUCN, 1994-1997)
MC (megadiversity countries) : Conservation International (Mittermeier & al., 1997).
G200, (global 200 ecoregions) : *WWF* (Olson & Dinerstein, 2002).
HBWA, (high-biodiversity wilderness areas) : *Conservation international* (Mittermeier & al., 2003).
FF (frontier forests) : *WRI* (Bryant & al., 1997).
LW (last of the wild) : *WCS* (Sanderson & al., 2002).
Source : Brooks & al, 2006

Les approches qui se basent sur la représentativité des espèces ont pour objectif de mettre en évidence toutes les régions considérées comme importantes pour la conservation d'une partie représentative de la biodiversité mondiale. Les sites sont principalement choisis en fonction des espèces qui les composent et d'autres caractéristiques écologiques. Le degré de menace d'un site ou le fait qu'il soit peu perturbé ne figurent pas parmi les critères de sélection des

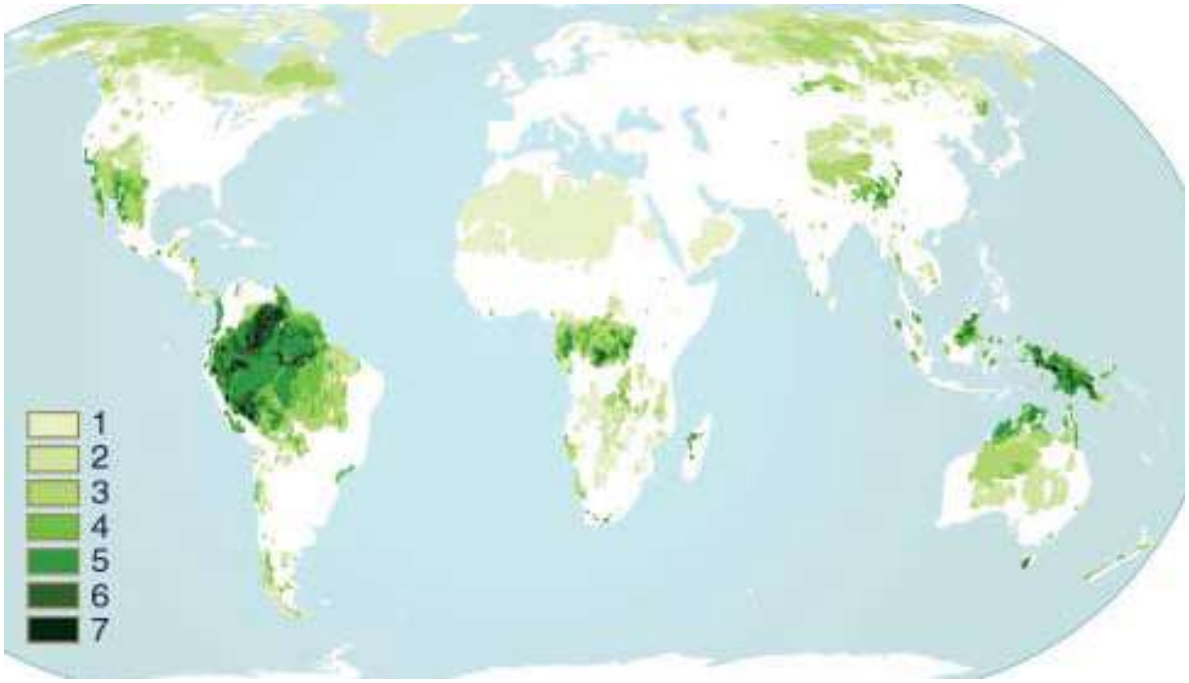
zones représentatives de la biodiversité. L'unicité d'un site est la mesure des options spatiales pour la conservation d'une espèce : autrement dit, l'unicité d'un site est forte si la dégradation de ce site entraîne une perte irréversible de biodiversité. L'unicité d'un site est calculée en fonction de la composition biologique d'un site par rapport à la composition biologique des autres sites. Enfin, la vulnérabilité peut être considérée comme la mesure du caractère irremplaçable d'un site à une échelle temporelle plutôt que spatiale. La forte vulnérabilité d'un site signifie que le degré de menace immédiat sur ce site est élevé, et que la perte de biodiversité peut donc être rapide.

Selon le poids donné à chaque critère, la localisation des régions prioritaires varie largement. Au niveau global, selon le modèle pris en compte, les surfaces concernées par les efforts de conservation prioritaires s'étendent de moins d'un dixième à plus du tiers de la superficie terrestre (Brooks & al., 2006). Si l'on superpose l'ensemble des zones considérées comme prioritaires dans ces différents modèles, c'est près de 80% de la planète qui devrait faire l'objet de mesures conservatoires (Brooks & al., 2006), position qui est évidemment peu réaliste.

Brooks & al. (2006) ont opéré plusieurs sélections parmi ces modèles, dont l'une place la priorité sur les zones où les pertes irréversibles d'espèces sont les plus probables et où la vulnérabilité est plus faible qu'ailleurs. Il s'agit de déterminer les zones où les taux d'endémisme sont élevés et où la densité de population est faible. Le raisonnement des auteurs est que la destruction des habitats dans ces régions signifie une perte de biodiversité considérable, notamment en raison de pertes définitives d'espèces endémiques.

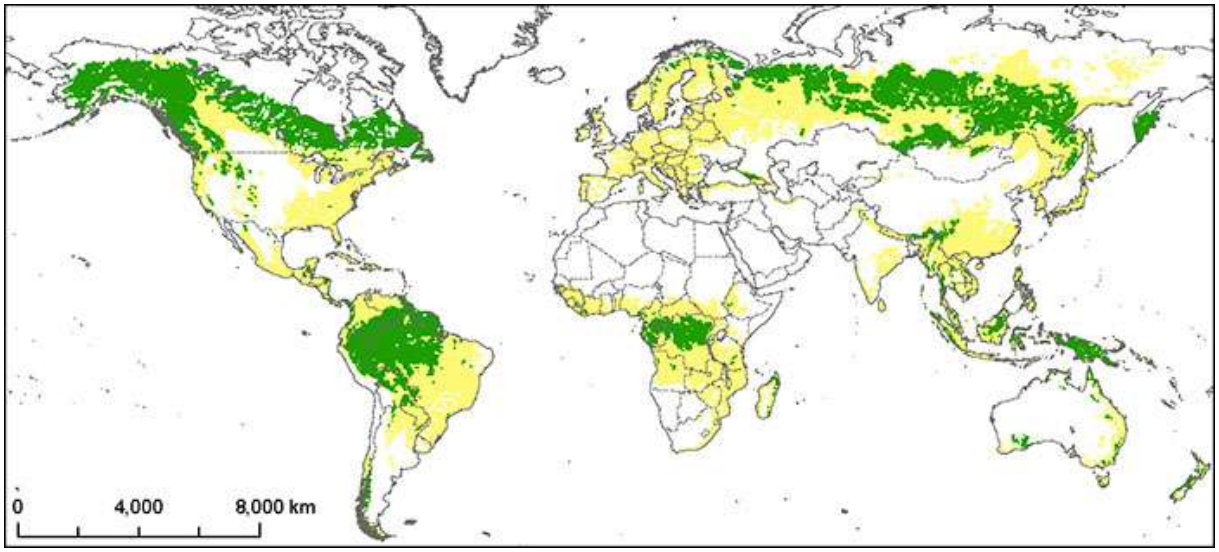
En superposant les zones de conservation prioritaires de ces modèles, Brooks & al. (2006) obtiennent une nouvelle carte, où, comme on pouvait s'y attendre, les forêts tropicales sont les principaux points focaux des priorités de la conservation qu'ils nomment « proactives » (figure 22). Ce résultat recoupe également les conclusions d'autres travaux récents dont l'objectif a consisté à cartographier les espaces forestiers naturels les moins perturbés de la planète qualifiés de « paysages de forêts intactes » (IFL - I*ntact forests landscapes*). Ces derniers sont définis comme des étendues intactes, non fragmentées, d'écosystèmes forestiers naturels sans signes d'activité humaine significative, dont la surface dépasse 500 km² au sein des zones forestières actuelles (figure 23) (Potapov & al., 2008).

Figure 24 - Zones de conservations prioritaires « proactives »



Note : superposition de 7 modèles de zonage de conservation prioritaire à l'échelle globale. Dans un premier temps, trois modèles pour lesquelles les degrés de vulnérabilité et de perturbation sont faibles (zones les moins menacées et les plus sauvages) sont superposés (FF, LW HBWA). Puis quatre modèles ne prenant pas en compte la vulnérabilité sont superposés (EBA, CPD, MC, G200) et pris en considération uniquement s'ils recouvrent les trois premiers, Plus les zones sont foncées sur la carte, plus ces zones sont considérées comme prioritaires. Source : Brooks & al., 2006

Figure 25 - Carte des paysages de forêts intactes (IFL)

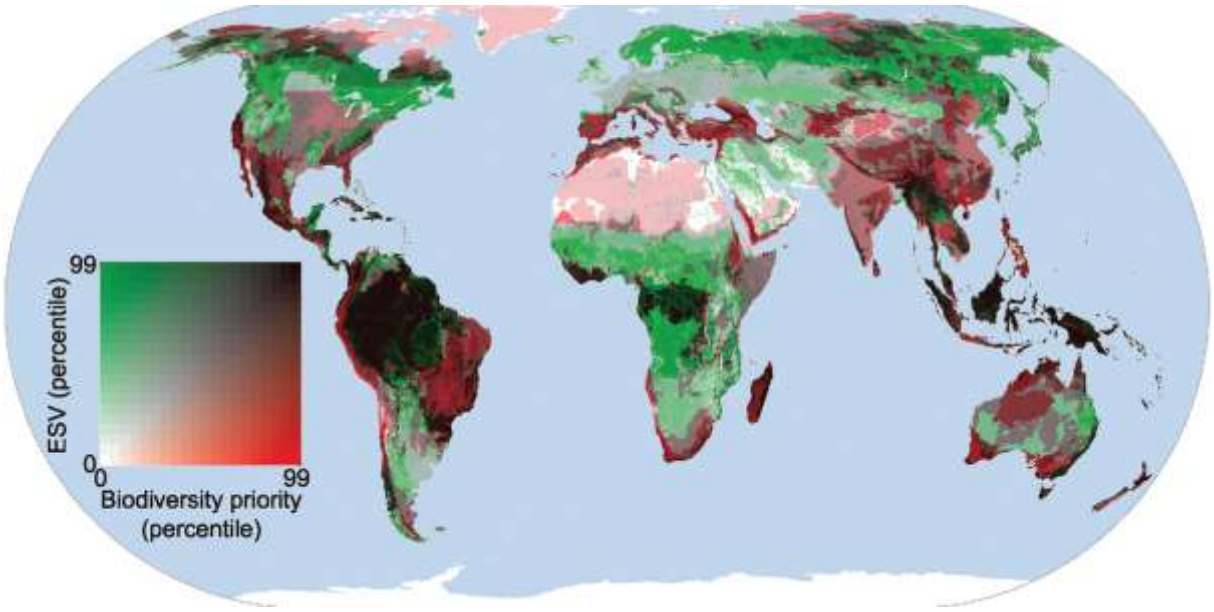


Notes : en vert : IFL ; en jaune : régions forestières hors IFL
Source : Potapov & al., 2008

La protection de larges zones de forêts tropicales est également considérée comme primordiale afin d'atténuer le changement climatique global (Mittermeier et al, 2003), en particulier au regard des travaux scientifiques récents montrant la contribution positive des forêts tropicales les plus riches en biodiversité dans le stockage de carbone (Luyssaert & al, 2008). La question qui reste posée est celle de la concordance entre les priorités de conservation des écosystèmes terrestres relatives à la biodiversité et celles relatives à la fourniture des services écosystémiques.

Les travaux qui ont porté sur les concordances spatiales entre zones prioritaires en matière de conservation de la biodiversité et zones où la fourniture de services écosystémiques est la plus importante montrent que les forêts tropicales humides sont les écosystèmes où la synergie entre ces deux paramètres est la plus forte (Turner & al., 2007 ; Naidoo & al., 2008), surtout si l'on prend en compte en priorité les services associés à la captation et au stockage du carbone, qui font l'objet d'une attention politique particulièrement forte dans le cadre des négociations sur les changements climatiques globaux.

Figure 26 - Concordance entre les sites prioritaires pour la conservation de la biodiversité et les zones où la valeur des services écosystémiques est la plus forte



Source : Turner & al., 2007

Turner & al. (2007) montrent par exemple que les forêts tropicales humides constituent la principale source de services écosystémiques dans neufs modèles de priorisation de la conservation avancés par les biologistes et les ONG de conservation (Brooks & al., 2006, cf. figure 21), comptant en moyenne pour la fourniture de près de 60% de ces services. Les forêts tropicales représentent plus de 90% de la valeur totale des services écosystémiques dans les zones de conservation prioritaires définies comme « proactives » par Brooks & al. (2006).

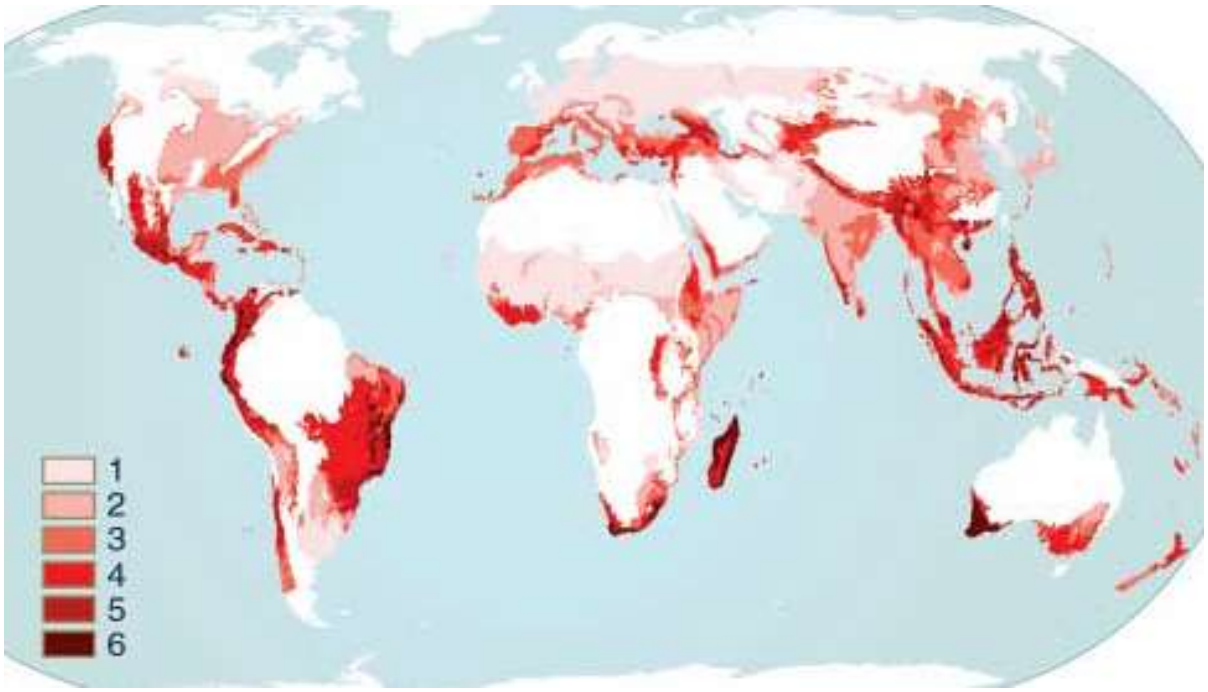
La concordance entre les sites où la valeur des services écosystémiques est la plus élevée, et ceux qui sont considérés comme prioritaires pour la conservation, s'effectue en majeure partie sur les territoires recouverts de forêts tropicales (figure 24). Conserver de larges proportions des massifs encore très peu perturbés de forêts tropicales humides permettrait donc à la fois de maintenir une part significative de la biodiversité mondiale mais également de fournir une part considérable des services écosystémiques essentiels pour l'humanité.

En poursuivant le raisonnement de Brooks & al. (2006), mais en appliquant cette fois d'autres priorités, on obtient des résultats très différents. La superposition des cartes des zones considérées comme prioritaires pour la conservation en raison du degré de menace immédiate élevé, montrent que la protection ne devrait pas porter prioritairement sur les forêts tropicales, certaines régions comme l'Amazonie ou le Bassin du Congo étant même absentes des zones de conservation prioritaires « réactives » (figure 25).

Ceci n'est en aucun cas illogique compte tenu du fait que les zones les plus vulnérables peuvent être géographiquement très éloignées des zones où les risques de perte irréversible sont élevés. Les zones les plus menacées sont en effet celles qui subissent les pressions humaines les plus fortes et sont donc situées à proximité des villes et des routes, alors que les zones les plus irremplaçables sont celles où le degré d'endémisme est le plus élevé et où la biodiversité est la plus riche, et sont souvent situées dans des zones encore peu perturbées.

Une telle dichotomie a bien été intégrée par certaines ONG comme Conservation international qui base sa stratégie d'intervention dans le domaine de la conservation d'une part sur le modèle des « points chauds » de la biodiversité (hot spots), lequel concerne les zones riches en biodiversité les plus menacées (Myers & al., 2000) et à la fois sur les « Zones sauvages intégralement protégées à forte diversité biologique » (High Biodiversity Wilderness Areas - HBWA) (Mittermeier & al., 2003) où la densité de population humaine est faible.

Figure 27 - Zones de conservations prioritaires « réactives »



Note : superposition de 6 modèles de zones de conservation prioritaires. Dans un premier temps deux modèles pour lesquels la vulnérabilité est forte (zones les plus menacées) sont superposés. (CE et BH). Puis quatre modèles ne prenant pas en compte la vulnérabilité sont superposés (EBA, CPD, MC, G200) et pris en considération uniquement s'ils recouvrent les trois premiers, Plus les zones sont foncées sur la carte, plus ces zones sont considérées comme prioritaires. Source : Brooks & al., 2006

Si les forêts tropicales apparaissent de prime abord moins affectées par un degré de vulnérabilité élevé, c'est surtout parce que les menaces immédiates pèsent sur de nombreux autres sites à travers le monde, où la présence humaine très élevée conduit à une transformation en profondeur des habitats naturels. Il n'en reste pas moins que de nombreux sites prioritaires « réactifs » pour la conservation se situent sur des fronts pionniers agricoles qui fragmentent considérablement le manteau forestier et réduisent les espaces forestiers à des lambeaux de taille de plus en plus réduite, menaçant fortement la biodiversité restante. Les AP ont par conséquent un rôle particulièrement important sur certains sites de forêts tropicales particulièrement vulnérables, considérés comme prioritaires pour la conservation, notamment en Asie du Sud-est. Par exemple, l'Alliance Zero Extinctions (AZE) qui regroupe 52 organisations qui œuvrent pour la conservation de la biodiversité a développé un modèle visant à identifier les sites les plus menacés et les plus « irremplaçables ». Ces sites contiennent au moins une espèce figurant sur la liste rouge de l'UICN avec un statut d'espèce

en danger (Endangered EN) ou en danger d'extinction critique (Critically Endangered CR) (Ricketts & al. 2005). Plus de 80% des sites identifiés par le biais de cette approche sont situés sur des zones forestières dont une large majorité concerne les forêts tropicales humides. En 2005, seulement 34 % de ces sites étaient pleinement protégés et 14 % n'étaient que partiellement protégés (Schmitt, 2007).

2.4.3.3. La couverture globale des aires protégées des forêts tropicales humides s'est largement étendue.

Les ONG et les scientifiques demandent depuis de nombreuses années que des objectifs spécifiques de conservation soient définis au niveau international afin d'étendre les AP. Lors du 4ème Congrès sur les parcs de l'UICN qui s'est tenu en 1992, l'assemblée des participants a proposé que 10 pour cent de chaque biome soit mis en réserve en vue de sa conservation. Cet objectif a été repris dans les « Objectifs 2010 » de la CDB.

Concernant spécifiquement les forêts naturelles, dont il est admis qu'elles intègrent des habitats d'une très grande valeur pour la conservation de la biodiversité, et pour lesquelles le constat de leur perte rapide ne fait aucun doute, la CDB a appelé les Parties à *« Instituer des réseaux adéquats et efficaces de zones forestières protégées »* (Objectif 3 de la décision VI/22 de la COP 6 qui s'est déroulé à La Haye en 2002) [76]. Lors de la COP IX qui s'est tenue à Bonn en 2008, la CDB a entériné la Décision IX/5 enjoignant les États membres à *« Renforcer les efforts visant à établir, maintenir et développer des réseaux d'aires forestières protégées et la connectivité écologique, selon qu'il convient, et identifier des zones d'importance particulière pour la diversité biologique des forêts en tenant compte de l'objectif qui consiste à réaliser la conservation d'au moins 10 pour cent de chacun des types de forêts du monde, énoncé dans la décision VIII/5, à titre de contribution au programme de travail sur les aires protégées, et déployer davantage d'efforts pour assurer le financement durable des aires forestières protégées, à partir de toutes les sources disponibles, notamment au moyen de mécanismes financiers innovateurs pour l'établissement et la gestion efficace d'aires forestières protégées »*. Bien que non spécifiquement centrée sur les forêts, la COP X qui s'est déroulée en 2010 à Nagoya a pris la décision de rehausser les objectifs en matière

[76] Programme de travail élargi sur la biodiversité forestière, Décision VI/22, 2002, http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7196 dernier accès le 17/01/2011

d'étendue des AP. En 2020, des surfaces représentant au moins 17 pour cent de la couverture terrestres, en particulier les zones d'une importance particulière pour la conservation de la biodiversité et la fourniture de systèmes écosystémiques, devront être conservés par le bais d'un réseau représentatif d'AP bien gérées, connectées entre elles, et intégrées dans des paysages terrestres plus larges[77].

Par ailleurs, certaines AP forestières ont été créées dans le cadre de conventions ou de programmes internationaux ou régionaux, parmi lesquels on peut citer le Programme Homme et Biosphères de l'UNESCO (Man and the Biosphere – MAB – Program), la Convention du Patrimoine mondial de l'Unesco, ou le Corridor biologique mésoaméricain (Schmitt & al., 2007). La couverture globale des ces AP internationales reste toutefois bien plus faible que les AP nationales.

Compte tenu des objectifs globalement partagés de renforcement de la conservation des principaux habitats naturels sensibles de la planète, des efforts considérables ont été réalisés au cours des dernières années pour étendre la couverture des AP à travers le monde. Plus de 90 % des AP – tous biomes confondus – figurent sur la liste des Nations unies depuis moins de 40 ans seulement, ce qui montre la très forte progression des AP dans le monde et l'importance donnée par les gouvernements à ces instruments. La couverture des AP atteint aujourd'hui 12, 9 % de la superficie terrestre hors Antarctique, soit 3,3 points de plus qu'en 1990[78].

Concernant spécifiquement les forêts, les surfaces forestières dédiées à la conservation de la biodiversité ont augmenté de plus de 95 millions d'hectares depuis 1990. 46 % de ces aires protégées complémentaires ont été créées entre 2000 et 2005. Plus de 460 millions d'hectares de forêts sont essentiellement dédiées à la conservation de la biodiversité (FAO, 2010), ce qui dépasse, à ce niveau également, l'objectif de la CDB d'atteindre une couverture de 10% d'AP en 2010 : selon les dernières études statistiques disponibles, au niveau global, les forêts mondiales disposant d'un statut d'aires protégées au sens de l'UICN (catégories I à VI de l'UICN) représentent 13,5% de la superficie forestière totale (Schmitt & al., 2009).

L'étendue de la protection varie beaucoup selon le type de forêt conservée. Les organisations internationales et grandes ONG écologistes ont coutume de diviser le monde terrestre en 8

[77] COP 10 Décision X/2, objectif 11, http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268 consulté pour la dernière fois le 18/01/2011

[78] http://www.wdpa.org consulté pour la dernière fois le 15 janvier 2011

grands domaines biogéographiques (figure 27) et en 14 biomes, que l'on peut définir comme un ensemble d'écosystèmes qui possèdent des caractéristiques climatiques, floristiques et faunistiques similaires (UNEP-WCMC 2008). Parmi ces biomes se distingue le biome forêt tropicale humide sempervirente ou forêt ombrophile (Olson & al., 2001).

De nombreux travaux récents se sont basés sur les dernières données d'imagerie satellitaires afin de déterminer précisément la couverture d'aires protégées du biome forêts tropicales. Schmitt & al. (2009), ont par exemple réalisé une mise à jour de la cartographie mondiale des aires protégées réalisée à l'origine par le Centre mondial de surveillance de la conservation de la nature (WCMC) du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE). Cette cartographie distingue une vingtaine de formations forestières variées tropicales et tempérées, qui représentent l'ensemble des types de forêts mondiales. Parmi celles-ci, les formations de forêts tropicales humides sempervirentes de plaine[79], qui couvrent environ 6,5 millions d'hectares, comptent parmi les plus étendues dans le monde tropical. 20,8% de ces forêts sont placées sous un statut reconnu d'aires protégées (catégories I à VI de l'UICN), alors que 10,3% bénéficient d'un statut de conservation stricte (catégories I à IV de l'UICN).

Compte tenu des nombreuses erreurs dans la transmission des données sur les frontières des AP d'une part et des problèmes pour classer un certain nombre de réserves dans les pays tropicaux de l'autre, ces estimations ne permettent que de donner un ordre de grandeur de l'étendue des forêts protégées. Schmitt & al. (2009) signalent par exemple que 30% des AP nationales recensées par la Base de données mondiale sur les AP (WDPA) n'entrent pas dans la typologie I à VI de l'UICN et ne peuvent donc faire l'objet d'un traitement statistique précis. Un grand nombre de réserves ne sont donc pas prises en compte par les auteurs car leurs objectifs ne sont pas clairs, même si sur le terrain, certaines fonctionnent effectivement comme des AP. De nombreuses zones protégées ne sont pas répertoriées officiellement comme aires protégées dans WDPA. Parfois ces réserves peuvent représenter une part importante des espaces permettant de conserver la biodiversité, comme c'est le cas en Afrique (Herkenrath & al., 2007)

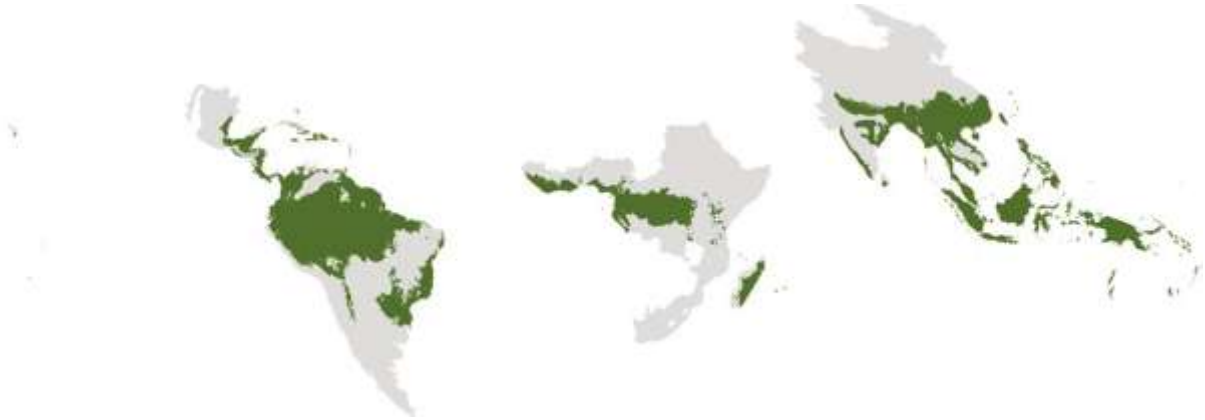
Malgré ces biais statistiques, d'autres travaux récents parviennent à des conclusions assez proches de celles de Schmitt & al. (2009). Si l'on se réfère aux organisations internationales,

[79] Forêts naturelles dont la couverture de la canopée est supérieure à 30%, située en dessous de 1200 mètres d'altitude, dont la saisonnalité est inexistante ou très peu marquée, et dont la canopée est composée de feuilles larges dont au moins 75% sont persistantes.

23% de la couverture est placé sous un statut d'AP (catégories I à VI de l'UICN) (UNEP-WCMC 2008). Certaines estimations montrent que la couverture des AP est moins étendue : une étude réalisée par Hoekstra & al. (2005) révélait par exemple que les AP s'étendent sur 16% du biome forêts tropicales humides. D'autres trouvent des résultats un peu plus élevés, faisant apparaître une couverture d'AP de 18,9% (Herkenrath & al., 2007) à 20,7% (Jenkins & Joppa, 2009) des forêts tropicales et subtropicales humides sempervirentes.

Enfin, d'autres estimations récentes font ressortir un taux de protection plus important en raison d'une définition des forêts légèrement modifiée. Afin qu'il corresponde au plus près au biome des forêts tropicales denses humides, Nelson & Chomitz, (2009) ont retenu un seuil de couvert arboré de plus de 25 %, au lieu des 10 % généralement utilisés comme référence des travaux précédents et adoptés au niveau international, par la FAO entre autres. Ce faisant, une grande partie des zones boisées d'Afrique australe sont exclues du biome forêts tropicales humides ainsi défini, ce qui permet notamment d'éviter la prise en considération des forêts les plus clairsemées et les plus dégradées, en particulier celles d'Afrique (figure 26). Cette délimitation permet de se rapprocher au plus près des forêts tropicales humides les moins perturbées et les plus riches en biodiversité, même si des dégradations importantes peuvent exister dans les forêts tropicales dont la couverture est supérieure à 25%.

Figure 28 - Le biome forêts tropicales humides, en considérant un seuil de couverture forestière de 25%



Source : Nelson & Chomitz, 2009

Par ailleurs, un autre apport de l'étude de Nelson & Chomitz est qu'ils ont intégré dans leurs calculs les AP qui, bien qu'elles soient répertoriées comme telles dans la WDPA, ne sont pas classées dans l'une des six catégories d'AP de l'UICN. Ils ont également pris en compte les

territoires gérés par des populations indiennes et traditionnelles qui sont considérées comme des réserves par certains Etats comme le Brésil, mais ne sont pas répertoriés comme AP dans la WDPA. En retenant ces hypothèses de travail, l'analyse conduite par Nelson & Chomitz (2009) montre que les aires protégées ont fortement progressé : elles représentaient seulement 15% de l'ensemble du biome forêts tropicales humide en 2000, et atteignaient 27% en 2008 (Tableau 11).

En définitive, le biome forêt tropicale humide compte parmi les types de forêts les plus protégées en part relative puisque l'ensemble des estimations récentes révèlent qu'une proportion de 16 à 27% de la couverture forestière tropicale humide est protégée. La part des forêts tropicales faisant l'objet d'une conservation stricte (catégories I à IV de l'UICN) est en revanche bien plus faible - 6,9% selon Jenkins & Joppa (2009), par exemple.

2.4.3.4. Les aires de forêts tropicales protégées ne sont pas suffisamment représentatives.

Les chiffres globaux de la couverture des AP peuvent masquer des situations biologiques ou géographiques contrastées, ainsi que des degrés de protection plus ou moins élevés dans les différentes régions représentatives de la biodiversité du monde. Ils doivent donc être utilisés avec précaution. Un simple traitement géographique permet dans un premier temps de révéler que les forêts ne sont pas conservées de la même manière dans les trois bassins forestiers tropicaux humides. Les différences régionales sont assez marquées entre les AP forestières amazoniennes relativement étendues, et la couverture des AP dans les deux grandes autres régions tropicales, bien plus faible. La proportion de l'ensemble des AP (catégories I à VI de l'UICN) de certaines grandes régions forestières tropicales humides comme l'Afrique centrale se situent par exemple en dessous du seuil des 10% (Schmitt & al., 2009 ; Nelson & Chomitz, 2009 ; cf. Tableau 11).

A l'instar des macroanalyses précédentes (Hoekstra & al., 2005 ; Schmitt & al., 2009 ; Jenkins & Joppa, 2009), le travail de Nelson & Chomitz (2009) révèle également les grands écarts de superficies de forêts tropicales protégées entre le bassin Amazonien et les massifs encore peu perturbés des deux autres grandes régions forestières tropicales : la progression des AP forestière entre 2000 et 2008 a été particulièrement forte en Amérique latine – en grande partie en raison de la création de nouvelles unités de conservation au Brésil – ou elle a

progressé de 19 points, contre une progression plus modeste de 7 points et de 4 points respectivement en Afrique et en Asie. En particulier, les territoires forestiers placés sous le contrôle des communautés locales traditionnelles et indigènes en Amazonie sont passés de 5,1% du biome forêt tropical humide en 2000 (0,36 millions de km²) à 12% en 2008 (0,85 millions de km²) (Nelson & Chomitz, 2009).

Ce premier niveau d'analyse géographique montre donc que la question de la représentativité des aires protégées se pose avec davantage d'acuité en Afrique et en Asie qu'en Amazonie où des politiques très actives de conservation ont été récemment mises en œuvre. Il n'indique cependant pas si la délimitation des AP est effectuée en tenant compte de critères spécifiques comme la représentativité des espèces à l'intérieur des AP, le degré d'endémisme, ou les risques élevés de perte irréversible d'espèces.

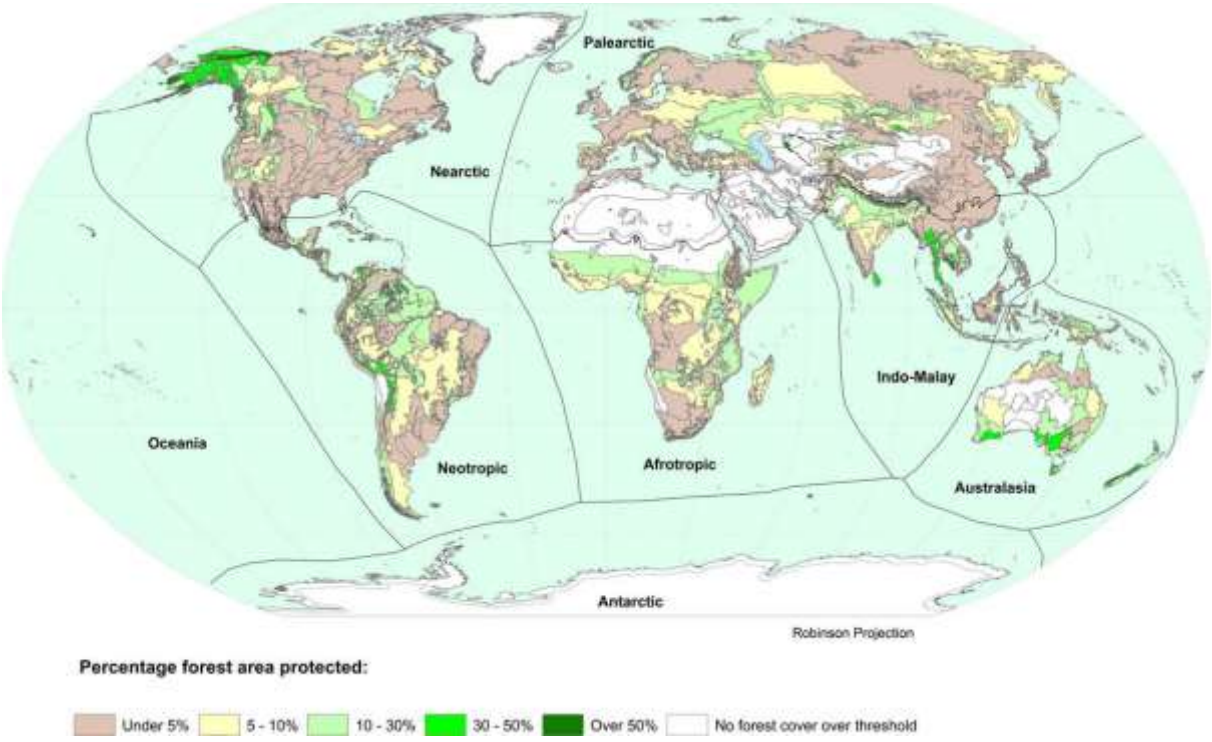
Afin d'examiner plus finement la représentativité des AP, il convient par conséquent de réaliser une analyse de la localisation des AP en fonction de critères bien spécifiques liés à la richesse de la biodiversité. Pour ce faire, les biologistes, les ONG écologistes et les organisations internationales ont appliqué plusieurs méthodes.

L'étude des lacunes du réseau global d'AP (Global Gap Analysis) a consisté à évaluer si ce dernier est représentatif de la diversité des espèces (Brooks & al., 2004 ; Rodrigues & al., 2004b ; Langhammer & al., 2007). Ces études montrent que la couverture actuelle du réseau d'AP, bien que dépassant globalement les objectifs de 10% fixés par la CDB, est loin d'être représentative de l'ensemble des 11633 espèces d'oiseaux, de mammifères, d'amphibiens et de tortues analysées. Plus de 12% des espèces étudiées, soit 1424 d'entre elles, ne sont en effet pas représentées dans le réseau actuel d'AP. Certaines de ces espèces sont considérées comme menacées d'extinction. Par exemple 411 espèces d'amphibiens menacées, soit 26,6% des espèces d'amphibiens menacées au plan mondial, ne sont pas couvertes par des AP (Brooks & al., 2004). Les auteurs ajoutent qu'il est probable que ces résultats globaux sous-estiment les besoins d'extension du réseau d'AP, car la préservation de certaines espèces nécessite la protection d'un habitat très peu perturbé et de très grande taille, ce qui est loin d'être la caractéristique de nombreuses AP à travers le monde. Autrement dit, en considérant uniquement les AP strictes (catégories I à IV de l'UICN) de plus de 1000 ha, le nombre d'espèces non représentées dans la couverture actuelle serait de 2847, soit près du quart de l'ensemble des espèces étudiées.

L'autre méthode employée pour juger de la représentativité des AP a consisté à s'appuyer sur des indicateurs biogéographiques spécifiques. Le système de classification biogéographique

le plus détaillé au niveau mondial est celui adopté par le WWF (UNEP-WCMC, 2008 ; Schmitt & al., 2009). Il distingue huit domaines biogéographiques et 14 biomes parmi lesquels on compte 825 écorégions terrestres clairement délimitées. Une écorégion, est *« une vaste zone géographique terrestre ou aquatique qui contient des combinaisons caractéristiques de communautés naturelles qui partagent une grande majorité d'espèces, de dynamiques et de conditions environnementales. »* (UNEP-WCMC, 2008). Les 825 écorégions ont été cartographiées à l'aide de cartes biogéographiques mondiales reconnues et au terme de plusieurs consultations d'experts (Olson et al., 2001). Ce cadre de référence des écorégions du WWF est largement accepté et le plus utilisé dans les analyses de représentativité de la biodiversité (Mittermeier et al, 2004 ; Hoekstra et al, 2005 ; UNEP-WCMC, 2008 ; Jenkins & Joppa, 2009; Schmitt & al., 2009 ; Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2010).

Figure 29 - Pourcentage des forêts bénéficiant d'un statut légal de protection stricte (catégories I-IV de l'UICN) dans chaque écorégion du monde



Notes :Taux de protection des forêts en % (En blanc : absence de couverture forestière)

Source : Schmitt & al., 2009

L'une des méthodes adoptée pour déceler les lacunes dans la couverture des AP a consisté à superposer la carte mondiale des écorégions terrestres à celle des AP. Schmitt & al., 2009 ont utilisé cette méthode en l'appliquant aux zones forestières bénéficiant d'un statut d'aires protégées. Cette analyse révèle que 65% des 670 écorégions forestières ont moins de 10% de leur couvert forestier protégées selon un statut juridique d'AP stricte (catégories I- IV de l'UICN). Les résultats de Schmitt & al. (2009) montrent en outre que la part des AP forestières bénéficiant d'un statut juridique de protection stricte correspondant aux catégories I-IV de l'UICN est faible (inférieure à 10%). D'une manière générale, l'ensemble des biomes de forêts tropicales (humides, sèches, etc.…) sont assez peu conservées sous la forme d'aires protégées strictes sur les trois continents tropicaux, avoisinant 6% de la superficie forestière tropicale (Brooks & al., 2009). Les rapports internationaux sur la biodiversité les plus récents vont dans ce sens, soulignant que l'objectif qui consistait à protéger au moins 10 % de chacune des régions écologiques mondiales afin de conserver des échantillons représentatifs de la diversité biologique est loin d'être atteint (UNEP-WCMC, 2008 ; GBO 2010). C'est le cas en particulier les forêts tropicales : seulement 59% des écorégions ont atteint l'objectif de conservation de 10% dans le biome des forêts tropicales humides (UNEP-WCMC, 2008)

L'analyse de Schmitt & al. va encore plus loin en superposant la carte des AP forestières à deux indicateurs de référence en ce qui concerne les régions prioritaires pour la conservation de la biodiversité à l'échelle mondiale : les 200 écorégions prioritaires du WWF (programme Global 200) et les « hotspots » de biodiversité utilisés par l'ONG Conservation International. Les écorégions du programme Global 200 sont définies comme présentant soit des caractéristiques importantes du point de vue de la biodiversité (richesse exceptionnelle ou endémisme des espèces très élevé) soit des phénomènes écologiques ou d'évolution inhabituels (Olson & Dinerstein, 2002 ; UNEP-WCMC, 2008). Un « point chaud » (Hotspot) de biodiversité est défini comme une zone géographique contenant au moins 1500 espèces végétales endémiques, où au moins 70 % de l'habitat naturel originel de ces espèces a déjà été perdu (Mittermeier & al., 2004). Les travaux de Schmitt & al.(2009) montrent que la couverture médiane des AP représenterait 8,5% du couvert forestier des écorégions prioritaires (Global 200) et 8,4% des points chauds de la biodiversité (Hotspots). Ils en concluent que le niveau de protection des forêts des zones de haute importance pour la conservation de la biodiversité n'est pas mieux protégé que ne l'est l'ensemble du couvert forestier mondial.

Tableau 13- . Aires protégées du biome forêts tropicales humides en 2008.

Surface		**Biome**	**Amérique latine & Caraïbes**		**Afrique**		**Asie**	
	Km²	% biome	Km²	% biome	Km²	% biome	Km²	% biome
Total forêts	13154816	100	6989019	100	2529918	100	3635879	
Aires protégées	3619941	27,5	2719301	38,9	411761	16,3	488879	13,4
Strictes (I–IV)	1129742	8,6	713609	10,2	151354	6,0	264779	7,3
Multifonct. (V–VI)	1038926	7,9	907026	13,0	26121	1,0	105779	2,9
Non classées	544336	4,1	215721	3,1	216377	8,6	112238	3,1
Réserves indiennes	850394	6,5	850394	12,2	0	0	0	0
Autres	56543	0,4	32551	0,5	17909	0,7	6083	0,2

Source : Nelson & Chomitz, 2009

Un autre indicateur utilisé pour révéler les lacunes en termes de conservation de la biodiversité forestière tropicale a consisté à utiliser le concept de « Zones sauvages intégralement protégées à forte diversité biologique » (High Biodiversity Wilderness Areas - HBWA) utilisé par Conservation International (Mittermeier & al., 2003). Il s'agit de régions s'étendant sur plus de 750000 km² dont le niveau d'endémisme est similaire à celui des « Points chauds » de la biodiversité, mais où 70% de l'habitat originel est encore préservé. Ce concept permet d'isoler les régions très importantes du point de vue de la biodiversité qui n'ont jusqu'à présent pas été perturbées en grande partie en raison de leur éloignement ou de leur inaccessibilité. Ainsi, ces zones sont d'une importance capitale pour la conservation de la biodiversité car toute perturbation importante des habitats liée au rapprochement des pressions humaines pourraient conduire à des dommages irréversibles très importants sur la biodiversité. Le pourcentage de forêts HWBA possédant un statut d'AP est donc en quelque sorte révélateur d'une politique proactive en matière de conservation (Brooks & al., 2009), elle-même synonyme de l'application concrète d'un principe de précaution à la biodiversité forestière tropicale. Or, Schmitt & al. (2009) nous révèlent justement que ce pourcentage est

très faible : 8,4% seulement des forêts HBWA seraient protégées par un statut juridique d'AP et 7,2% seulement possèderaient un statut de stricte conservation (UICN I-IV)

2.4.3.5. Les aires protégées : un rempart contre la déforestation ?

Quand bien même le réseau d'AP serait suffisamment étendu et représentatif de la biodiversité forestière, encore faudrait-il que les AP soient efficaces, c'est-à-dire qu'elles protègent efficacement les espèces les plus vulnérables contre les principales activités qui les menacent, notamment la destruction de leurs habitats causée par la déforestation. Plusieurs auteurs estiment que les organismes de conservation ne peuvent se permettre de créer davantage d'aires protégées sans aborder les questions posées par celles qui existent déjà, à la fois en termes d'efficacité de la conservation et de conséquences pour les résidents et les communautés riveraines (Malik & Pujaningsih, 2007).

Or, précisément, de nombreux observateurs soulignent le manque ou l'incomplétude des travaux visant à évaluer l'efficacité des AP (Schmitt & al., 2007, Gaston & al., 2008). Les biais méthodologiques de la plupart des différents travaux réalisés jusqu'à présent sont nombreux et les comparaisons entre AP et zones non protégées difficiles à établir (Gaston & al., 2008 Andam & al. 2008; Gaveau, 2009 ; Joppa & Pfaff 2010).

L'un des principaux problèmes est que si une AP est éloignée, a des sols de qualité médiocre ou est située sur un terrain accidenté ou difficilement praticable, ou encore si cette AP est assujettie à des précipitations extrêmement élevées, elle bénéficie d'une protection « de fait ». Des exemples de telles protections naturelles existent dans les régions éloignées et peu accessibles des bassins de l'Amazone et du Congo. L'impact d'une zone forestière protégée naturellement des risques de conversion ne peut être comparé à celui d'autres AP situées sur les fronts pionniers où les pressions pour la conversion des forêts ou leur dégradation sont bien plus fortes (Nelson & Chomitz, 2009). L'expression « rochers et glaces » (*« rock and ice »*) est souvent citée dans la littérature pour exprimer le fait que la localisation des AP s'effectue dans des zones qui, si elles ne possédaient pas le statut juridique officiel d'AP, seraient de toute façon naturellement protégées. A l'opposé, de nombreux sites où de nombreuses espèces sont menacées d'extinction ne font pas encore l'objet de mesures de protection. Et lorsque c'est le cas, la décision de placer le site sous un statut officiel d'AP ne modifie pas fondamentalement le degré de menaces. Par exemple, à Sumatra, certaines AP

ont perdu plus de 80% de leur couvert forestier en une trentaine d'années, et le rythme de déforestation à l'intérieur et à l'extérieur de ces AP est sensiblement le même (Gaveau & al. 2007). Ce sont ces raisons qui poussent les détracteurs des AP à arguer que leur efficacité est faible (Jepson & al., 2002).

Dans le même ordre d'idée, certains travaux tirent des conclusions sur l'inefficacité des AP à partir d'une simple mesure de la déforestation à l'intérieur des AP, quelle que soit la situation à l'extérieur des AP (Fuller & al., 2004). Pourtant si la déforestation dans les zones non protégées semblables à la zone protégée est plus élevée que dans la zone protégée, il faut admettre qu'il y a des avantages à protéger la forêt, même si cette protection est imparfaite (Joppa & Pfaff, 2010).

Afin d'évaluer l'impact des AP, il convient donc de comparer la déforestation constatée à l'intérieur des aires protégées avec la déforestation qui se serait réalisée sur ces mêmes lieux s'ils n'avaient pas été protégés. Compte tenu de l'impossibilité d'observer ce qui se serait passé sans protection, la comparaison ne peut s'effectuer qu'en choisissant d'autres emplacements dont les caractéristiques sont les plus proches possibles (Joppa & Pfaff, 2010). Pour ce faire, plusieurs méthodes ont été employées. La première a consisté à comparer la déforestation à l'intérieur d'une zone protégée à la déforestation sur l'ensemble des espaces non protégés à l'extérieur (Gaveau & al. 2007). Une autre méthode consiste à comparer la déforestation à l'intérieur des AP à celle qui intervient en bordure des AP, en particulier dans les zones tampons (Bruner & al. 2001 ; Nagendra & al. ; Nepstad & al., 2006b). Une troisième série d'études a consisté à comparer la déforestation sur un même territoire à des intervalles de temps différents. Ainsi, la variation à la baisse des taux de déforestation après le placement de la zone donnée sous un statut juridique de protection signifierait un effet positif de l'AP, ce qui n'a d'ailleurs pas été constaté dans tous les cas étudiés (Gaveau & al. 2007).

Néanmoins, la plupart des études concluent globalement à la performance des AP dans la lutte contre la déforestation. Dans une revue de la littérature récente (Naughton-Treves & al. 2005), sur 34 des 36 cas étudiés où des comparaisons étaient possibles, la déforestation apparaît plus faible à l'intérieur qu'à l'extérieur des AP. Nagendra (2008) trouve des résultats similaires à partir d'une revue de 35 études de cas. D'autres études estiment que seulement 17% des AP ont subi des déforestations nettes depuis leur mise en place (Bruner & al. 2001).

Ces différentes méthodologies, qui mesurent l'impact des AP en comparant naïvement les taux de déforestation dans et à l'extérieur des AP, restent toutefois fortement contestées (Vanclay, 2001 ; Hayes, 2006). Par exemple, la déforestation dans la zone tampon peut être affectée par la création de l'AP si les agriculteurs qui étaient installés dans la zone protégée ou prévoyaient de le faire ont migré vers cette zone tampon (Joppa & Pfaff, 2010).

Afin de surmonter ces biais méthodologiques, un groupe de travaux récents s'est employé à mesurer l'effet des aires protégées en fonction de différents indicateurs de pression humaine (Andam & al., 2008, Pfaff & al. 2009 ; Nelson & Chomitz, 2010). Andam & al. (2008) ont analysé l'impact des aires protégées en prenant en compte des facteurs de pression humaine tels que la productivité des sols, la distance des AP par rapport aux routes, aux villes et à la lisière de la forêt. Les auteurs partent de l'hypothèse que ces facteurs sont ceux qui conditionnent le plus la conversion des forêts en terres agricoles. Cette étude réalisée au Costa Rica sur un large échantillon d'AP montre que 11% des sites protégés auraient subi de graves pertes de forêts s'ils ne disposaient pas d'un statut de protection juridique. Pour les mêmes sites, une méthode plus simpliste de comparaison entre les taux de déforestation à l'intérieur des AP et le taux de déforestation global montrerait une déforestation évitée de l'ordre de 44%, soit beaucoup plus que les résultats de l'étude de Andam & al. (2008).

Nelson & Chomitz (2010) ont repris cette méthodologie et l'ont appliquée au biome des forêts tropicales humides, en distinguant bien les trois bassins forestiers tropicaux. Ils ont de plus utilisé la fréquence et l'étendue des incendies de forêts comme indicateur de la déforestation. Enfin, ils ont affiné l'analyse en distinguant plusieurs catégories de protection : les AP strictes, les AP multifonctionnelles et les réserves communautaires et indigènes. Leurs travaux montrent que la déforestation est généralement plus faible dans les zones protégées que les zones non protégées comparables, même si des différences relativement importantes sont constatées selon le type de protection (stricte, multifonctionnelle, ou réserves communautaires), et la situation géographique des zones protégées. Ils confirment également que logiquement, les régions très éloignées ont des taux de déforestation faibles même si elles ne sont pas protégées.

L'un des problèmes de l'analyse de Nelson et Chomitz est qu'elles ne prend pas en compte les effets de « fuite », c'est-à-dire la mise en protection d'une forêt qui conduirait à un simple déplacement de la conversion des forêts vers une zone forestière voisine non protégée. Les quelques études qui ont intégré cet effet de fuite dans leurs estimations montrent toutefois que

même en considérant ces fuites, les AP sont une stratégie efficace pour lutter contre la conversion des forêts. Oliveira & al., 2007 montrent par exemple, à travers une étude réalisée au Pérou, que les AP sont une stratégie efficace pour ralentir la déforestation qui intervient à proximité des routes, y compris lorsque les effets de fuite sont pris en compte.

2.4.3.6. Une gestion lacunaire

Les différentes analyses décrites ci-dessus cherchent à montrer l'effet de ralentissement de la déforestation produit par les AP. Toutefois, ces études ne permettent pas de donner des indications sur la manière dont la biodiversité est conservée à l'intérieur des AP. Or, de nombreuses aires forestières protégées à travers la zone intertropicale subissent des dégradations diverses allant de la coupe de bois à la chasse d'espèces protégées (Curran & al., 2004 ; Naughton-Treves & al. 2005). Le braconnage, la chasse et l'exploitation sélective du bois dans les AP sont d'ailleurs les premières menaces qui pèsent sur les AP, si l'on en croit l'évaluation la plus exhaustive de l'efficacité des AP ayant été réalisée jusqu'à présent (Leverington & al., 2008).

Bien que la désignation officielle d'un territoire comme AP lui confère un statut légal qui produit immédiatement des effets en termes de protection (Dudley, 2004), elle ne garantit aucunement, de manière automatique, que la biodiversité soit conservée. Plusieurs aires protégées ont été créées sur le papier mais leur désignation ne s'est pas accompagnée par une stratégie de conservation bien définie ni de mesures opérationnelles sur le terrain, deux attributs classiques des « parcs de papier » qui conduisent à une qualité de gestion des AP extrêmement médiocre. Par exemple, plus de 40 % des aires protégées du Cameroun, de la Guinée équatoriale et du Gabon disposeraient de mesures de conservation faibles, imprécises et temporaires (Doumenge & al., 2001). Par ailleurs, l'intégrité des AP est parfois délibérément menacée par des projets ou des activités qui reçoivent l'assentiment des gouvernements. Au Gabon, par exemple, treize parcs nationaux ont été créés suite aux engagements pris à la tête de l'Etat lors du Sommet de Johannesburg sur le développement durable de 2002. Mais depuis 2003, plusieurs sociétés d'extraction de ressources ligneuses et de prospection pétrolière se sont implantées dans certains de ces parcs (Ndinga, 2004). La création d'une aire protégée ne représente donc pas toujours une garantie forte de conservation de la biodiversité forestière, loin de là.

Au-delà des considérations « macro » sur la représentativité des AP et leur localisation, il convient donc d'aborder la question de l'efficacité de leur gestion. C'est dans ce sens que la CDB a inscrit, dans son programme de travail sur les AP, l'objectif 4.2 intitulé « *Evaluer et améliorer l'efficacité de la gestion des aires protégées* », qui vise à *« Adopter et mettre en œuvre, d'ici 2010, des cadres de surveillance, d'évaluation et d'établissement de rapports sur l'efficacité de la gestion des aires protégées au niveau des sites, des systèmes nationaux et régionaux et des aires protégées transfrontières. »*

L'étude la plus complète réalisée jusqu'à présent pour évaluer l'efficacité de la gestion a porté sur plus de 3000 AP sur les quelques 100 000 répertoriées dans la WDPA (Leverington & al., 2008). En appliquant une méthodologie d'évaluation basée sur des indicateurs, cette étude montre que seules 22 % des AP étudiées sont gérées efficacement, 13 % sont jugées totalement inefficaces, et les 65% restantes sont gérées de manière à peine satisfaisante.

Plusieurs auteurs signalent que l'efficacité de la gestion des AP est largement corrélée aux financements qui sont attribués pour mettre en œuvre concrètement cette gestion (Wilkie & al., 2001). Parmi les différentes actions visant à conserver la biodiversité des forêts tropicales, la création d'aires protégées a été celle qui a été la plus soutenue et la mieux le financée par bailleurs bi et multilatéraux, ainsi que par les pays détenteurs de ressources forestières. Nelson & Chomitz (2009) rapportent que le Fonds pour l'environnement mondial (FEM) attribue chaque année 1,6 milliard de dollars en fonds propres et 4,2 milliards de dollars en cofinancements pour le financement des AP de forêt tropicales (Nelson & Chomitz 2009). Selon certaines estimations, le financement de la conservation des forêts tropicales est bien trop faible : sur les 6 milliards US$ alloués chaque année pour les AP par les différents bailleurs, seulement 1 milliard US$ environ est consacré aux régions tropicales (James & al., 2001) alors qu'on estime à 13 milliards US$ le coûts d'une conservation efficace dans les AP tropicales (Bruner & al., 2004) et 30 milliards pour réduire la déforestation de 95% dans le cadre de REDD (Strassburg & al., 2010).

Bien que ces estimations doivent être regardées de manière extrêmement prudente, elles sont toutefois représentatives des écarts considérables entre les financements disponibles et les moyens nécessaires pour que des objectifs de conservation efficaces soient atteints. Au-delà de ces chiffres forcément contestables, les simples observations de terrain que nous avons en effet pu réaliser en Afrique Centrale et en Amazonie brésilienne montrent à quel point les services forestiers en charge du contrôle de l'intégrité des AP manquent de personnel, de formation et de moyens : absence de véhicules, nombre d'éco-gardes nettement insuffisants

au regard de l'étendue des surfaces à contrôler, capacités de sanction limitées, etc. Dans l'ensemble des régions tropicales l'absence de réponse adéquate au problème de l'exploitation illégale des ressources à l'intérieur des AP constitue l'un des principaux problèmes de gestion des AP (Bruner & al., 2001 ; Dudley & al., 2004). En outre, les salaires très faibles des personnels des parcs et réserves augmentent les risques de corruption face à des intérêts parfois très puissants. Toutes ces observations de terrain montrent la faiblesse des priorités accordées à la conservation de la biodiversité des forêts tropicales.

2.4.3.7. Le rôle des communautés locales et autochtones

Selon leur localisation, les AP et leurs territoires riverains peuvent être plus ou moins peuplés par des populations forestières qui disposent de droits fonciers et les droits d'usage sur les ressources. La question de leur participation aux efforts de conservation fait l'objet de débats parfois très animés.

Au cours des années 1980 et 1990, les approches en termes de conservation se sont centrées sur une rhétorique du développement pour laquelle la participation, la dévolution des pouvoirs, la décentralisation et le renforcement des capacités des populations locales étaient considérées comme des éléments primordiaux (Naughton-Treves & al., 2005). Ces approches centrées sur les besoins humains (*people-oriented approaches*) partaient du constat que l'enclavement et la pauvreté de populations rurales qui sont largement dépendantes des ressources forestières font partie des causes significatives de dégradation des ressources naturelles (Hulme & Murphree, 1999). Les projets de conservation devaient alors viser en premier lieu l'amélioration des conditions de vie des populations locales, afin que ces dernières diminuent la conversion des forêts en cultures agricoles vivrières

A l'opposé, certains auteurs prônent une approche « par le haut » de la conservation, pour laquelle les populations locales sont plutôt considérées comme des ennemies que comme des alliés de la conservation (Terborgh,1999 ; Niesten & Rice, 2004). Pour ces auteurs, des mesures de conservation strictes (*fortress conservation*) sont plus efficaces que les approches intégrées de conservation et de développement qui se sont largement développées au cours des années 1980. Parmi les critiques qui sont souvent mises en exergue pour signaler l'inefficacité des approches centrées sur les populations locales, on retiendra les difficultés de modifications de certaines pratiques qui peuvent parfois aller à l'encontre des objectifs de

conservation fixés par les projets, mais surtout, les risques que des intérêts économiques puissants (sociétés d'exploitation minières ou pétrolières…) monnaient l'exploitation des ressources forestières en échange du versement de quelques avantages dérisoires aux populations locales – souvent des produits de première nécessité à moindre coût.

Les approches prônant une conservation stricte ont cependant été largement décriées, surtout à travers la mise en exergue des exemples de décisions de création des AP qui se sont fait historiquement de manière extrêmement autoritaire, sans grande considération pour les droits, les traditions et les besoins des populations locales (Wilhussen & al., 2002 ; Hayes & Ostrom 2005). Et ainsi de citer les 300 indiens morts constatés lors de la création du Parc de Yellowstone au 19ème siècle (Rossi, 2000), et les exclusions et déplacements de populations lors de la création d'AP strictes dans les régions tropicales, comme au Laos par exemple.

Ces exemples, couramment évoqués pour pointer les incidences néfastes de la création des AP et leur inefficacité, entretiennent des confrontations idéologiques souvent stériles. Ils omettent d'indiquer que le massacre de Yellowstone s'est effectué dans le cadre d'un génocide indien à l'échelle d'un continent ou que les exclusions et déplacements de populations – souvent compensées - lors de la création d'AP sont sans communes mesures avec les migrations massives qui découlent de la création des grandes infrastructures comme les barrages, ou encore avec l'expulsion violente quasi- quotidienne des populations autochtones par les colons migrants sur les frontières agricoles nouvellement constituées (Billé & Pirard, 2007). En outre, dans la typologie des AP de l'UICN, seule la catégorie Ia impose une conservation stricte sans présence humaine, et les surfaces concernées sont, au niveau de l'unité conservée, souvent de petite taille. Elles représentent une étendue relativement restreinte si l'on considère la superficie conservée globalement. En revanche l'utilisation des ressources biologiques par les communautés locales et autochtones est autorisée dans de nombreuses AP de la catégorie Ib et d'autres catégories. En réalité, le recours fréquent à une terminologie comme « naturel », « peu perturbé », ou « inaltéré » dans le langage des biologistes de la conservation ne signifie pas forcément une volonté d'exclure les populations et de masquer la gouvernance des territoires par les populations traditionnelles et autochtones locales. Bien au contraire, le rôle des populations locales qui ont permis de conserver la biodiversité au cours du temps, grâce à des modes de gestion particulières, est largement souligné (Dudley, 2008). En outre, les populations locales sont loin d'être hostiles à la conservation des forêts tropicales. Si parfois, des réactions hostiles envers certains projets de conservation sont constatées, la nécessité

même de la conservation des espèces et des écosystèmes est rarement contestée (Brooks & al. 2009).

Bien qu'elles occupent le terrain médiatique et prennent une place considérable dans le débat d'idée, les controverses idéologiques, souvent réduites à une opposition schématique entre les défenseurs des animaux et les humanistes, sont dépassées par la plupart des analystes qui cherchent plutôt à déterminer la meilleure stratégie de conservation possible selon un contexte particulier.

Au regard de certains travaux (Naughton Treves & al. 2005) les AP qui disposent du statut de protection le plus strict apparaissent plus efficaces pour lutter contre la déforestation. Si l'on se base sur ces conclusions, l'efficacité des mesures de conservation des forêts tropicales devrait donc être relativisée : en effet, seulement 7,7% des forêts mondiales possèdent un statut de conservation stricte (catégories I à IV de l'UICN). (Schmitt & al., 2009). Ces conclusions doivent cependant être relativisées compte tenu des biais méthodologiques qui ont été signalés plus haut. Dans l'étude de Naughton-Treves (2005), par exemple, l'échantillon portait sur 49 AP dont six seulement appartenaient aux catégories multifonctionnelles (V et VI), ce qui est loin d'être représentatif.

Certains travaux récents débouchent d'ailleurs sur des conclusions différentes. Par exemple, Ruiz-Perez & al. (2005a) montrent que les réserves extractivistes brésiliennes, où des ressources forestières sont exploitées, permettent de protéger efficacement les forêts. Les conclusions de Nelson & Chomitz (2009) vont dans le même sens : les zones protégées multifonctionnelles — où certains usages productifs sont autorisés — sont généralement aussi efficaces, voire plus efficaces, en termes de lutte contre la déforestation, que les aires protégées strictes, surtout dans les régions les plus accessibles où les pressions pour l'extraction du bois et la conversion agricole sont les plus fortes. Cette étude ne permet cependant pas de montrer quelles catégories d'AP permettent d'éviter plus efficacement la dégradation des forêts protégées qui s'opère notamment à travers le braconnage ou l'exploitation minière et forestière. Il est probable que dans les zones où la pression humaine est plus faible, le fait de conférer un statut de conservation strict aura des effets positifs.

Par ailleurs, un très grand nombre de zones forestières communautaires protégées n'ont pas de statut juridique défini, et ne sont pas non plus considérées juridiquement comme des AP parce que leurs objectifs de gestion ne sont pas clairs et qu'elles n'ont pas comme finalités principale la conservation de la biodiversité (Bolt & Campbell, 2008 ; Dudley, 2008). Forêts

sacrées, zones humides, sites paysagers exceptionnels, bassins versants forestiers, etc., au total 4 à 8 millions de km² à travers le monde sont des territoires protégés sur une base volontaire par les communautés autochtones et locales, au moyen de lois coutumières ou d'autres moyens efficaces (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2010). Ces communautés possèdent des pratiques et des normes sociales qui contribuent largement à la conservation de la biodiversité, même si ce n'est pas leur objectif explicite (Vemeulen & Sheil, 2007). Bien que leur mode de gestion soit relativement proche des AP de catégorie VI de l'UICN, ces territoires communautaires protégés, qui possèdent une grande valeur du point de vue de leur diversité biologique, de leur importance culturelle et des services écologiques qu'ils fournissent, ne figurent pas dans les statistiques officielles en matière d'AP.

Les territoires forestiers gérés par des communautés ne sont pas tous protégés efficacement, mais la contribution d'une grande partie d'entre eux à la conservation de la biodiversité est largement reconnue (Berkes, 2009 ; Schmitt & al., 2009). Des travaux récents montrent que des territoires clairement identifiés, gérés par des peuples autochtones ou des communautés locales ont des impacts sur la réduction de la déforestation plus élevés que dans le cadre d'une gestion réalisée par les gouvernements. En particulier, les réserves indiennes permettent souvent de préserver de hauts niveaux de biodiversité, parfois davantage que les autres formes de conservation, surtout dans les zones où la pression humaine est forte (forêts frontières, proximité des villes et des routes (Nelson & Chomitz, 2009).

Au Brésil, les réserves indiennes et traditionnelles qui couvrent plus de 12% du territoire et environ 21 % de l'Amazonie sont considérées comme l'un des moyens les plus efficaces pour préserver des territoires qui sont sans cesse menacés par la progression des pâturages. La gestion d'une seule communauté, les Indiens Kayapos, permet de préserver un massif continu de plus de 11,5 millions d'hectares (Naughton-Treves & al. 2005). Même si la conservation de la biodiversité n'est pas en soit une revendication de ces populations, le fait est que leurs intérêts coïncident avec ceux des conversationnistes.

3. CONCLUSIONS DU CHAPITRE

Les forêts tropicales comptent parmi les écosystèmes les plus riches en biodiversité de la planète et forment les réservoirs d'une grande partie du carbone terrestre. La déforestation tropicale est donc sans contestation possible une préoccupation environnementale majeure, qui concerne l'humanité dans son ensemble. En outre, les pertes massives de forêts tropicales auront incontestablement des effets sur les populations forestières, en premier lieu sur les populations autochtones traditionnelles vivant depuis des siècles en forêt tropicale, mais également sur les populations locales plus récemment installées en raison des effets sur les sols et sur les régimes hydriques locaux, qui pourront entraîner au mieux des baisses considérables de rendement agricoles, au pire des catastrophes écologiques (inondations, coulées de boues…).

Comme dans bien d'autres sujets d'importance environnementale majeure, certains y voient un message trop alarmiste. Dans ce chapitre, nous nous sommes simplement contentés d'indiquer les chiffres avancés par les biologistes et les spécialistes de l'observation satellitaire qui nous rappellent ce que nous perdons, d'année en année, de manière définitive. Rappelons quelques uns de ces chiffres. En Amazonie, si la déforestation se poursuit au rythme actuel, 40% des forêts seront perdues en 2050 ; un quart des 382 espèces de mammifère étudiés perdront plus de 40% de leur environnement forestier naturel (Soares-Filho & al., 2006). En Asie du sud-est, au rythme de déforestation actuel, c'est 75% des forêts tropicales qui pourraient disparaître à l'horizon 2100, causant jusqu'à 42% de perte de biodiversité (Sodhi & al., 2004). Nous retenons donc cette réalité de l'importance du déclin des ressources forestières tropicales.

Au terme de la longue revue de la littérature sur les causes du déclin forestier tropical que nous venons de réaliser, se dessine assez nettement l'ampleur et la complexité du problème. Malgré les nombreux travaux publiés depuis plusieurs décennies, il apparaît évident que le consensus est loin d'être total entre les biologistes, les économistes et les autres disciplines scientifiques qui se penchent sur les causes de la déforestation (Laurance, 1999). La variété des théories et l'ambivalence des facteurs, parfois déclencheurs de la déforestation, parfois neutres, sont révélatrices de difficultés analytiques majeures et d'incertitudes qui restent très prégnantes.

Les controverses académiques sur les causes de a déforestation sont en partie dues à l'absence de données fiables permettant de déterminer avec certitude les liens de cause à effet dans un intervalle de temps. Mais d'autres explications à cette complexité peuvent être mises en avant. Le fait que plusieurs acteurs produisent chacun simultanément – ou en interaction - un effet sur l'évolution du couvert forestier rend souvent difficile les possibilités d'isoler un facteur déterminant distinct. Par ailleurs, les chaînes de causalité du déclin de forêts sont rarement linéaires. Il existe des boucles de rétroaction et des effets d'entraînement non négligeables. (Contreras-Hermosilla, 2000 ; Geist & Lambin, 2002). Enfin, les processus qui conduisent au déclin forestier varient dans le temps, au gré des évolutions socio-économiques et technologiques de nos sociétés.

Compte tenu de cette complexité, il semble vain de chercher à établir une théorie universelle de la déforestation en mettant en avant tel ou tel facteur dominant. En revanche, le travail de revue de la littérature sur les causes de la déforestation nous permet d'en isoler les points saillants, ceux qui, dans les nombreux travaux que nous avons étudiés, semblent faire l'objet des attentions les plus fréquentes. Nous en faisons la synthèse à grand traits dans les paragraphes suivants.

En Amazonie la séquence de déforestation est généralement la suivante. Une phase de colonisation initiale est favorisée par les gouvernements dans le cadre des politiques d'occupation des territoires éloignés. Elle consiste à explorer les territoires forestiers peu perturbés pour y exploiter les bois précieux. Puis les colons qui se sont constitués un capital en vendant leurs bois à de nouveaux migrants convertissent les terres par défrichement et brûlis. La compétition pour l'accès à la terre entraine des conflits violents entre colons. Les colons les plus capitalisés, donc les plus puissants, sécurisent leurs terres en les convertissant en pâturage. Cette phase d'implantation est soutenue par les gouvernements à travers des subsides accordés au secteur de l'élevage, qui permet d'augmenter la rentabilité de ce secteur. Les terres colonisées et mises en pâturage prennent de la valeur, conduisant à une consolidation de cette nouvelle frontière alors que les colons les moins puissants sont repoussés plus loin et étendent les frontières agricoles là où les terres sont moins chères. Les feux utilisés par les éleveurs pour nettoyer les terrains forestiers à mettre en pâturage s'étendent souvent au-delà des limites de propriété des éleveurs en raison de la fragmentation des massifs, détruisant au passage les exploitations forestières bien gérées, les cultures pérennes et les systèmes de cultures agro-forestiers (Nepstad & al 2001). Une telle situation

n'encourage pas les opérateurs à investir dans autre chose que l'élevage extensif, perpétuant ainsi le cycle de déforestation.

En Afrique centrale, le secteur de l'exploitation forestière est historiquement peu régulé, même si des réformes des politiques forestières ont largement évolué depuis les années 1990. Les politiques de mise en concession par les autorités nationales et locales qui prélèvent diverses taxes (fiscales et parafiscales) sont largement répandues, entrainant un accroissement des zones d'exploitation forestière qui couvrent la quasi-totalité du Bassin du Congo, hormis en RDC où la guerre a empêché le déploiement d'une industrie forestière sur l'ensemble du territoire. Bien que récoltées sélectivement, certaines espèces d'arbres sont dotées d'une très faible capacité de régénération naturelle et sont donc surexploitées. Les routes réalisées par les sociétés d'exploitation forestières sont colonisées par des paysans migrants qui s'établissent à leurs abords et déboisent pour implanter des cultures vivrières ou commerciales. Les temps de jachère de cette agriculture qui reste encore largement itinérante dépendent de plusieurs facteurs, démographiques, économiques et sociaux (proximité des centres urbains, prix relatifs des produits agricoles, etc.). Les routes étant consolidées par la venue des agriculteurs migrants, le massif forestier est de plus en plus fragmenté, augmentant la pression sur la faune qui est chassée de manière intensive par les colons et les forestiers pour en consommer la viande ou la vendre sur les marchés locaux. La fragmentation du massif entraîne ainsi une dégradation progressive de la forêt au point que l'exploitation des ressources forestières – bois et viande de brousse – n'est plus assez rentable, augmentant ainsi les risques de conversion de la forêt en d'autres usages plus lucratifs, agricoles notamment.

En Asie du sud-est, on assiste à une séquence de colonisation forestière provoquée par plusieurs déterminants : le souhait des Etats d'occuper des territoires qu'ils contrôlent peu, notamment les îles éloignées des pouvoirs centralisés ou les zones frontalières convoitées par les Etats dont la sensibilité politique est différente ; les aspirations au développement et les intentions d'amélioration du revenu des élites dirigeantes, parfois à grand renfort de corruption. Les résultats de ces affirmations politiques sont d'une part des programmes de migration vers les frontières agricoles. D'autre part, les grands projets de développement appuyés par des capitaux étrangers se matérialisent par des plantations industrielles à usage agroalimentaire (palmier à huile) ou industriels (pâte à papier) . Enfin, suite aux interdictions d'exportation de grumes, une exploitation forestière intensive alimente une industrie de transformation locale du bois peu performante et génératrice de gaspillages importants. Les autorités accordent de nombreuses concessions d'exploitation forestière ou ferment les yeux

sur l'exploitation illégale des bois, ce qui conduit à fragmenter les massifs forestiers par le bais de l'implantation d'un réseau de routes d'exploitation forestières. Les taux de prélèvements bien supérieurs à ceux qui sont constatés en Afrique érodent les ressources ligneuses. Les routes sont colonisées par les agriculteurs migrants qui convertissent les forêts secondaires en cultures agricoles. Les forêts secondarisées, plus sensibles aux incendies, sont brulées puis remplacés par des cultures agricoles ou plantations forestières commerciales.

Ces processus dommageables, que nous venons de mettre en évidence de manière synthétique, font partie d'un système de gestion effective que nous nous sommes employés à compléter dans la seconde section de ce chapitre, en examinant les différentes mesures qui ont été mises en œuvre spécifiquement en vue de traiter le problème du déclin des forêts. Nous en synthétisons les principaux traits dans les paragraphes qui suivent.

Alors que de nombreux domaines de l'environnement s'inscrivent dans un régime international qui s'organise autour de règles juridiques internationales contraignantes, la forêt ne fait pour l'instant l'objet d'aucune obligation internationale. Il existe de nombreuses institutions et traités prenant partiellement en charge des problèmes forestiers internationaux, mais aucun texte juridique qui imposerait des dispositions légales aux Etats en matière de gestion des forêts n'a été décidé au niveau international. Malgré les nombreuses années de négociations, le régime international sur les forêts reste donc surtout marqué par sa faiblesse, ses contradictions, sa fragmentation et sa complexité. Les multiples principes, normes, règles et institutions qui prévalent dans le domaine forestier sont révélatrices des tensions à l'œuvre entre les différents acteurs de ce régime. Les divergences d'appréciation - et d'application – des principales décisions internationales restent prégnantes. Dans ce contexte, les acteurs et institutions qui promeuvent des objectifs d'exploitation ou de conversion forestière ont pour l'instant montré leur supériorité sur ceux qui plaident pour l'arrêt du déclin de ressources forestières (Humphreys, 2006)

Bien que basé sur des instruments essentiellement volontaires, un régime international sur les forêts s'est progressivement construit autour de quelques éléments clefs (Guldbrandsen 2004). L'acceptation d'étendre le réseau d'AP, la reconnaissance du rôle des forêts dans les changements climatiques, la reconnaissance de pratiques standardisées d'aménagement forestier comptent parmi les principaux éléments de ce régime en construction. Mais ce régime international est caractérisé par plusieurs défaillances. Il ne permet pas de prendre sérieusement en compte les problèmes écologiques, et favorise plutôt les intérêts économiques

des exploitants forestiers ou agricoles. Les populations indigènes et les communautés forestières traditionnelles sont exclues et peu protégées malgré leurs relations historiques équilibrées avec leur environnement. Les engagements portant sur les questions environnementales sont insuffisants et restent de vagues lignes directrices, sans réelles application effectives sur le terrain. Enfin, les instruments exécutoires du régime sont particulièrement faibles.

Les acteurs non étatiques jouent un rôle moteur non seulement à travers les campagnes des ONG qui augmentent la prise de conscience mondiale des problèmes écologiques, mais également à travers le traitement des problèmes environnementaux par le biais d'initiatives comme la certification, lesquelles ont définitivement marqué les discussions internationales sur les forêts. D'autres instruments de responsabilité sociétale sont développés par les entreprises de manière unilatérale, comme les codes de conduite. Si ces formes de régulation non étatique relèvent de modes d'affichage, de différenciation entre les bons et les mauvais élèves, leur incidence en termes de prise en charge des problèmes de déclin des forêts tropicales reste questionnée, y compris par les ONG qui au départ les appuyaient.

Au terme de l'analyse des principaux éléments qui fondent le concept de gestion durable appliqué aux forêts tropicales, de nombreuses interrogations restent posées. Car, il faut bien en convenir, la satisfaction des différents objectifs qui sont intégrés dans le concept de gestion durable semble difficile, voire irréalisable, tant ces objectifs sont éloignés les uns des autres et tant ils varient dans l'espace et dans le temps. En définitive, il s'agit d'un concept ambigu, controversé tant sur le plan scientifique qu'au sein de la société. Ceci se reflète dans les déclinaisons concrètes du concept en une pléiade de critères et indicateurs de gestion, dont une bonne partie ne trouve pas d'application concrète sur le terrain.

Le domaine forestier tropical, dont une grande partie est public, est partagé en concessions d'exploitation forestière privées. La part de forêt non concédée, voire une partie de celle qui est désignée – sur le papier au moins – comme zone de protection, est encore largement considérée comme une ressource foncière, voire une variable d'ajustement social pour des populations pauvres. Les aires protégées, bien que relativement plus étendues sur le biome des forêts tropicales humides que sur d'autres zones prioritaires pour la conservation, sont loin d'être représentatives de l'immense biodiversité des forêts tropicales. Leur implantation s'effectue souvent sans grande considération écologique, mais plutôt pour des raisons pratiques, relatives à leur éloignement et leur inaccessibilité. La gestion de ces AP reste lacunaire. Les communautés indigènes et traditionnelles dont les modes de gestion ancestraux

permettent de préserver la nature sont peu prises en considération dans les politiques forestières, malgré les nombreux discours sur la gestion décentralisée des forêts.

Malgré l'extension des AP, l'exploitation et la conversion des ressources forestières, sans régulation et réels modes de gestion, restent les pratiques les plus répandues, souvent avec la participation de capitaux étrangers originaires des même pays dont les gouvernements s'offusquent des politiques d'exploitation massive ou de déboisement des pays détenteurs de la ressource. L'octroi des concessions d'exploitation industrielle des forêts est soumis à certaines conditionnalités, notamment la mise en œuvre de plans d'aménagement. Mais dans les faits, une grande partie de ces plans d'aménagement ne sont ni élaborés ni appliqués. Les moyens de contrôle et de sanction des administrations forestières sont le plus souvent dérisoires rendant difficile l'application de règles de gestion strictes sur ces terres exploitées illégalement.

CHAPITRE 3 - PERTINENCE ET FAISABILITE D'UN REFERENTIEL NORMATIF

Comme nous venons de le constater de manière assez détaillée au cours du précédent chapitre, le problème de déclin des forêts tropicales n'est pas nouveau. Il est inscrit depuis plusieurs décennies sur l'agenda international. Tout le monde s'accorde pour affirmer qu'il s'agit là d'un problème écologique majeur qui aura de graves conséquences pour l'humanité. De nombreuses mesures ont été adoptées pour traiter ce problème, qui ne donnent pas de satisfactions après plusieurs années de mise en œuvre. Faut-il poursuivre cette quête de solution miracle, en proposant successivement de nouveaux instruments ou de nouveaux cocktails d'instruments articulant réglementations, instruments économiques et approches volontaires ? Dans ce cas quelles sont les garanties que ces nouveaux instruments ne vont pas à leur tour être inefficaces ?

Nous pensons au contraire qu'il faut modifier notre approche du problème, en replaçant la question de l'efficacité écologique au centre de l'analyse. Face à ce constat d'enlisement, nous proposons donc, dans ce chapitre, d'ouvrir de nouvelles perspectives d'analyse du traitement de la problématique du déclin des forêts tropicales.

Pour ce faire, nous proposons dans un premier temps de prendre du recul, de nous éloigner des faits bruts pour décrypter les analyses les plus courantes, et montrer en quoi elles sont défaillantes pour s'attaquer à notre problème. Nous présenterons en premier lieu les « points de résistance » au traitement environnemental de la question du déclin des forêts. En effet, si le problème forestier est documenté et reconnu comme un problème écologique majeur par de nombreux acteurs, comme nous l'avons largement indiqué dans le précédent chapitre, il n'en reste pas moins que certains acteurs ne partagent pas cet avis. Ou du moins, s'ils reconnaissent ce problème, ils estiment que d'autres problèmes, économiques ou sociaux par exemple, sont plus importants, et qu'il convient de ce fait de relativiser le problème environnemental.

Ensuite, nous montrerons que la complexité du problème et l'incertitude sur ses causes et conséquences, qui sont les facteurs explicatifs les plus souvent mis en avant pour justifier les échecs des politiques appliquées jusqu'à présent, ne doivent pas servir de « paravents » à la mise en œuvre de solutions centrées sur les enjeux environnementaux eux-mêmes.

Nous montrerons ainsi que les principaux raisonnements appliqués pour « gérer » la complexité et l'incertitude ne peuvent conduire qu'à des mesures qui sont vouées à l'échec d'une prise en charge efficace du problème de déforestation et de dégradation forestière.

Comme nous le verrons, ces analyses évitent d'aborder de front la question de l'efficacité écologique, alors que selon nous, c'est en recadrant l'analyse autour de cette question que nous pouvons apporter des solutions satisfaisantes au traitement du problème du déclin des forêts tropicales humides. C'est cet argument que nous allons déployer dans la deuxième section de ce chapitre. Nous affirmons que pour satisfaire les enjeux globaux de préservation des forêts tropicales humides, un retournement analytique est nécessaire, qui devrait s'appuyer sur un cadre stratégique visant la satisfaction d'objectifs environnementaux clairement définis. Nous confirmerons ainsi la légitimité d'un cadre analytique centré sur l'efficacité environnementale.

Puis nous poursuivrons notre raisonnement en montrant la faisabilité d'un tel cadre. Concrètement, notre objectif est de montrer au lecteur qu'il est possible, malgré la complexité du problème de déclin des forêts tropicales humides, d'élaborer un référentiel d'évaluation de l'efficacité environnementale. Nous appliquerons pour ce faire les premières étapes du cadre méthodologique expliqué par Leroy (2004) et Mermet & al. (2010), qui se réfère à l'ASGE. Nous détaillerons l'opération de transcodage de la problématique du déclin des forêts tropicales humides en quatre grands enjeux environnementaux que nous avons identifiés. Nous expliquerons ces enjeux, et nous déterminerons les objectifs sous-jacents vers lesquels devraient tendre les mesures de traitement du problème du déclin des forêts tropicales humides.

1. RESISTANCES ET DEFAILLANCE DES ANALYSES

1.1. Rhétorique anti-environnementale.

Pour comprendre pourquoi certaines analyses les plus courantes nous éloignent de la question de l'efficacité environnementale, nous avons dans un premier temps analysé les discours qui contestent le bien fondé d'une approche environnementale de la problématique des forêts tropicales. Ces discours sont portés par des acteurs qui pour la plupart d'entre eux

reconnaissent volontiers les problèmes écologiques posés par le déclin des ressources forestières, mais qui tentent d'en minimiser l'importance, de les relativiser par rapport à d'autres problèmes économiques ou sociaux, voire de les opposer. Ces discours sont relayés par les acteurs qui profitent le plus de l'exploitation des forêts à court terme ou de leur conversion en cultures agricoles ou en pâturages, soit directement à travers la vente des bois précieux ou des produits agricoles, soit indirectement à travers la rente qui est perçue par le biais des prélèvements fiscaux ou de l'aide publique au développement.

Ils s'appuient également sur certaines parties prenantes qui partagent une vision de gestion de la forêt pour laquelle celle-ci est avant tout abordée à travers ses potentialités de production ligneuse. Une partie des forestiers européens, regroupés en puissantes associations, leurs institutions de « tutelle » au niveau local (ministères en charge des forêts) et international (FAO), s'inscrivent dans ce courant. On se souvient de la célèbre déclaration de Michel Cointat, ministre de l'Agriculture du gouvernement français de 1971 à 1972 **:** « la forêt est devenue un outil économique de la nation ce qui implique qu'elle doit être gérée comme un champ de petits pois ou de tomates » (Corvol, 2003). Un peu plus tôt était créé l'Office national des Forêts, institut en charge des forêts ayant une « vocation industrielle et commerciale ». Cette vision d'une industrialisation de l'exploitation permettant d'atteindre un objectif clairement productif a été exportée dans les régions tropicales (Corvol, 2003)

Les discours diffusés par les forces anti-environnementales sont très présents dans les arènes de négociation internationales où des lobbies très puissants tentent de faire valoir leurs positions. Ils sont également très présents au niveau local où ils tentent d'asseoir leur légitimité par le biais d'arguments historiques emprunts de traditionalisme et de transmission du patrimoine forestier à travers les générations. En agissant à ces deux niveaux, ces discours influencent largement la décision politique, et sont largement repris par les acteurs économiques afin de tenter d'édulcorer les mesures de gestion qui vont à l'encontre de leurs propres intérêts à court terme.

Pour certains, les arguments qui sont mis en avant nous obligeraient à *« nuancer fortement l'idée reçue selon laquelle la lutte contre la déforestation serait une grande cause internationale allant de soi. »* (Smouts, 2001 p.22). Nous ne partageons pas ce point de vue. Nous avons d'une part montré dans le chapitre précédent que les forêts tropicales sont au cœur d'enjeux environnementaux globaux majeurs. D'autre part, les arguments qui sont mis en avant dans ces discours de contestation d'une approche environnementale de gestion des forêts tropicales nous semblent hautement réfutables. Le but de cette section est de les

analyser afin de montrer leur faiblesse et de conforter notre positionnement sur la validité d'une approche de gestion des forêts centrée sur les enjeux environnementaux.

Trois arguments sont régulièrement avancés par ces forces anti-environnementales. Le premier est d'ordre historique. Le second consiste à hiérarchiser les problèmes globaux en plaçant le problème de déclin forestier à un niveau inférieur à d'autres préoccupations mondiales comme la lutte contre la pauvreté. Enfin, le troisième insinue que les acteurs d'environnement sont en réalité des « conspirateurs » dont l'objet est davantage de recréer de nouvelles formes d'impérialisme.

Sur un temps très long, les forêts ont subi des évolutions considérables : *« Toute l'histoire de la forêt est une histoire de flux et de reflux »* (Smouts 2001). Un tel constat suffit à étayer les positions de certaines forces anti-environnementales pour lesquelles, en poussant une certaine logique à l'extrême, la disparition des forêts tropicales ne signifierait pas forcément la disparition de la vie sur terre. On retrouve ici une partie des arguments avancés par les « climato-sceptiques », et en général par l'ensemble des acteurs qui considèrent les questions environnementales essentiellement comme des constructions politiques. Les représentants des gouvernements et du secteur privé des pays tropicaux s'appuient sur de tels arguments pour insister sur le fait que les pays développés ont historiquement déboisé leurs forêts pour leurs besoins de développement. Par conséquent pourquoi les pays détenteurs des forêts tropicales seraient-ils plus à blâmer que les pays développés qui ont détruits leurs forêts par le passé ? Est-ce que les conditions de vie des populations se sont détériorées à la suite de la perte des forêts ? Cette question revient fréquemment lors des discussions internationales qui abordent la déforestation. Les voix qui s'expriment en ce sens restent cependant minoritaires face à la majorité de la communauté scientifique, des ONG, des gouvernements et des organisations internationales, qui, comme nous l'avons rappelé dans le premier chapitre, considèrent le déclin des forêts tropicales comme un problème environnemental majeur. Mais leur influence n'est pas insignifiante, bien au contraire.

Car cet argument historique met en avant l'utilisation des forêts pour les besoins du développement, à travers la mise en exergue d'autres problèmes globaux auxquels font face les pays tropicaux, tels que les problèmes de santé ou de sécurité alimentaire par exemple. L'utilisation des forêts, que ce soit à travers l'exploitation de leurs ressources, ou leur utilisation comme réserve foncière, apparaît dès lors l'un des éléments cruciaux de politiques prioritaires permettant de sortir les populations de la pauvreté, d'assurer la sécurité alimentaire, de créer de l'emploi et d'améliorer les conditions de vie et les conditions

sanitaires des populations pauvres. Ce faisant, l'argument historique donne du poids à un autre argument, celui du développement, qui reçoit beaucoup plus d'écho auprès des décideurs, notamment les agences de développement.

Les entreprises forestières industrielles ou les grands agriculteurs pionniers n'hésitent pas à jouer à fond cette carte de la nécessaire exploitation ou conversion des forêts pour les besoins de développement. Les industriels africains insistent par exemple sur les emplois créés par le secteur du bois. Les membres d'IFIA se targuent d'avoir créé directement des emplois pour *« plus de 100 000 personnes en forêt et sur les sites industriels et plus de 1 million d'emplois de sous-traitance, des revenus de subsistance pour près de 10 millions de personnes vivant de l'industrie forestière et une meilleure qualité de vie grâce aux infrastructures sociales (écoles, hôpitaux, économats), techniques et d'intérêt nationaux, création et entretien des routes forestières et nationales, infrastructures, ports et voies ferrées. »* Néanmoins, comme le signalent de nombreuses ONG, des décennies d'exploitation forestière n'ont pas conduit les populations locales à sortir de la pauvreté, en grande partie parce que ces dernières ne récupèrent qu'une infime partie de la rente forestière qui est partagée entre les sociétés d'exploitation et les élites au pouvoir (Counsell & al., 2007). Les taxes que les Etats prélèvent sont rarement distribuées pour promouvoir le développement local. Lorsque c'est le cas, elles sont le plus souvent accaparées par des élites locales (Bigombe-Logo 2009). Pour l'anecdote, Greenpeace citait récemment le cas d'une entreprise étrangère opérant en RDC qui aurait signé un contrat avec des communautés villageoises lui permettant d'accéder à leurs forêts en échange de quelques sacs de sels et de sucre, paquets de café, et bouteilles de bières, contrat qui stipule par ailleurs que les habitants s'engagent à ne jamais porter plainte contre cette entreprise[80].

Par ailleurs, la situation décrite par les entreprises, dans laquelle ces dernières se substituent au rôle de l'Etat pour assurer le développement à travers la création d'emplois, d'infrastructures, et la fourniture de services sociaux, etc., est loin d'être généralisée dans les régions tropicales. Dans le livre blanc sur les forêts tropicales humides (2006) dont nous avons coordonné la rédaction, les membres du Groupe de travail national sur les forêts tropicales humides reconnaissaient que *« l'existence potentielle d'une rente élevée associée à l'exploitation minière dans des zones peu peuplées et mal contrôlées par l'Etat peut évidemment provoquer une « ruée vers l'or vert », avec les dérives que ce type de situation*

[80] http://www.greenpeace.fr/presse/foret/rapports/afrique_centrale/BassinduCongo8p.pdf

peut engendrer : aventuriers, potentats locaux – il n'est pas rare que les grands exploitants en Amazonie possèdent leur milice armée, violence et prostitution, corruption et argent facile voire blanchiment d'argent sale. Les populations autochtones sont souvent les premières victimes de telles dérives, d'une part parce qu'elles sont expulsées de leurs terres et que leur milieu de vie est menacé ou détruit ; d'autre part, parce qu'elles sont déstabilisées par l'argent facile et la violence des fronts pionniers. »

Enfin, dernier argument, en accusant les écologistes de placer l'attention sur quelques espèces emblématiques (grands mammifères, par exemple…) d'aucuns tentent de montrer que la protection des forêts tropicales est avant tout une priorité portée par quelques individus « radicaux » qui ne s'intéressent qu'à un problème mineur par rapport à d'autres problèmes globaux bien plus importants, comme celui de la lutte contre la pauvreté. Les acteurs de la conservation sont montrés du doigt comme étant des intervenants externes, souvent conspirateurs, qui par ailleurs sont assimilés à des fondamentalistes qui n'auraient pour seul objectif que la sanctuarisation des forêts, sans tenir compte de ses dimensions sociétales.

Certains chercheurs reprennent bien trop facilement cette argumentation : *« Pour quelques fondamentalistes de l'écologie, toute forme de vie a une valeur intrinsèque, qu'il s'agisse d'une plante d'un insecte ou d'un être humain. Et l'on pleure sur les broméliacées, les arthropodes et les orangs-outangs, mais on ne s'émeut pas de voir des villages détruits et des populations déportées par la force pour laisser place à un parc « naturel » où s'ébattront les singes, comme cela s'est vu au Kenya »* (Smouts, 2001, p.31). En caricaturant ainsi l'intervention des acteurs d'environnement, l'analyste oublie de mentionner que la majorité d'entre eux s'émeuvent avant tout des situations où les populations et communautés locales sont dépossédées de l'usage de leurs ressources naturelles et expulsées violemment de leurs terres par de grands éleveurs ou agriculteurs, situation bien plus fréquente sous les tropiques que le déplacement des populations lors de l'implantation d'aires protégées, aussi regrettable soit-il. Mais surtout, cette caricature, les secteurs productifs dont les impacts sont les plus néfastes pour les forêts, sont les premiers à la mettre en exergue en se posant comme des victimes des écologistes « extrémistes » qui agiraient au nom d'intérêts puissants.

Par exemple, dans l'état du Mato Grosso, au Sud de l'Amazonie Brésilienne, le discours des élus locaux[81] et des représentants des industries et fédérations d'agriculteurs et d'éleveurs

[81] Le Gouverneur actuel du Mato Grosso, Blairo Maggi, est à la tête du plus grand groupe de production et de commerce de soja du Brésil.

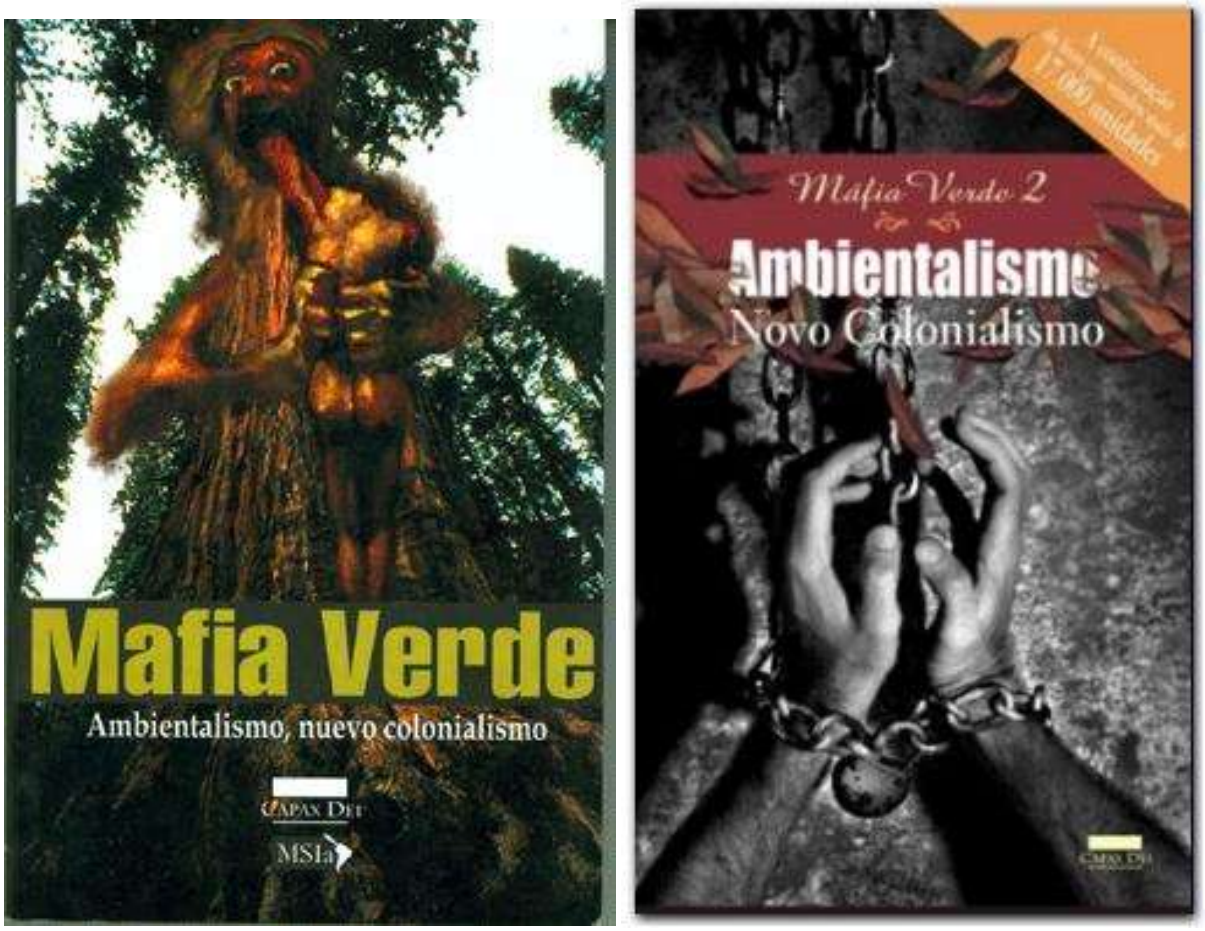
s'inspire du discours nationaliste développé dans les années 1960 et 1970 par la dictature militaire. La théorie de la conspiration internationale[82] est encore très présente dans les esprits. Les médias et milieux politiques locaux relaient cette théorie selon laquelle les pays développés chercheraient à internationaliser l'Amazonie afin de profiter des richesses naturelles de cette région, y compris les services environnementaux qu'elle procure. Ce discours souverainiste des acteurs brésiliens a été exacerbé dans les années 1980 suite aux pressions que les ONG écologistes et gouvernements du Nord ont mis sur le gouvernement brésilien afin que celui-ci stoppe les programmes de « mise en valeur » - autrement dit de déboisement - de l'Amazonie. En 1981, le Conseil mondial des églises déclare que l'Amazonie est un patrimoine de l'humanité. Certaines déclarations politiques maladroites viennent renforcer cette théorie de la convoitise des pays riches sur l'Amazonie : le président Mitterrand déclarait en 1989 que le Brésil devrait accepter une souveraineté relative sur l'Amazonie. Plus récemment, le directeur général de l'OMC, Pascal Lamy, lorsqu'il assurait les fonctions de Commissaire européen au commerce, avançait l'idée de règles de gestion collectives pour l'Amazonie. Le gouvernement fédéral brésilien et plusieurs intellectuels brésiliens ont bien entendu réagi à ces déclarations rappelant la souveraineté de l'Etat du Brésil sur ses forêts. Néanmoins, comme le fait justement remarquer Xavier Arnauld de Sartre (2005), aucune discussion internationale dont l'objectif serait de donner à l'Amazonie un statut international - sur une base proche de celui des eaux continentales internationales ou de l'Antarctique - n'a jamais eu lieu. Il n'y a ni base juridique, ni précédent dans l'histoire contemporaine pour une telle dépossession d'un Etat national.

Pourtant, pour certains acteurs économiques brésiliens intervenant en Amazonie, notamment les grands éleveurs et agriculteurs, ces déclarations ont constitué une véritable aubaine afin de se poser en victimes d'interventions extérieures qui s'apparenteraient, selon eux, à de nouvelles formes de colonialisme « vert ». Ils accusent en effet les ONG d'être à la solde des gouvernements du Nord, lesquels n'ont pu accéder aux riches ressources naturelles de l'Amazonie. La cause écologique est dénoncée par ces acteurs économiques brésiliens comme une tentative des gouvernements des pays développés de mettre sous cloche le territoire amazonien afin d'entraver les possibilités de développement liées à l'exploitation des richesses amazoniennes et à l'occupation de ce territoire qu'ils considèrent "vide". Deux ouvrages « *Mafia verde o Ambientalismo a Serviço do Governo Mundial* »,publié pour la

[82] Théorie inspirée par le livre d'Arthur Cezar Ferreira Reis publié en 1960, intitulé « *A Amazônia e a Cobiça Internacional* » (« L'Amazonie et la convoitise internationale »)

première fois en 2001 (Carrasco, 2006), et « *Mafia Verde 2 : Ambientalismo, Novo Colonialismo* »[83], (Carrasco & al., 2005) reprennent largement ces thèses (figure 28). Les réseaux d'ONG internationaux y sont décrits comme des conspirateurs financés par des entités du Nord ayant des prétentions colonialistes très marqués.

Figure 30- La thèse de la conspiration verte internationale



En outre, les mesures mises en place par le gouvernement fédéral pour lutter contre la déforestation sont également interprétées par les acteurs économiques du Mato Grosso comme partie intégrante du complot international. L'instrument de politique publique le plus contesté est la mesure provisoire décrétée suite aux chiffres de déforestation record de 1996, qui vise à

[83] « Mafia verte : l'environnementalisme au service du gouvernement mondial » et « Mafia verte 2 : environnementalisme, néo-colonialisme ».

porter la réserve légale[84] à 80% en Amazonie. Le secteur privé considère ce pourcentage de 80% beaucoup trop élevé et sans fondements scientifiques. Il estime que le gouvernement fédéral a cédé à la pression internationale sans consulter les acteurs locaux. Les autres mesures de protection fédérales largement discutées par le secteur privé et public de l'état du Mato Grosso sont les zones tampons autour des unités de conservation et les interdictions d'exploitation forestière dans les aires de préservation permanente que constituent les zones montagneuses et les abords des cours d'eau et des sources. Citant justement les ripisylves, le secrétaire d'état à l'environnement du Mato Grosso nous indiquait lors d'un entretien que selon lui, les normes fédérales fixant la largeur des bandes de protection autour des cours d'eau sont trop élevées au Mato Grosso, et ces législations appliquées en Amazonie sont bien supérieures à ce qui est appliqué partout ailleurs dans le monde.

Lors de la Table ronde sur le soja responsable (RTRS), qui s'est déroulé en 2006 au Paraguay, le secrétaire d'Etat à l'agriculture de l'Etat du Mato Grosso, dont les intérêts sont intimement liés au secteur de production du soja, a appuyé cet argument en montrant des images satellites des abords fortement déboisés des cours d'eau des pays de l'OCDE, étayant une fois de plus la théorie du complot international. Dans une brochure distribuée par l'ABIOVE, on pouvait lire que le Brésil préserve davantage ses ressources forestières que les pays développés : citant les données de l'Institut national de la recherche spatiale, l'ABIOVE y indiquait que 82,5% de la forêt amazonienne originelle est préservée, alors que la plupart des massifs forestiers originels ont disparu en Europe et dans le sud des Etats-Unis.

De tels arguments ne sont pas sans rappeler la rhétorique anti-environnementale désormais bien connue (Rowell, 1996) et utilisée dans de nombreux cas où les conflits relatifs à des problèmes environnementaux sont particulièrement vigoureux, comme en France, par exemple, dans le cas de la gestion de l'ours dans le haut Béarn (Mermet, 2001). Les agriculteurs du Mato Grosso comme les exploitants forestiers africains se posent en victimes locales de grandes ONG mondialistes soit disant animées par des intérêts sournois, et dont les actions seraient fondées sur des constats scientifiques récusables. Les concepts de gestion tels que l'aménagement forestier durable, ou la production de soja responsable, sont ensuite mis en avant par ces acteurs, sans que ces concepts n'induisent de résultats environnementaux significatifs comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent en ce qui concerne

[84] La réserve légale équivaut au pourcentage de la parcelle forestière sur laquelle chaque propriétaire doit maintenir un couvert forestier, l'exploitation forestière restant toutefois autorisée. En Amazonie, les propriétaires ont une autorisation légale de déboisement de 20% (65% dans le *Cerrados*).

l'aménagement forestier, pourtant présenté à de nombreuses reprises comme *« la seule solution possible »* (Smouts, 2001, p.43). Ce faisant, ces concepts deviennent l'objectif de gestion à atteindre dans plusieurs programmes de coopération, objectif présenté comme équilibré et partagé entre les différentes aspirations des parties-prenantes – hormis bien entendu celles qui sont d'emblée considérées comme des « extrémistes »...

1.2. L'incertitude, un prétexte pour l'inaction

Les exploitants forestiers industriels et les Etats détenteurs de ressources peuvent user de stratégies en jouant sur plusieurs registres afin de marginaliser les acteurs écologistes et d'affaiblir leur influence. Parmi celles-ci, la mise en avant d'arguments relatifs aux controverses scientifiques est régulièrement utilisée. La complexité des problèmes environnementaux sert d'alibi à certaines parties prenantes anti-environnementales pour dévier les objectifs de gestion initiaux voire, pour rendre leur définition ardue ou impossible (Mermet & Benhamou, 2005). Une telle situation s'applique parfaitement au problème de déclin des forêts tropicales humides pour lequel la recherche est souvent sollicitée mais impuissante en raison de connaissances très partielles sur de nombreux domaines liés à l'écologie forestière tropicale (Nasi & Frost, 2009). En jouant sur l'incertitude scientifique, des forces anti-environnementales s'organisent afin de mettre systématiquement en avant les seuls arguments permettant d'affirmer que l'exploitation des forêts a un impact positif sur l'environnement à travers des affirmations maintes fois entendues comme « les forêts bien gérées sont un rempart à l'avancée de l'agriculture » ou encore « une forêt exploitée bien gérée maintient la biodiversité alors qu'une forêt qui n'est pas exploitée est laissée à l'abandon et la biodiversité y est moins importante ».

L'une des controverses régulièrement utilisée est celle concernant les données sur l'ampleur de la déforestation et de la dégradation. Comme le rappellent Fagan & Defries (2009), ces données sont lacunaires et restent controversées : *« We can make more current and informative maps of Mars than of the Amazon basin or the Russian boreal forest »*. Au fur et à mesure que les techniques de télédétection progressaient et que les inventaires forestiers se précisaient, les chiffres de la déforestation ont été revus à la baisse par certaines estimations. Certains chercheurs ont pu ainsi constater que le recul des forêts était moindre que celui estimé quelques années auparavant par la FAO (Achard & al., 2002 ; Hansen & al., 2008),

même si ces résultats ont eux même fait l'objet d'une controverse dans la revue *Science* (Fearnside & Laurance, 2003 ; Eva & al., 2003). Les données actualisées sur la baisse de la déforestation mondiale n'ont pas manqué d'être interprétées comme un signal politique fort des efforts de gestion menées ces dernières années, y compris par les forestiers de la FAO. Un communiqué de presse récent de l'organisation s'intitulait *« Recul de la déforestation mondiale, malgré des taux alarmants dans de nombreux pays »*[85], déclaration jugée abusive par plusieurs ONG[86]. Les chiffres actualisés font en effet état d'une perte nette de couvert forestier de 5,2 millions d'hectares par an de 2000 à 2010, contre 8,3 millions d'hectares par an dans les années 90. Mais la FAO ne s'étend pas sur la faible précision des données collectées au cours des années 1990. L'incertitude sur ces données pourrait probablement signifier que les taux de déforestation ont été surestimés durant la décennie 1990, ce qui atténuerait largement l'enthousiasme de la FAO à propos de la diminution de la déforestation globale. Mais surtout, les chiffres présentés relatent en réalité la perte nette de couvert forestier naturel, c'est-à-dire en comptant l'effort de reboisement, notamment une grande part de plantations d'arbres à croissance rapide, dont on ne peut pas dire qu'elles aient les mêmes caractéristiques que les forêts primaires, notamment du point de vue de leur biodiversité. En réalité, la perte brute de forêts naturelles, qui concerne essentiellement les forêts tropicales les plus riches en biodiversité, atteint le niveau de 13 millions d'hectares par an, taux équivalent à celui constaté lors du précédent bilan quinquennal couvrant la période 2000-2005. Dès 2000, la FAO faisait une lecture de son évaluation des ressources forestières montrant une diminution des taux de déforestation, interprétation déjà dénoncée à l'époque (Matthews, 2001). L'amélioration de la collecte des données et du traitement statistique n'a donc pas beaucoup modifié la volonté affichée de la FAO de montrer les résultats positifs des actions qu'elle mène, alors qu'en réalité le recul des forêts tropicales s'est poursuivi à un rythme très soutenu au cours des récentes décennies.

Les groupes industriels et les agences de coopération utilisent indirectement ces chiffres, les premiers pour minimiser leur rôle dans le déclin des forêts, les seconds pour justifier leurs programmes d'aide. Par exemple, certaines données sur l'évolution du couvert forestier en Afrique centrale montrent que la déforestation a été surestimée par le passé et que la perte de forêt est bien moindre que dans les deux autres grandes régions forestières tropicales (Mayaux

[85] http://www.fao.org/news/story/fr/item/40893/icode/ consulté pour la dernière fois le 5 janvier 2011

[86] http://forets.greenpeace.fr/publication-d-un-rapport-de-la-fao-la-deforestation-reculerait-alors-que-les-chiffres-restent-les-memes consulté pour la dernière fois le 5 janvier 2011

& al., 2002). Concomitamment, l'un des arguments le plus mis en avant par les exploitants forestiers industriels africains est l'exploitation sélective des arbres, mode d'exploitation soutenu par certaines organisations internationales et agences de développement qui n'entrainerait pas de déforestation directe. Dans une publication commune de la FAO et de l'ATIBT (Association technique internationale des bois tropicaux), association qui représente la filière bois tropicaux, on pouvait lire : *« Le secteur forestier n'est responsable que d'une petite part de la déforestation annuelle. La raison principale en est que la récolte de bois industriel se fait en général de façon extrêmement sélective »*, allant même jusqu'à citer quelques experts qui affirment que *« les interventions par coupes sélectives ne sont pas beaucoup plus destructrices que la loi de la nature elle-même. »* (Gardino & al., 1999). La responsabilité est ensuite rejetée par les forestiers et les industriels sur les petits agriculteurs qui défrichent les concessions où l'exploitation sélective a eu lieu, et sur les Etats qui ne contrôlent pas ces implantations agricoles sauvages. De tels arguments omettent d'évoquer la fragmentation de larges massifs forestiers très peu perturbés avant l'exploitation forestière industrielle, et la dégradation des forêts fortement liée à cette fragmentation.

A l'incertitude sur l'étendue de la déforestation, vient s'ajouter des incertitudes scientifiques relatives à la connaissance des processus biologiques. Smouts (2001) indique par exemple : *« A la question de savoir quel degré de biodiversité il convient de maintenir, aucune règle d'or ne permet de donner la réponse. »* De plus, l'impact de la fragmentation des forêts sur la diversité biologique est assez difficile à évaluer (Dudley & al., 2005) : certaines espèces s'adaptent très bien aux effets de « lisière » liés à la fragmentation, alors que d'autres espèces ne traversent jamais les espaces découverts et voient donc leur habitat restreint par l'ouverture des massifs forestiers (Meijaard & al., 2006). Des études confirment par exemple que certaines espèces de faune sauvage peuvent dans certains cas être davantage représentées dans des forêts exploitées que dans des forêts préservées, tout en indiquant néanmoins que ces cas ne sont pas généralisables pour l'ensemble des espèces et pour l'ensemble des écosystèmes, et surtout que la préservation des espèces dépend beaucoup des actions de gestion qui sont entreprises dans une concession exploitée[87].

[87] Etude de Wild Conservation Society (WCS) intitulée Exploitation forestière sélective et conservation de la faune sauvage Le cas de la région d'Ivindo au Gabon, présentation de Stéphanie Latour téléchargée à l'adresse suivante : http://www.cirad.fr/ur/bsef/content/download/1055/5983/version/1/file/Exploitation+ foresti%C3%A8re+s%C3%A9lective+et+conservation+de+la+faune+sauvage.pdf

A propos de la récolte de bois, Karsenty & al. (2004) indiquent : *« on peut envisager qu'il existe une "zone grise" où l'impact des pratiques d'exploitation est controversé, et le consensus sur la durabilité de la gestion pratiquement impossible dès lors que des acteurs aux représentations et aux intérêts différents doivent en décider collectivement. Bon nombre des pratiques d'exploitation sélective en milieu tropical relèvent de cette zone grise. »* Par exemple, à l'heure actuelle, les seuils de diamètre minimaux d'exploitation sont fixés relativement arbitrairement. Karsenty & al. (2004) poursuivent ainsi : *« les experts sont certainement fondés à adopter un principe de précaution. Mais d'autres experts, plus sensibles aux besoins de l'industrie et, le cas échéant, à l'argument de la création ou de maintien d'emplois, pourraient facilement décider d'un autre "seuil arbitraire" qui maintiendrait la rentabilité des exploitations présentes sans, probablement, mettre en péril les grandes fonctions écologiques du massif forestier concerné. Comment décider ? »*. Tout le problème tient justement dans la manière dont est interprété le terme « probablement ».

Des activités d'exploitation similaires auront donc des impacts environnementaux négatifs ou positifs selon qu'elles sont appliquées dans un certain contexte environnemental (caractéristiques de la biodiversité présente) et socio-économiques (techniques sylvicoles employées, contrôle de l'exploitation, etc.). Mais comme nous l'avons montré dans la première partie, ces conditions ne sont pour l'instant que très rarement réunies : dans la plupart des forêts, la qualité des plans de gestion est très faible et les capacités de contrôle de ces plans sont dérisoires.

Pourtant, les industriels mettent largement en avant les quelques rares exemples de résultats isolés dont l'image est très positive, en omettant de porter l'attention sur les situations de gestion les plus répandues où les impacts en terme de déforestation et de dégradation forestière sont flagrants. Combien de fois avons nous entendu les exploitants forestiers s'empresser d'affirmer « il y a plus d'éléphants dans les concessions forestières aménagées que dans les aires protégées » ! A travers de telles affirmations, les exploitants industriels cherchent à relativiser le problème de déclin des forêts tropicales et à montrer que les activités d'exploitation ont potentiellement des effets bénéfiques, malgré l'incertitude scientifique relative aux impacts de l'exploitation forestière sélective sur la biodiversité, et surtout, malgré les constats accablants de dégradation des forêts qui découle des activités d'exploitation. En définitive, l'incertitude conduit donc à privilégier les objectifs économiques plutôt que les objectifs écologiques. On peut pourtant aisément prouver que les risques de déclin des forêts

qui découlent de ces choix sont davantage fondés que les probabilités d'un quelconque maintien des grandes fonctions écologiques.

Enfin, des argumentations similaires ont été développées concernant les émissions et le stockage du carbone forestier. Les exploitants forestiers mettent en avant le fait que, dans une forêt bien gérée, les arbres coupés repoussent et stockent du carbone durant leur croissance, et le bois d'œuvre coupé génère peu d'émissions de carbone car il est conservé sur de longues périodes en tant que matériau de construction ou comme meuble par exemple. Ces arguments ont été utilisés lors des négociations sur la REDD par les grands pays détenteurs de forêts tropicales où les taux de déforestation sont les plus modérés, comme les pays du Bassin du Congo. On ferait ainsi valoir que les forêts exploitées bien aménagées seraient un atout dans la lutte contre les changements climatiques. Or, si l'on considère l'ensemble des émissions liées à l'exploitation - c'est-à-dire non seulement les émissions directes liées à la coupe des arbres mais également celles relatives à la création des routes d'exploitation forestières - aux émissions découlant de l'utilisation des véhicules de débardage et aux émissions liées au transport, il est peu probable que le bilan de l'exploitation forestière industrielle soit positif ce que mettent d'ailleurs en avant les ONG (Greenpeace 2009). En outre, les forestiers répètent fréquemment qu'une forêt plantée stocke davantage de carbone qu'une forêt naturelle ancienne pour laquelle le bilan carbone est à l'équilibre. Outre le fait que ce dernier argument a été récemment contesté par certaines équipes scientifiques (Luyssaert & al., 2008 ; Lewis, 2009), il est frappant de mettre en avant le stockage du carbone par les plantations alors que celles-ci ne représentent qu'une faible part dans le bilan carbone des forêts et ne compensent que très faiblement les émissions de gaz à effet de serre liées à la dégradation et à la déforestation qui sont largement supérieures.

1.3. Des politiques fondées sur les causes, non sur les objectifs

Nous nous y sommes largement attardés dans le deuxième chapitre, les processus qui mènent au déclin des forêts sont déterminés par des combinaisons multiples de facteurs qui opèrent dans des contextes géographiques et historiques variés (Geist & Lambin 2002). Les causes de la déforestation sont complexes, font l'objet de thèses nombreuses, diverses et souvent contradictoires, qui évoluent tant au fil des progrès scientifiques que des modifications structurelles des sociétés. Une même cause peut ainsi avoir des effets opposés selon les

contextes sociaux et politiques dans laquelle elle s'inscrit (Sembres & al., 2009). Les exemples sont nombreux, qui peuvent être puisés dans les différents éléments exposés dans le deuxième chapitre de notre exposé. Dans cet univers controversé, baser les politiques forestières sur les causes présumées de la déforestation est donc une tâche ardue, qui peut conduire soit à l'inaction, soit à des résultats contreproductifs.

L'impact du développement de l'industrie pétrolière sur les forêts constitue une bonne illustration des effets ambivalents de certains paramètres. D'un côté, l'augmentation des niveaux de vie des urbains provoqué par la manne pétrolière accroît la demande de bois de construction, de papier et de viande - produit consommé par les populations plus aisées -, rehaussant ainsi les probabilités de déboisement et de conversion des forêts en pâturages (Wunder 2003b). En outre, la prospection et l'extraction pétrolière peuvent avoir des effets extrêmement négatifs comme nous l'avons vu dans le cas de l'Equateur. D'un autre côté, l'accroissement des revenus pétroliers rend le secteur agricole local relativement peu compétitif et entraîne une augmentation des importations de denrées agricoles, ce qui fait baisser la pression sur les forêts (Sunderlin et Wunder 2000). Une telle schizophrénie conduit à alimenter des débats, et entrave souvent les possibilités d'action. Par exemple, la publication d'un rapport du CIFOR montrant que les effets macro-économiques du boom pétrolier ont conduit à protéger les forêts, a entraîné une réaction très forte de la part de certains mouvements écologistes et un échange soutenu avec le CIFOR au sujet de la pertinence des stratégies d'intervention (Wunder & Verbist 2003).

Un autre exemple significatif des difficultés à baser toute action à partir des causes de la déforestation peut être donné à partir de l'analyse de l'évolution des principales théories de la déforestation. La croissance de la population rurale, formée d'agriculteurs itinérants et de petits agriculteurs migrants souvent très pauvres colonisant les frontières agricoles a été au cœur d'une théorie de la déforestation développée et largement popularisée par Myers (1980). Cette théorie était largement acceptée dans les années 1980, notamment dans les agences telles que la FAO. Elle a conduit à initier un grand mouvement de projets de développement ciblé sur les populations forestières qui pratiquent l'agriculture itinérante. La déforestation était alors appréhendée comme une déclinaison du sous-développement. Mais de nombreuses auteurs ont progressivement réfuté cette théorie (Rudel & Roper, 1996 ; Barraclough & Gimire, 1995 ; Angelsen & Kaimowitz, 1999 ; Geist & Lambin, 2002), de sorte qu'elle est devenue de plus en plus contestée : selon ces chercheurs, lorsque la déforestation est liée à la présence croissante d'agriculteurs itinérants c'est qu'un facteur déclencheur a été actionné en

amont à travers par exemple des politiques gouvernementales favorisant la migration vers les frontières agricoles, pour des raisons essentiellement politiques, qu'elles soient géopolitiques (occupation et sécurisation d'un territoire), économiques (attrait des capitaux étrangers pour exploiter les ressources naturelles) ou autres. Les infrastructures accompagnent généralement les programmes officiels de colonisation (route, électrification, etc.) et, consolident ainsi la colonisation (Lambin & al., 2001). Or, précisément, de nombreux projets de développement censés lutter contre la pauvreté et par la même occasion, contre la déforestation, ont eu un effet contraire à celui escompté. En contribuant à financer des infrastructures permettant aux ruraux d'accroître leurs revenus, par exemple via l'intensification agricole ou la diminution des temps de trajets entre les zones d'exploitation et les marchés, ces projets ont en réalité provoqué un accroissement de la demande, un effet d'aspiration de nouveaux colons vers les zones nouvellement équipées, et l'investissement des ruraux mieux dotés en capitaux dans de nouvelles conversion de forêts tropicales. Il est certes tentant pour une agence d'aide au développement de financer des paquets technologiques permettant d'intensifier les cultures agricoles ou les élevages jusqu'alors essentiellement extensifs. Intuitivement, on peut penser que cette intensification sera bénéfique aux populations rurales les plus pauvres, et permettra de stabiliser ces populations sur des terres agricoles plutôt que d'encourager leur migration vers des zones forestières, contribuant ainsi à baisser la pression sur les forêts. Une telle proposition a été faite récemment dans le rapport intitulé « Protection des forêts tropicales et de leur biodiversité contre la dégradation et la déforestation » rendu au Président de la République par le député Jean Marie Le Guen. Or, comme venons de le signaler, les effets de l'intensification agricoles sur les forêts tropicales sont contradictoires, et l'augmentation des revenus à l'hectare de la majorité des productions agricoles entraîne dans la plupart des cas une incitation à augmenter les superficies cultivées.

Face à la contestation de la théorie popularisée par Myers, une autre théorie de la déforestation lui a succédé progressivement. Selon cette dernière, à partir des années 1990, la déforestation a été catalysée par les grands projets agroindustriels, notamment en Asie et en Amazonie (Rudel 2005 ; Laurance 2007 ; Rudel & al., 2009). La crise de la dette et les programmes d'ajustement structurels en cours dans les années 1980 ont stoppé les grands programmes étatiques de colonisation des massifs forestiers. Ce sont les entreprises privées qui ont pris de relai. De nombreuses routes non-officielles sont construites par des entreprises privées en Amazonie brésilienne afin d'exploiter les ressources minières et forestières. Ces routes étaient auparavant prises en charge par les Etats. Cette augmentation de la

déforestation « d'entreprise » est due à une croissance des marchés internationaux de produits de base (huile de palme soja, maïs, biocarburants…) (Hecht 2005). La demande est de plus en plus forte au fur et à mesure que la population urbaine progresse au détriment de la population rurale. Cette nouvelle théorie s'est progressivement imposée auprès des bailleurs de fonds et des organisations écologistes qui ont réorienté une partie de leurs programmes d'intervention afin de soutenir les meilleures pratiques des exploitants forestiers ou de l'agro-industrie, notamment à travers des dispositifs de normalisation et de certification privés. Là aussi, cette réorientation pose question, car une grande partie des problèmes de dégradation et de déforestation sont indirectement liés à ces activités industrielles, par exemple à travers les effets d'attraction des populations pauvres qu'elles induisent, et pour lesquelles elles rejettent toute responsabilité.

1.4. Gérer en fonction du contexte local ?

En raison des incertitudes scientifiques qui pèsent sur la gestion forestière, plusieurs auteurs estiment qu'il est impossible de définir des normes de gestion qui s'appliqueraient de manière universelle à l'ensemble des forêts tropicales (Sheil & al. 2004). L'ambiguïté même du concept de gestion durable des forêts rendrait vaine toute tentative de traduction concrète de ce concept en référence communément admise. Au regard des débats insurmontables qui ont porté sur les critères et indicateurs de gestion durable au niveau international, on peut effectivement difficilement nier les difficultés de mise en œuvre pratique du concept de gestion durable au niveau global.

Sheil & al. (2004) ajoutent qu'une autre option pourrait être envisageable, qui consisterait de manière plus pratique à fixer un objectif de maintien des forêts tropicales restantes dans leur état actuel. Mais selon les auteurs, un tel choix empêche de saisir les enjeux multiples inhérents à la gestion moderne des forêts (la fameuse gestion multifonctionnelle) d'autant plus qu'au niveau local, la gestion des forêts reflète un ensemble de dimensions qui sont perçues et interprétées différemment selon les acteurs. Ils soulignent que les forêts font l'objet de demandes et de contextes locaux variés qui se traduisent forcément par différents besoins de gestion : protection pour les uns, conservation pour les autres, etc. Ils estiment par conséquent que tout référentiel de gestion devrait refléter avant tout ces préoccupations locales et

pragmatiques, en gardant toutefois fortement à l'esprit le principe de maintien des fonctions écologiques de la forêt.

Les auteurs ajoutent des arguments pratiques qui plaident contre l'adoption de référentiels globaux. Ils soulignent un certain nombre de limites qui touchent au caractère souvent technocratique des référentiels de gestion, à l'impossibilité de déterminer clairement les responsabilités alors que les problèmes forestiers peuvent être la conséquence d'évènements spontanés ou externes (crises économiques, invasions militaires, changements climatiques…), aux cadres institutionnels insuffisants dans les pays tropicaux (faible présence des services forestiers sur le terrain, faibles compétences en gestion…), aux conflits juridiques entre droit de l'Etat et droits coutumiers des populations locales.

De ces différents arguments, Sheil & al. déduisent que la seule solution possible en terme de gestion devrait consister à adopter une approche plus pragmatique adaptée au contexte local. Plutôt que d'imaginer un référentiel décrivant une situation idéale, ils proposent de déterminer des objectifs normatifs pragmatiques, qui soient le plus largement applicables, basés sur des priorités locales et sur des procédures plutôt que sur des résultats. *« La gestion nécessite du bon sens et de la flexibilité. (….) Il est impossible de s'accorder sur ce qui constituerait une gestion idéale des forêts ou sur un processus qui permettrait d'atteindre cette situation de gestion idéale. La perfection est difficile mais l'amélioration est possible. »* (Sheil & al., 2004)[88] . Autrement dit, les auteurs estiment que les objectifs de gestion doivent être déterminés en fonction d'un contexte préexistant, en examinant ce qui est « faisable » d'un point de vue pragmatique en fonction des réalités socioéconomique et écologiques locales. Ils introduisent également une dimension de flexibilité, arguant au nom du pragmatisme, que plutôt que de fixer des objectifs idéaux mais « inatteignables », il vaut mieux s'inscrire dans une démarche de progrès en soutenant les bonnes pratiques.

Les limites pragmatiques signalées par les auteurs ne sont pas nouvelles. Elles concernent un grand nombre de politiques mises en œuvre dans des pays tropicaux où les Etats sont « défaillants » et où les problèmes de gouvernance locale se posent avec acuité. A notre sens, de tels arguments ne devraient pas constituer le fondement de l'action. Bien loin de viser l'efficacité des mesures de gestion, nous pensons au contraire qu'elles constituent un moyen de justifier la faible ambition des dispositifs de gestion écologique, voire dans certains cas l'inaction. Par exemple, les discours des entreprises européennes implantées en Afrique sur

[88] Traduction libre réalisée par l'auteur

les « réalités africaines » - la pauvreté, le manque d'infrastructure, la corruption etc. – forment, à notre sens, un alibi commode pour éviter de mettre en œuvre des mesures de gestion écologique des forêts plus efficaces qui, bien entendu, vont à l'encontre de la volonté de développement de l'exploitation forestière de ces compagnies. La faible couverture d'aires protégées, ou la quasi inexistence d'une quelconque dévolution effective de gestion à des communautés autochtones et traditionnelles en Afrique centrale découle largement d'un tel raisonnement.

Smouts (2001) indique par exemple que le débat entre protection et exploitation des forêts lui semble surréaliste. Selon l'auteur, en raison du coût économique et politique considéré comme trop élevé par les dirigeants des pays tropicaux, surtout si la forêt contient des essences commercialisables de haute valeur ou si la forêt peut être convertie en terres agricoles, les aires protégées seraient difficiles à mettre en œuvre. Smouts avance qu'en 1996 la part des forêts tropicales protégées se montait à 8 % seulement, et que moins de 1% se trouvaient réellement à l'abri de dégradation diverses. L'auteur ajoute que les exemples de réussite d'AP en forêt tropicale sont exceptionnels. Cette position est largement partagée par les forestiers et les tenants d'une exploitation forestière industrielle, qui insistent également sur l'inefficacité, ou du moins l'efficacité relative des AP, pour arguer de la non-pertinence d'un objectif de conservation précis. Nous avons effectivement signalé, dans le chapitre précédent de notre document, que la performance des AP est plus ou moins variable selon leur localisation géographique, le niveau de pression anthropique auxquelles elles sont soumises, et la qualité de leur gestion (Joppa & Pfaff, 2010 ; Nelson & Chomitz, 2010). Mais affirmer d'emblée la non-pertinence d'une mise en réserve des forêts, à partir d'un raisonnement qui mettrait en exergue la faible efficacité des AP, n'est pas tenable, car ce raisonnement pourrait s'appliquer à tout autre dispositif de gestion autre que les AP.

On le voit, les nécessités de développement et le contexte local, à savoir des services forestiers déliquescents et peu formés, les populations très pauvres, la forte corruption, etc., sont systématiquement mis en avant pour avancer le peu de chance de réussite des politiques de coopération qui viseraient des objectifs de conservation ambitieux. En revanche, le fait qu'une grande partie des forêts tropicales soient octroyées à des sociétés d'exploitation forestière dans le cadre de politiques de concessions, est régulièrement mis en avant comme un élément incontournable du contexte local. L'aménagement des forêts de production est alors considéré la meilleure solution possible, largement réalisable d'un point de vue technique (Smouts, 2001). Certains bailleurs de fonds internationaux soutiennent ce

raisonnement de la « faisabilité ». Les grandes entreprises d'exploitation privées ont d'ailleurs largement bénéficié des faveurs de l'aide internationale, y compris lorsque ces sociétés sont pilotées par des capitaux européens. Pourtant, au regard des problèmes de déforestation et de dégradation persistants des massifs exploités, la performance de telles politiques mériterait au moins d'être questionnée.

Car qui peut affirmer aujourd'hui que l'aménagement des forêts de production est plus efficace que les AP ? Ce mode de gestion semble certes donner de bons résultats pour une partie des forêts exploitées (Führ & al., 2001 ; Clark & al., 2009), mais reste très peu adopté au niveau global, et le bilan de sa mise en œuvre est extrêmement mitigé. En outre, comme nous l'avons signalé dans la première partie, bien souvent, la qualité des plans d'aménagement laisse à désirer. La réduction des impacts de l'exploitation sur la biodiversité est obtenue au terme de mesures de gestion qui sont très importantes, mais les impacts de exploitation forestière sur l'ensemble de la biodiversité des forêts restent encore largement méconnus et varient dans le temps et selon les catégories d'espèces et d'habitats (Putz & al., 2000). En revanche, ce qui est largement connu et confirmé par de nombreux travaux, c'est que l'ouverture de pistes forestières engendrée par l'exploitation conduit à un morcellement des massifs, ce qui entraîne, dans de nombreux cas, des effets très importants sur la biodiversité forestière, voire à plus long terme, une conversion des massifs forestiers en terres agricoles (Laurance & al, 2009).

Poser la question de l'efficacité probable des modes de gestion, avant même d'avoir défini les objectifs à atteindre est un contresens. En conséquence, un objectif de planification de l'utilisation des forêts tropicales, qui maintiendrait les espaces de conservation au plus bas, et viserait à développer largement l'activité forestière et à l'étendre aux forêts peu perturbées, en arguant que l'aménagement est la meilleure solution, ne nous semble aucunement pertinent. Cela reviendrait à gérer les forêts tropicales essentiellement en fonction des instruments et non plus en fonction de la satisfaction d'objectifs écologiques.

1.5. Participation : le nouveau crédo de la gestion durable

Compte tenu de l'incertitude scientifique qui caractérise les problématiques de gestion forestière, les jugements de valeurs prennent une place considérable. Par conséquent, Sheil & al. (2004) estiment que la science est « impuissante », et ne permet que de jouer un rôle très

limité dans la détermination d'un référentiel de gestion. Pour ces auteurs, des rapports de gestion ou des entretiens avec les populations locales apparaissent tout aussi pertinents que certains travaux scientifiques. Ils en concluent que les décisions de gestion devraient reposer en grande partie sur le consensus informé entre ces parties prenantes locales. De là, la détermination d'objectifs locaux de gestion devrait, selon eux, s'appuyer largement sur la recherche de consensus pour laquelle la participation des acteurs locaux sera essentielle. Les auteurs n'excluent toutefois pas que des priorités globales ou nationales soient fixées mais réclament davantage d'équilibre entre les trois niveaux de gouvernance. Ils poursuivent leur argumentation en se plaçant sur le terrain de l'éthique : pour eux, toute priorité donnée à des enjeux globaux plutôt qu'à des enjeux négociés localement constitue une forme d'impérialisme technique.

L'argument éthique ne sous semble pas recevable pour deux raisons. Premièrement, lorsqu'elles sont décidées, de nombreuses politiques, qu'elles soient nationales ou internationales, sont certes ressenties par les populations comme des choix imposés. Sur des sujets bien différents, la loi sur l'avortement ou la loi contre la peine de mort, lorsqu'elles ont été votées en France, étaient loin d'être acceptées par les populations. Dans le domaine de l'environnement, lorsque les quotas de pêche ou l'interdiction des filets maillants dérivants ont été imposés, les premiers touchés par ces mesures ont été les pêcheurs locaux, souvent de petits artisans. Mais après un certain temps, nombreuses ont été les voix qui se sont exprimées pour affirmer la nécessité d'une telle mesure, tant les stocks de poissons étaient faibles. La survie de la pêche artisanale elle-même en était menacée. Dans le domaine forestier, la situation n'est pas très éloignée : il faut avoir le courage d'imposer des mesures de gestion qui ont clairement pour objectif de lutter contre le déclin des forêts tropicales, même s'ils vont à l'encontre de certains intérêts socio-économiques locaux à court terme.

Deuxièmement, la préoccupation éthique exprimée par Sheil & al. nous paraît en partie erronée sur un autre plan : elle part du principe que toute intervention externe « imposerait » des objectifs de gestion. Bien au contraire, selon nous, une grande partie des populations autochtones et traditionnelles, sont justement à la recherche de soutiens externes, car elles sont tout simplement en minorités sur le terrain local ! Au Brésil, lorsque le leader des seringueiros Chico Mendes ou lorsque des chefs tribaux ont fait face à l'avancée des grands propriétaires terriens afin de préserver l'intégrité de leurs droits coutumiers et de leurs territoires ancestraux, ou en Afrique, lorsque les populations pygmées font face aux exploitants forestiers dont les concessions s'implantent sur leurs lieux traditionnels de vie et

de chasse, des conflits émergent au niveau local. Curieusement, les problèmes éthiques ne sont presque jamais mentionnés au sujet de ces conflits parfois très violents. Bien souvent, les acteurs locaux les plus faibles et les plus marginalisés s'allient avec des ONG écologistes pour qu'une mobilisation internationale ait lieu, afin que des mesures de préservations soient mises en place au niveau local. Lorsque les priorités de gestion sont négociées localement, comme le suggèrent Sheil & al. (2004), les voix des parties prenantes marginalisées, celles là mêmes qui vivent en harmonie avec la forêt depuis des générations, sont rarement entendues face aux exploitants forestiers, agriculteurs migrants, éleveurs et autres colons qui, tous, se revendiquent également comme des acteurs « locaux ».

Par ailleurs, le second point qui nous paraît hautement contestable dans le raisonnement de Sheil & al. , est l'accent porté sur la nécessité de trouver des compromis acceptables au niveau local entre les différentes demandes des acteurs, compromis qui constitueront ensuite l'objectif à atteindre. On retombe, avec cette approche, dans le culte du consensus que nous avons largement critiqué précédemment, à l'appui des éléments indiqués notamment par Mermet & al. (2010). Les auteurs eux-mêmes sont conscients des limites de telles approches participatives puisqu'ils signalent que la recherche de consensus est parfois difficile, et que les parties prenantes qui sont en faveur de l'inaction, même lorsqu'elles sont minoritaires, sont parfois dans une position plus puissante que celles qui cherchent à agir (Sheil & al., 2004).

Lescuyer (2003) illustre admirablement les difficultés auxquelles feront face les gestionnaires s'ils adoptent cette approche basée sur la recherche de consensus locaux, difficultés qui sont signalées à propos de la définition et de la mise en œuvre de critères et indicateurs applicables à l'unité de gestion forestière : *« l'aspiration principale des populations des zones forestières est le désenclavement, ce qui passe par le maintien d'un réseau routier et de pistes le plus dense possible »*. Connaissant l'impact de l'ouverture de routes sur les forêts, on voit bien ici toutes les limites des approches qui privilégient la participation et la recherche de consensus au niveau local…

2. UN CADRE D'EVALUATION CENTRE SUR LES PREOCCUPATIONS ENVIRONNEMENTALES

La section précédente a révélé les approches utilisées jusqu'à présent pour prendre en charge le problème de déclin des forêts tropicales. Dans cette section, nous allons montrer qu'une approche centrée sur les préoccupations environnementales est non seulement pertinente, mais également réalisable, pour traiter ce problème.

2.1. Pertinence d'une approche centrée sur les préoccupations environnementales globales

Nous nous sommes attardés, dans les parties précédentes de ce texte, sur les préoccupations environnementales relatives aux forêts tropicales soulignées maintes fois par les scientifiques depuis plus d'un demi-siècle, même si le déclin des forêts tropicales n'a été réellement médiatisé et repris par les ONG et d'autres acteurs qu'à partir des années 1970. Ces préoccupations se sont exprimées sous diverses formes à travers des travaux scientifiques, des programmes de travail et des déclarations et engagements internationaux plus ou moins contraignants. Elles se sont également exprimées à travers des préoccupations sociétales relayées par les ONG.

Cet ensemble d'expressions constituent le fondement du référentiel de gestion forestière tropicale actuellement à l'œuvre. Néanmoins, sur la base de notre travail de cartographie des principaux éléments qui structurent la gestion durable des forêts tropicales, force est de constater qu'il est bien difficile de se frayer un chemin, tant le concept de gestion durable des forêts s'enlise dans des contradictions et controverses, tant les objectifs affichés par chaque politique et dispositif semblent éloignés les uns des autres. Nombreuses ont été les tentatives de normalisation de la gestion forestière, comme nous l'avons souligné à travers le débat fournit sur les critères et indicateurs de gestion forestière. Emergeants à différentes échelles, du local au global, portés par des catégories d'acteurs variées, ONG, secteur privé ou gouvernement, ces tentatives sont autant de manière d'interpréter les volontés internationales d'éviter le déclin des forêts tropicales humides. Le problème forestier est bien identifié, des

bribes de lignes directrices existent au niveau international, mais le cap à suivre pour une gestion de ce problème n'est pas fixe.

Tels qu'ils figurent dans les différents textes internationaux, certains éléments (déclarations, décisions, objectifs…) servent de référence aux actions politiques en cours. Néanmoins ces éléments sont très flous, induisant une appropriation ardue et une interprétation parfois très ambigüe par les acteurs qui définissent les politiques et mettent en œuvre les actions de gestion au niveau local. La traduction de ces référentiels normatifs généraux en politiques et actions facilement applicables par les acteurs sur le terrain s'avère complexe. Pourtant, toute organisation privée ou publique se doit de définir des objectifs utilisables à des fins incitatives et de gestion. Dans le domaine de la conservation, par exemple, déterminer des objectifs pour la restauration des écosystèmes dégradés, pour la reconstitution des espèces ou pour la protection des habitats joue un rôle central en termes de gestion, permettant de traduire la science en politiques, et les politiques en action (Tear & al., 2005).

Comme l'indiquent Sheil & al. (2004), il importe de faire des choix, d'établir des objectifs de gestion en fonction des connaissances scientifiques actuelles, mais également en fonction de certains jugements de valeur qui sont portés par une demande sociale. Ce constat nous le faisons également. Mais là où nous divergeons avec ces auteurs, c'est que ces derniers proposent de faire abstraction de toute définition d'objectifs globaux, en arguant du fait que la gestion durable des forêts n'est pas une notion universelle. Ils estiment qu'il est impossible de fixer des objectifs de gestion des forêts tropicales qui ne soient pas négociés au niveau local.

En quoi cette approche nous paraît contestable ? D'abord, le placement de la lutte contre le déclin des ressources forestières tropicales dans les agendas de négociation internationales, lors des sommets de Rio, de Johannesburg, du G8 ou du G77, dans la plupart des réseaux d'ONG transnationaux, nous rappelle les fortes attentes au niveau international quant à la réalisation d'objectifs de lutte contre la déforestation et la dégradation des forêts tropicales humides.

Ensuite, nous affirmons, contrairement à ce que proposent Sheil & al (2004), que ces objectifs ne doivent pas être vus de manière dichotomiques entre d'un côté un objectif de conservation total d'un état initial, et d'un autre côté des objectifs qui tenteraient vainement de concilier les intérêts divergents de la gestion durable des forêts à travers la fixation d'une multitude de critères techniques et indicateurs hétérogènes peu applicables. Il nous semble au contraire qu'une voie entre ces deux options est envisageable, qui établirait des objectifs globaux de

gestion des forêts en fixant pour point de mire, non pas les différentes composantes du développement durable telles qu'elles s'appliquent aux forêts, mais plutôt les vrais enjeux écologiques tels qu'ils s'expriment depuis plusieurs décennies au sujet du déclin des forêts tropicales. Retenons ce positionnement comme premier principe de formation de notre référentiel normatif.

Enfin, nous estimons que la définition d'objectifs globaux de gestion clairs et opérationnels est non seulement réalisable, mais surtout indispensable pour orienter les politiques et actions concrètes permettant de prendre correctement en charge le problème du déclin des forêts tropicales humides. Car, sans de telles cibles normatives, comment juger si la direction prise par les actions et politiques en cours est la bonne ? Comment mettre les acteurs de la gestion des forêts tropicales face à leurs responsabilités ?

En se basant sur les engagements collectifs internationaux, des demandes sociétales et des principaux résultats scientifiques, nous affirmons qu'il est possible de déterminer de tels objectifs qui constitueraient une sorte de vision d'un plan de gestion optimal pour la préservation des forêts tropicales humides. C'est uniquement dans ces conditions que l'évaluation des politiques peut jouer pleinement son rôle, en révélant le décalage entre ce repère normatif nouvellement constitué et la manière dont les acteurs se sont appropriés les discours et engagements internationaux à travers les politiques et actions de terrain. C'est à partir de la révélation de ces écarts que des responsabilités pourront être clairement établies, et que la réorientation des politiques et des dispositifs de gestion est possible.

2.2. L'opération de transcodage en enjeux environnementaux

A ce point de notre développement, nous avons affirmé que des objectifs de gestion globaux sont indispensables. Cependant, la question de la définition précise de ces objectifs reste posée. Faut-il conserver l'ensemble des forêts tropicales sans distinction aucune, sachant que dans certains cas, les activités humaines n'altéreront pas forcément les grandes fonctions écosystémiques des forêts tropicales ? Ou sinon, quels sont les principes qui doivent guider les choix de conservation des forêts tropicales ? De même quels sont les principes qui doivent guider la gestion des forêts qui ne font pas l'objet de mesures de conservation ? Telles sont quelques questions fondamentales pour l'avenir des forêts tropicales auxquelles nous devons

apporter des éléments de réponse précis permettant de fixer un objectif écologique vers lequel il faut tendre.

A l'appui de notre travail d'enquête et de la revue de la littérature effectuée précédemment, nous savons que les écosystèmes forestiers ont subi au cours du temps des évolutions naturelles. Plutôt que de chercher à conserver ces écosystèmes en l'état, accepter leurs changements, à condition que leurs fonctions écologiques n'en soient pas dramatiquement modifiées sous l'effet des actions humaines, constitue à notre sens un premier principe sur lequel nous appuyer. On retrouve ici l'idée de résilience des écosystèmes forestiers face à des perturbations naturelles ou à des interventions humaines (Nasi & Frost, 2009). Toute vision univoque et universelle qui viserait la conservation des forêts « en l'état », et par conséquent l'interdiction pure et simple des activités humaines dans les écosystèmes forestiers naturels, ne nous parait pas une approche pertinente, ni souhaitable. Une telle position ne signifie pas que dans certains cas précis, des mesures conservatoires strictes ne doivent pas être prises, comme nous le verrons plus loin, notamment en ce qui concerne la préservation de certains habitats et espèces. Car nous savons également que les forêts tropicales peuvent subir des dommages irréversibles, matérialisés par la perte définitive de services écosystémiques et d'espèces. Eviter toute action humaine dont les conséquences écologiques sont irréversibles constitue pour nous le second principe fondamental (Nasi & Frost, 2009) autour duquel doivent se caller les objectifs à atteindre afin de prendre sérieusement en compte les problèmes environnementaux posés par le déclin des forêts tropicales.

Sur la base de ces principes, il s'agit maintenant de réaliser ce travail de transcodage[89] des différents éléments - résultats objectifs de travaux scientifiques, demandes sociétales, engagements internationaux - qui constituent le contour du référentiel « intuitif » des politiques forestières tropicales actuelles, vers un référentiel « construit » pour une gestion écologiquement durable des forêts tropicales. Autrement dit, il nous faut déterminer les objectifs qui répondent aux principaux enjeux environnementaux (Leroy, 2004) relatifs aux forêts tropicales humides. Dans les sections suivantes, nous présentons ce qui constitue à notre sens les principaux enjeux environnementaux formant notre référentiel normatif.

[89] La formule Transcodage est empruntée à Pierre Lascoumes. Voir notamment Lascoumes P., *Rendre Gouvernable : De La "Traduction" Au "Transcodage". L'analyse Des Processus De Changement Dans Les Réseaux D'action Publique.* In :*La Gouvernabilité,* Paris, PUF CURAPP

2.2.1. Eviter la conversion à grande échelle des forêts naturelles.

Le premier objectif doit viser à déterminer si un niveau de déforestation est acceptable, et le cas échéant, quel serait ce niveau. La conversion de forêts en terres agricoles n'est en effet pas une activité à proscrire en soit. Il est communément admis que les agriculteurs itinérants pratiquant l'essartage générations après générations avec des temps de jachère suffisamment longs pour permettre à la forêt de se régénérer, ne provoquent pas de dégradations irréversibles aux massifs forestiers. En revanche, toute politique qui vise la conversion définitive des forêts tropicales humides naturelles, que ce soit pour l'implantation de cultures agricoles ou de pâturage, ou pour la création de larges infrastructures, devrait être évitée. Une telle politique ne peut en effet aucunement être compatible avec la prise en considération des enjeux écologiques majeurs des forêts tropicales humides, notamment le maintien des services écosystémiques essentiels qu'elles procurent aux sociétés humaines.

Une telle affirmation est partie intégrante d'objectifs globaux tels que l'objectif du millénaire pour le développement (OMD) n°7.a qui vise à *« inverser la tendance actuelle à la déperdition des ressources naturelles »*. L'objectif d'ensemble 1 de l'Instrument juridiquement non contraignant concernant tous les types de forêts adopté par les Nations Unies en 2007 vise à *« mettre fin à la réduction du couvert forestier dans le monde (...) et redoubler d'efforts en vue de prévenir la dégradation des forêts »*. Le programme de travail élargit sur la diversité biologique des forêts, adopté en 2002, enjoint les Parties à la CDB à *« empêcher et atténuer les pertes dues au morcellement des terres et à leur conversion à d'autres utilisations »* (Objectif 6). Dans son plan stratégique 2011-2020 (COP 10 Décision X/2), la CDB inscrit également indirectement une référence à un objectif de lutte contre le déclin des forêts. Le but stratégique B de ce plan consiste *à « Réduire les pressions directes exercées sur la diversité biologique et encourager son utilisation durable. »* notamment à travers un objectif spécifique que l'on peut aisément lier au déclin forestier : *« D'ici à 2020, le taux de perte de tous les habitats naturels, y compris les forêts, est au moins réduit de moitié et si possible ramené à un niveau proche de zéro, et la dégradation et la fragmentation sont significativement réduites »*.

Les engagements internationaux ne sont pas extrêmement éloignés des positions de nombreuses ONG écologistes, même si ces dernières sont évidemment plus ambitieuses : la majorité d'entre elles prône une déforestation proche de zéro, les différences apparaissant toutefois quant à l'échéance de réalisation d'un tel objectif au niveau d'exigence requis. En

réaction aux objectifs du plan stratégique 2011-2020 de la CDB, l'UICN propose par exemple que *« D'ici à 2020, la perte et la dégradation de l'intégrité des habitats naturels et des écosystèmes auront été enrayées »*. (UICN, 2010a). Pour Greenpeace, l'objectif devrait consister à mettre fin à la déforestation brute dans les pays en développement d'ici à 2020, et à atteindre « zéro déforestation » d'ici à 2015 dans des zones prioritaires telles que l'Amazonie, le Bassin du Congo, et les forêts tropicales du sud est asiatique notamment en Indonésie (Greenpeace, 2009). L'objectif de la campagne intitulée « forêts vivantes » lancée récemment par WWF est d'atteindre « zéro déforestation nette en 2020 ». La nuance entre les positions des deux dernières organisations écologistes est que les objectifs de WWF ne signifient pas une interdiction totale de déboisement partout dans le monde (WWF, 2011).

L'objectif de réduction drastique de la déforestation brute est par ailleurs confirmé par des constatations scientifiques qui révèlent les pertes irréversibles d'espèces associées à la disparition des habitats, comme nous l'avons largement documenté dans les parties précédentes. Les analyses de répartition des espèces en forêts tropicales montrent que la disparition de larges pans de forêts peu perturbées est particulièrement impactant pour la survie de nombreuses espèces uniques. Compte tenu de la réduction du nombre d'espèces dans les forêts fortement secondarisée, qui découle du développement de la chasse commerciale et des activités extractives de bois, on pourrait penser la conversion de ces forêts serait plus acceptable. Or, en raison de cette pression humaine renforcée, certaines espèces encore présentes dans ces habitats perturbés sont très vulnérables ou menacées d'extinction. Les surfaces de forêts secondaires ont largement progressé dans le monde tropical, et leur rôle en matière de conservation des espèces ne saurait être négligé (Chazdon & al., 2009). En outre, convertir les forêts secondaires conduira probablement à rapprocher le front de déforestation des zones non perturbées les plus riches en biodiversité.

Par ailleurs, la conversion de larges superficies de forêts tropicales en terres agricoles ou en pâturages pourrait modifier sensiblement les régimes climatiques locaux et entraîner des boucles de rétroactions particulièrement néfastes pour les forêts tropicales humides (Nepstad & al., 2001). En Amazonie, par exemple, la fragmentation des massifs forestiers pourrait entraîner l'installation permanente d'un régime climatique beaucoup plus sec ; l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des sécheresses renforcerait alors l'accroissement de la sensibilité des forêts aux incendies. Cette situation qualifiée de « point de basculement » pourrait induire des effets d'entrainement conduisant à une déperdition quasi généralisé du massif amazonien (Nepstad & al., 2008 ; Malhi, et al., 2008 ; Nobre & Borma, 2009). Même

si de nombreuses incertitudes demeurent encore au sujet du mécanisme de « point de basculement » (Walker & al., 2009) , il est probable que la conversion de 30 à 40% de la forêt humide amazonienne pourrait transformer le régime climatique d'une grande partie de l'Amazonie. Certains auteurs suggèrent par conséquent que, par précaution, la déforestation n'excède pas 20% de la superficie initiale de la forêt (Leadley & al., 2010), sachant qu'environ 17% du massif amazonien ont déjà été convertis. Le gouvernement brésilien a d'ailleurs pris la mesure de ces enjeux environnementaux en établissant un objectif de réduction de la déforestation amazonienne annuelle de 80% en 2020 par rapport à un scénario de base historique de perte annuelle moyenne de 19 500 km2 entre 1996 et 2005 (Soares-Filho & al., 2010).

Compte tenu des besoins de développement, un tel objectif de réduction drastique de la déforestation peut sembler exagéré à court terme, notamment pour les pays les moins avancés. Il est entendu que certains de ces pays où le couvert forestier est extrêmement étendu auront sans doute des impératifs de développement qui nécessiteront des déboisements, comme par exemple pour l'extension d'une agglomération urbaine, ou pour la création d'une piste d'atterrissage ou d'une portion de route de désenclavement. Sous réserve de respecter certaines conditions en termes d'impact environnemental local, de tels déboisements sont envisageables mais devront rester limités. Car comme nous l'avons signalé à plusieurs reprises dans la première partie, l'ouverture des massifs forestiers peu perturbés, en particulier par le biais de la construction de routes, est l'un des principaux facteurs déclencheurs de la conversion à grande échelle des forêts tropicales humides. En outre, certaines ONG écologistes reconnaissent elles-mêmes que, dans certaines circonstances, la conversion des forêts sur un site particulier peut contribuer au développement durable et à la conservation de l'ensemble du paysage (WWF, 2011). Par exemple, les besoins des éleveurs dans une zone tampon d'une AP peuvent exiger la conversion d'une partie des zones forestières afin de fournir des pâturages nécessaires au bétail des communautés locales et éviter ainsi que les forêts de l'AP soient converties. L'objectif doit donc rester celui d'une réduction la plus forte possible de la conversion, avec quelques exceptions liées à des besoins particuliers, sur des échelles réduites. La conversion de grandes superficies de forêts tropicales pour des cultures hautement commerciales, des plantations monoculturales d'arbre à croissance rapide, ou de vastes pâturages extensifs ne sauraient en aucun cas rentrer dans un tel schéma.

Cet objectif de limitation des conversions peut paraître contraignant et exagéré. Il est néanmoins globalement partagé, au moins officiellement, par la majorité des acteurs, et non

uniquement les acteurs d'environnement. Même dans les régions qui possèdent les partisans les plus acharnés d'un développement qui s'appuie sur une maîtrise de la nature, comme la plupart des régions forestières où le front pionnier agricole est le plus actif, il est désormais extrêmement rare de trouver une organisation représentative des acteurs économiques – organisations professionnelles agricoles, syndicats d'exploitants agricoles, etc. - dont le discours officiel prône la conversion à grande échelle des forêts tropicales. Les acteurs directement responsables de la déforestation ne peuvent donc plus nier ouvertement leurs responsabilités et les politiques ne peuvent s'affranchir de confronter ces acteurs à leurs responsabilités.

2.2.2. Reconstituer et restaurer le couvert forestier

Le maintien d'un ensemble de biens et services fournis par les forêts, y compris des services écosystémiques, constitue depuis longtemps, un objectif renouvelé des gouvernements. Il figure dans plusieurs textes internationaux relatifs aux forêts adoptés en 1992 à Rio, notamment la Déclaration sur les forêts, et le chapitre 11 de l'Agenda 21 consacré au maintien des rôles et fonctions multiples de tous les types de forêts, terres forestières et surfaces boisées. Le plan stratégique 2011-2020 (COP 10 Décision X/2) de la CDB intègre également des engagements relatifs à la fourniture de ces services : *« d'ici à 2020, les écosystèmes qui fournissent des services essentiels et contribuent à la santé, aux moyens de subsistance et au bien-être sont sauvegardés et/ou restaurés (...) »* (But stratégique D, objectifs 14). Compte tenu des enjeux fondamentaux liés aux services de captation et de stockage de carbone des forêts, ces derniers prennent une place particulièrement importante dans les différents objectifs que ce sont fixés les gouvernements, notamment dans le cadre de des engagements de la CCNUCC.

Pour que la société puisse continuer de bénéficier des services écologiques multiples procurés par les forêts tropicales, il faut que cesse la conversion généralisée des massifs forestiers. Néanmoins, nous l'avons indiqué précédemment, certains déboisements exceptionnels ne pourront être évités. En outre, les objectifs de réduction de la déforestation, même ambitieux, ne permettent que d'envisager des scénarios où le déboisement décroit certes progressivement, mais se poursuit tout de même encore durant quelques années. Certaines études prospectives montrent par exemple que la réduction progressive de la déforestation

amazonienne conduira à une perte de 20% de la surface originelle de la forêt amazonienne à l'horizon 2020 (Soares-Filho, 2006). De plus, de nombreuses forêts tropicales, ont subi de fortes dégradations sous l'effet des pressions humaines. Dés lors il convient d'envisager des actions de reboisement, de reconstitution et de restauration des massifs dégradés qui permettent de maintenir les fonctions écologiques essentielles à un certain niveau, ou de les améliorer.

Certains engagements internationaux portent spécifiquement sur cette question, comme le plan stratégique 2011-2020 de la CDB : *« D'ici à 2020, la résilience des écosystèmes et la contribution de la diversité biologique aux stocks de carbone auront été améliorés par la conservation et la restauration, dont la restauration d'au moins 15% des écosystèmes dégradés, et deviendra un facteur dans l'atténuation des changements climatiques et l'adaptation à ceux-ci, et dans la lutte contre la désertification »*. Un tel objectif est en phase avec la volonté de nombreuses organisations qui entreprennent et soutiennent des activités de restauration du paysage forestier, dans le cadre du Partenariat mondial sur la restauration des paysages forestiers[90]. Certaines ONG écologistes ont d'ailleurs fixé des objectifs de restauration des paysages forestiers : comme le WWF qui énonce l'objectif suivant : *« D'ici à 2020, restaurer les biens et services forestiers dans 20 paysages d'importance écologique majeure, en priorité dans les écorégions, afin d'améliorer l'intégrité écologique et le bien-être des êtres humains »* (Aldrich, 2005).

Souvent associée à la plantation d'arbres, la restauration peut cependant être passive, en cherchant à améliorer les conditions de régénération naturelle des massifs forestiers par exemple par le biais de la mise en réserve des zones dégradées en phase de reconstruction. Régénération ne signifie donc pas automatiquement reboisement, et encore moins le rétablissement à l'identique d'un couvert forestier qui a subi des dégradations répétées au cours de plusieurs milliers d'années d'intervention humaine (Roelens & al., 2010). C'est la raison pour laquelle un objectif de restauration complète d'un écosystème forestier pour lequel les connaissances de son état originel sont lacunaires n'a pas de sens. En revanche, les dégradations et déforestations récentes et futures devraient faire l'objet de restaurations de

[90] La liste des partenaires comprend, entre autres : l'UICN, le WWF International, plusieurs gouvernements (Kenya, Finlande, États-Unis, Japon, etc.), le CIFOR, la FAO, l'OIBT, le PNUE le Secrétariat du FNUF, le Secrétariat de la CDB.

manière à ce que *« la quantité nette, la qualité et la densité du carbone des forêts soient maintenus »* (WWF, 2011).

Les ONG écologistes s'accordent cependant pour affirmer que toute « compensation » des déboisements en forêt naturelle qui prendrait la forme des reboisements à grande échelle, sous la forme de plantations monoculturales, devraient être proscrites ou envisagés avec beaucoup de prudence, et en aucun cas, être établies afin de compenser la perte de forêt tropicale humide, qui constitue l'écosystème initial. Si les plantations contribuent à accroitre les services de captage de carbone, elles conduisent en effet souvent à la perte d'autres services écosystémiques majeurs, voire à une érosion de la biodiversité, notamment lorsqu'elles s'implantent sur des sites de haute valeur écologiques comme les zones humides par exemple. L'objectif de recréation d'un couvert forestier sous la forme de plantations peu diversifiées peut être utile afin de fournir une fonction de production de bois énergie ou de bois d'œuvre aux populations, et éviter ainsi que ces dernières aillent puiser dans des aires protégées situées à proximité, à condition toutefois que ces plantations s'établissent sur des terres dégradées ne fournissant pas de services aux populations.

2.2.3. Conserver les habitats forestiers tropicaux essentiels au maintien de la diversité biologique

Les deux premiers enjeux que nous avons stipulés traitent du compromis entre maintien ou extension du couvert forestier d'une part, et d'autre part, utilisation des terres forestières pour d'autres usages, qu'ils soient agricoles, urbains, ou autres. A travers la réhabilitation des espaces dégradés, ils ne donnent que très partiellement des indications sur l'utilisation qui doit être faite des forêts restantes, Il importe par conséquent de déterminer une position éclairée sur la planification de l'usage des terres forestières. Les forêts font généralement l'objet d'un classement en deux types d'usages : domaine forestier de production et domaine forestier de protection. Si l'on s'en tient à cette classification, notre objectif doit déterminer la part de forêts destinée à être conservée avec un statut de conservation plus ou moins stricte, et la part de forêts destinée à être exploitée, que ce soit afin de subvenir à aux besoins essentiels des populations, ou afin de produire et de commercialiser du bois d'œuvre et dans une bien moindre échelle d'autres produits ligneux (charbon de bois) ou non ligneux (caoutchouc, fruits…), de manière industrielle ou artisanale.

La détermination d'un tel objectif s'avère extrêmement ardue, car il incombe de définir les zones qui doivent être conservées en fonction de critères qui sont nombreux (Billé & Pirard, 2007) : concentration en espèces endémiques, végétales ou animales, pourcentage d'habitat primaire sur la zone considérée, niveau de la menace de disparition des éléments de la biodiversité, etc. La priorité peut également être guidée par un arbitrage entre la préservation des services écosystémiques et le maintien de la diversité biologique, lesquels sur un plan spatial, ne sont pas toujours en concordance (Naidoo & al. 2008) ; ou par les besoins humains basiques des populations locales pauvres (Kaimowitz & Sheil 2007).

Avant toute chose, il convient de rappeler que de nombreux scientifiques, organisations internationales et ONG écologistes signalent que placer une partie des forêts tropicales sous un statut de protection plus ou moins stricte constitue la pierre angulaire de la conservation de la riche biodiversité de ces forêts. (Naughton-Treves & al., 2005 ; De Fries & al., 2005 ; Nepstad & al., 2006b ; Oliveira & al., 2007 ; Gaston & al., 2008 ; UNEP-WCMC 2008 ; Andam & al., 2008 ; Nelson & Chomitz, 2009).

Les négociations internationales ont débouché sur la rédaction de textes de références sur lesquels nous pouvons nous appuyer pour affirmer l'importance de cet enjeu de conservation des.forêts Certains textes fondamentaux y font référence de manière générale, comme la cible 7b des Objectifs du millénaire pour le développement (OMD) ou le Chapitre 11 de l'Agenda 21 adopté à Rio en 1992. Plus spécifiquement, l'objectif d'ensemble 3 de l'Instrument juridiquement non contraignant concernant tous les types de forêts vise à *« accroître considérablement la superficie des forêts protégées dans le monde »* et le Programme de travail élargit sur la diversité biologique des forêts de la CDB vise à *« instituer des réseaux adéquats et efficaces de zones forestières protégées »* (Objectif 3).

La CDB constitue un point d'ancrage central, en ce sens que plusieurs décisions font référence à un tel objectif de conservation précis, puisqu'ils intègrent une dimension quantitative. Nous en avons déjà longuement parlé au cours des sections consacrées aux AP dans le chapitre 2, mais il nous semble essentiel de rappeler à présent ces engagements internationaux. En avril 2002, les Parties à la CDB se sont engagées afin de parvenir d'ici à 2010, à une réduction significative du rythme actuel d'appauvrissement de la biodiversité. Cet « objectif 2010 » englobe une série de sous-objectifs regroupés dans un plan d'action qui a été révisé à plusieurs reprises lors des réunions des conférences des Parties. Lors de la réunion de 2004 à Kuala Lumpur, la CDB a entériné la décision VII/30 qui indique les cibles suivantes : *« Au moins 10% de chacune des régions écologiques de la planète est protégée*

efficacement » ; *« Les zones particulièrement importantes pour la diversité biologique sont protégées ».* Après avoir réalisé une évaluation des progrès accomplis vers l'objectif 2010 (Secrétariat de la convention sur la diversité biologique, 2010), les Parties à la CDB ont décidé d'élaborer un plan stratégique qui fixe de nouveaux objectifs à l'échéance 2020 (COP 10 Décision X/2), dont celui-ci : *« d'ici à 2020, au moins 17% des superficies terrestres (...) y compris les zones d'une importance particulière pour la diversité biologique et les services fournis par les écosystèmes, auront été conservées par le biais de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et intégrées dans l'ensemble du paysage terrestre et marin. »*

Les forestiers et des tenants d'une exploitation forestière industrielle sont généralement extrêmement critiques à l'encontre de la détermination d'objectifs de conservation exprimés en pourcentage de la superficie des forêts. Ils mettent en avant l'absence de consensus scientifique sur ces objectifs de conservation et le manque d'efficacité des AP, point sur lequel nous nous sommes largement étendus dans le chapitre précédent. Ils estiment qu'une activité d'exploitation forestière contrôlée est plus à même de préserver les forêts et que par conséquent, la mise en réserve devrait être limitée aux zones les moins exploitables car peu accessibles, voire de manière exceptionnelle aux zones plus sensibles du point de vue écologique. En tout état de cause, la conservation devrait, selon eux, s'effectuer dans le cadre de la planification générale de l'aménagement de l'exploitation forestière.

Au risque de nous répéter, nous insistons sur la nécessité, dans notre démarche, de ne pas confondre les instruments - les AP - et les objectifs écologiques (la conservation d'un pourcentage de forêt). Il est en effet évident que la conservation des espèces dans les AP ne peut être assurée que par une gestion appropriée des AP, surtout en ce qui concerne celles qui possèdent des espèces fortement menacées. Ces mesures de gestion doivent s'appliquer également aux AP les plus éloignées des pressions anthropiques, ne serait-ce que parce que les évolutions naturelles des écosystèmes les moins perturbés induisent par elles même des extinctions naturelles d'espèces, même si la plupart d'entre elles ont de grandes facultés d'adaptation. Les AP sont donc un outil permettant de satisfaire un objectif de conservation, outil qui pourra faire l'objet d'un travail d'évaluation des dispositifs. Il convient pour l'instant de nous en tenir aux objectifs.

Nous l'avons déjà évoqué au cours du chapitre 2, en règle général, le positionnement que les industriels du secteur forestier mettent en avant, équivaut à faire tendre les objectifs de superficie forestière conservée, où toute activité d'exploitation forestière est prohibée, vers un

pourcentage minimal, généralement inférieur à 10%. Il est clair que l'industrie forestière s'oppose en cela à certaines ONG environnementales qui de leur côté, plaident pour une conservation intégrale des surfaces de forêts tropicales les moins perturbées. La position de Greenpeace sur les paysages de forêts intactes (*IFL*) que nous avons mentionnés au chapitre précédent l'atteste. Entre ces deux positions, qui sont soutenues chacune par des forces diverses (scientifiques, politiques…), nous avons constaté une multitude de positions intermédiaires. Les différentes parties-prenantes qui s'intéressent aux forêts tropicales sont donc loin de partager les mêmes ambitions en matière d'objectifs de superficie de forêts à conserver.

Ce que nous voulons surtout souligner ici, c'est que l'idée de conserver de manière assez stricte une partie des forêts tropicales en y interdisant l'essentiel des activités humaines est peu contestée ; c'est surtout la nécessité de fixer un seuil de conservation et l'importance de ce seuil qui font débat à l'heure actuelle.

Si l'on reprend le fil de l'histoire, on constate que la consolidation d'un réseau représentatif d'AP couvrant un certain pourcentage de la superficie terrestre a constitué le principal objectif mondial des conversationnistes depuis plus de deux décennies. En 1979, Myers estimait qu'au moins 10% et probablement 20% de la forêt tropicale devait être conservée pour être écologiquement viable (Svancara & al. 2005). Au milieu des années 1980, la Commission Brundtland estimait que 12% de la superficie terrestre devait être conservé (WCED, 1987), mais le consensus des biologistes s'est plutôt établi autour du seuil de 10% au début des années 1990 (IUCN, 1993).

S'il a fixé le cap de la plupart des stratégies et politiques de conservation durant plusieurs années, cet objectif est désormais loin de faire l'unanimité au sein de la communauté scientifique. La question qui a été discutée dans plusieurs revues scientifiques est la suivante : : *« How much is enough? »* autrement dit « *quel niveau de protection peut être considéré comme suffisant ? »* (Rodrigues & Gaston, 2001 ; Brooks & al., 2004 ; Tear & al., 2005 ; Wilhere, 2008).

Plusieurs biologistes de la conservation signalent l'absence de fondations scientifiques permettant d'avancer un tel but de surface à conserver exprimée en pourcentage des forêts : selon eux, compte tenu de la variation de la richesse en biodiversité et du niveau d'endémisme dans les différentes régions, aucun objectif universel ne permet de garantir que la biodiversité sera pleinement protégée (Rodrigues & Gaston 2001 ; Brooks & al., 2004 ; Rodrigues & al., 2004a ; Tear & al., 2005 ; Svancara & al., 2005). Pour les scientifiques de la conservation, il

apparaît désormais plus approprié de fixer des objectifs à travers une planification systématique de la conservation qui prendrait en compte la représentativité de la biodiversité au niveau local (Margules & Pressey, 2000), voire la situation socio-économique des régions concernées et l'efficacité de la conservation des aires protégées existantes (Schmitt & al, 2009). La question primordiale posée par ces scientifiques n'est plus de savoir quel pourcentage de chaque biome de la planète doit être couvert par des AP, mais où exactement ces AP doivent être établies et comment elles doivent être gérées. Ils estiment que c'est à partir de la réponse aux deux dernières questions que la réponse à la première doit découler et non l'inverse. Autrement dit, les objectifs de conservation devraient être définis localement à l'aide d'indicateurs de la biodiversité et non à travers un zonage de l'utilisation des terres (Brooks & al., 2004 ; Rodrigues & al., 2004a).

Cependant, certains scientifiques n'approuvent pas ce raisonnement. Wilhere (2008) considère que la détermination d'un seuil de conservation critique, qui permettrait la survie des espèces et le maintien de l'intégrité des écosystèmes uniquement sur la base d'éléments scientifiques robustes et objectifs, relève du mythe. Résumons son raisonnement. Les biologistes focalisent leurs analyses sur la taille minimale des populations de certaines espèces permettant d'assurer leur maintien (Rodrigues & Gaston 2001 ; Brooks & al., 2004). Pour ce faire ils se basent sur le concept de populations viables minimales (*minimum viable population* - *MVP*), c'est-à-dire la taille minimale d'une population nécessaire pour que celle-ci ait des chances de survivre dans le futur. Les biologistes réalisent des analyses de la viabilité d'une population afin de déterminer une prévision plausible des chances de survie d'une population, exprimés généralement sous la forme d'une probabilité de survie p (généralement située entre 90% et 95%) pour une période de temps donnée T. Les biologistes déterminent la probabilité de survie p sur la base de leurs expériences et propres perceptions d'un risque acceptable pour la biodiversité. Or c'est précisément en raison de ces expériences et perceptions des biologistes que l'auteur s'interroge sur la solidité scientifique des tailles minimales de populations qui sont avancées par les biologistes. Par conséquent, pour Wilhere, la réponse à la question « quel est le niveau de protection suffisant ? » est une affaire de jugement de valeur, et devrait en réalité être reformulée de la manière suivante : « quel est le niveau de risque que la société tolère ?».

Wilhere ajoute que ce niveau est souvent arbitré en fonction de considérations non seulement écologiques mais également économiques. Il montre en effet qu'une baisse très faible du niveau de p fixé par les biologistes (passage de p=93% à p=95% par exemple) peut conduire

à une augmentation considérable des coûts de la conservation. Par conséquent, dans un monde où les ressources financières sont limitées, et où les besoins humains sont en concurrence, l'auteur estime que les biologistes de la conservation devraient admettre que les objectifs de conservation qu'ils fixent sont subjectifs et sont des expressions de risque acceptable, qui sont basés sur des jugements de valeur éthiques.

Il est vrai que compte tenu des financements limités pour la conservation, la question des coûts est sans cesse abordée dans la littérature (Wilson & al. 2006). Implicitement ou explicitement, la définition des sites à conserver s'effectue à l'appui du raisonnement suivant : en raison des besoins humains il est impossible de conserver l'ensemble des écosystèmes terrestres dans leur intégralité et une telle conservation serait de toute façon trop onéreuse, donc il est plus judicieux de choisir un mode de gestion dont le rapport coût/efficacité est le plus avantageux. Par exemple, le modèle des zones sauvages intégralement protégées dont la biodiversité est élevée (High Biodiversity Wilderness Areas - HBWA) (Mittermeier & al., 2003) utilisé par Conservation International évoque la faible présence humaine de ces zones, donc implicitement l'idée qu'elles feront moins l'objet de perturbations humaines et que les coûts de gestion, sous entendus les coûts de contrôle de l'intégrité de ces zones, seront moindres.

A ce stade de notre réflexion, il nous semble pertinent de faire le point sur les éléments que nous venons d'exposer, et de nous reposer la question de la pertinence de formuler un objectif de conservation exprimé en pourcentage de la forêt tropicale à mettre en réserve. Nous savons qu'il n'existe pas d'objectif de conservation qui puisse être formulé par les scientifiques sur la base de considérations purement biologiques, par exemple à travers un chiffre exprimé en pourcentage de forêts à conserver. Nous savons également que les ambitions de conservation qui sont exprimées par les différentes composantes de la société sont loin d'être consensuelles. Enfin, nous savons qu'en raison de la complexité du problème, du degré d'incertitude qui caractérise la relation entre la superficie de forêts conservée et la préservation de la biodiversité qui en résultera, il est impossible de déterminer un niveau de conservation de manière simple.

Cependant nous savons également qu'il est nécessaire de mettre en réserve une fraction des forêts tropicales afin d'y conserver sa biodiversité la plus représentative, et que cette nécessité n'est pas remise en cause, ou alors de manière très minoritaire. En effet, les forêts tropicales font partie des zones prioritaires pour la conservation, nous l'avons largement documenté dans le deuxième chapitre de ce document. Il s'agit des écosystèmes qui comptent parmi les

plus riches de la planète. Il est difficile de concevoir une conservation des espèces qui les composent et le maintien des services qu'ils fournissent si une part substantielle d'entre eux n'est pas placée sous un statut de conservation plus ou moins strict.

Puisque la conservation des forêts tropicales naturelles constitue un enjeu écologique essentiel, il convient dès lors de déterminer un objectif quantitatif de conservation. Compte tenu des contraintes que nous venons d'indiquer, l'élaboration de cet objectif ne peut s'effectuer que de manière conventionnelle, en prenant appui sur un certain nombre d'éléments politiques et scientifiques. L'objectif ainsi déterminé sera donc discutable. Néanmoins, ne pas fixer un tel objectif quantitatif équivaudrait à ne pas fixer d'objectif de gestion, et par conséquent, à accepter que le problème de perte de biodiversité forestière ne soit pas traité.

Un tel objectif quantitatif de conservation globale est utile pour fixer un cap, pour renforcer le soutien du public et des institutions en charge de la conservation et pour évaluer des politiques publiques, ce que reconnaissent d'ailleurs de nombreux scientifiques de la conservation. (Tear & al., 2005 ; Schmitt & al., 2009). En règle générale, il est admis que, bien que déterminé sur la base de considérations essentiellement politiques, la décision de la CDB de placer une proportion des écosystèmes terrestres sous un statut de protection juridique a eu des effets positifs dans le sens où elle a motivé des changements de l'usage des terres (Schmitt & al., 2009). Le fait que les surfaces d'AP aient considérablement augmenté au cours de la dernière décennie a probablement été catalysé par la fixation de cet objectif, même si de l'avis de la plupart des biologistes de la conservation, cet objectif reste notoirement insuffisant (Brooks & al., 2004 ; Rodrigues & al., 2004a,b ; Hoekstra & al., 2005 ; Svancara & al., 2007).

A ce point de notre raisonnement, nous n'avons fait que confirmer ce que nous affirmions de manière très intuitive à propos de la pertinence d'un objectif de conservation global dans l'introduction de cette section. Si nous nous sommes longuement étendus sur ce point, c'est en raison des nombreuses critiques dont il fait l'objet. Il nous semblait par conséquent essentiel de conforter notre position sur la détermination d'un objectif global de conservation. Néanmoins, la question de la détermination précise de cet objectif reste entièrement posée.

Afin de nous guider dans cet exercice, revenons sur les engagements internationaux et sur les principaux éléments scientifiques disponibles au sujet des seuils de conservation. La discussion entre scientifique que nous avons instruite un peu plus haut ne signifie pas, en effet, que les scientifiques n'ont aucun rôle à jouer dans la détermination d'un objectif quantitatif. La tolérance d'une espèce à une dégradation de son habitat étant totalement

indépendante de jugements de valeurs éthiques, leurs travaux permettent de déterminer des seuils minimaux de dégradation et de destruction d'habitats (Grondin & Jonsson 2008). Ces seuils sont les valeurs critiques qui peuvent être utilisés pour guider la fixation d'un objectif écologique. Les travaux des biologistes de la conservation servent d'ailleurs de lignes directrices à la mise en œuvre de programmes et de politiques développées par des ONG écologistes des institutions internationales et des gouvernements.

Compte tenu de l'importance écologique des forêts tropicales humides, il est hautement probable que l'objectif de conservation que nous devons fixer soit supérieur au seuil de conservation de 10% des écosystèmes représentatifs de la planète, qui a constitué le fil rouge des conversationnistes au cours des dernières décennies. Revendication portée à l'origine par l'UICN (IUCN, 1993) à laquelle plusieurs ONG écologistes se sont ralliées, cet objectif était au départ considéré comme très ambitieux par une partie des gouvernements, avant d'être finalement accepté par la communauté internationale. Ce résultat résulte d'un compromis entre les parties de la CDB obtenu au terme de longues négociations. Le fait que cet objectif ait été rehaussé, pour atteindre le niveau de 17% à l'horizon 2020, signifie que les besoins de conservation de la biodiversité sont encore jugés insuffisants par la communauté internationale, avis partagé par la majorité des scientifiques.

Si l'on s'en tient strictement à cet objectif 2020 de la CDB, on pourrait estimer que le niveau de conservation des forêts tropicales est suffisant, puisque les travaux récents montrent que les AP représentent entre 16% et 27% des forêts tropicales humides. Cependant, une grande part de ces AP n'a pas de statut de conservation strict. De plus, la couverture est bien plus étendue en Amérique latine que dans les deux autres bassins forestiers tropicaux humides. Une augmentation de la couverture des AP sur le continent asiatique et dans le Bassin du Congo s'avérerait donc nécessaire pour satisfaire pleinement l'objectif de la CDB. Par exemple, en Afrique centrale, le réseau d'AP est loin d'être représentatif de la biodiversité (Doumenge & al., 2001). Les ONG écologistes placent également l'extension du réseau d'AP dans ces zones encore peu perturbées en tête de leurs revendications, comme Greenpeace qui affirmait récemment que seuls 8,5% des étendues de forêts tropicales humides encore intactes d'Afrique centrale bénéficient du statut de forêt protégée (Greenpeace, 2007).

Les travaux récents portant sur les lacunes du réseau global d'aires protégées (Brooks & al., 2004 ; Rodrigues et al., 2004b ; Svancara & al. 2005 ; Schmitt & al. 2009) suggèrent également que le niveau de protection devrait être bien plus important que l'objectif de 17% fixé par la CDB, en particulier dans les régions forestières tropicales qui sont reconnues

comme prioritaires pour la conservation en raison de leur taux d'endémismes et de la richesse de leur biodiversité. Même si le réseau d'AP couvre relativement bien le biome forêts tropicales humides, il reste donc notoirement insuffisant, en particulier pour ce qui concerne le statut de conservation stricte (Brooks & al., 2004 ; Schmitt & al., 2009). La grande majorité des biologistes de la conservation, recommandent une augmentation de la protection des forêts tropicales humides, sans toutefois avancer un quelconque objectif quantitatif (Schmitt & al., 2009).

Svancara & al. (2005) ont effectué une revue de la littérature des approches qui se sont basées sur des constatations scientifiques afin de déterminer des seuils de conservation. Ces approches consistent à évaluer les exigences de conservation de chaque caractéristique de la biodiversité dans une région ou un pays donné. Les objectifs de conservation sont alors déterminés en fonction d'une cartographie de la distribution de ces caractéristiques. Selon ces auteurs, en fonction des méthodologies employées, les évaluations basées sur des analyses scientifiques suggèrent qu'en moyenne les objectifs globaux de conservation devraient se situer entre 30,6% et 41,6% de la superficie terrestre. Se contenter de la satisfaction des objectifs politiques de conservation de 10% des habitats de la planète conduirait vraisemblablement à la perte de 50% des espèces (Svancara & al., 2005).

Les estimations très élevées effectuées par Svancara & al., rappellent certaines réflexions concertées, qui au début des années 2000, visaient à déterminer des objectifs de planification de l'usage des terres forestières au niveau mondial. L'initiative intitulée « Vision mondiale pour un projet sur les forêts en 2050 » regroupait la FAO, la Banque mondiale, le Fonds mondial pour la nature (WWF), l'Institut international pour l'analyse des systèmes appliqués (IIASA), le CIFOR, le WRI, l'Agence canadienne de développement international (ACDI), l'Institut européen des forêts, et de nombreux autres instituts de recherche et experts des disciplines les plus diverses. Bien que restée sans suite, cette initiative envisageait, en 2000, des objectifs très ambitieux, puisqu'elle indiquait que *« 40 pour cent plus ou moins pourraient être mises hors production, et considérées des zones protégées »* (Bull & Spears, 2001).

Au niveau régional, certains travaux montrent qu'un seuil de protection supérieur à 30%, bien que considéré souvent comme très ambitieux, ne permet d'assurer qu'une conservation partielle de la biodiversité (Azevedo-Ramos & al. 2006). La protection des forêts (aires protégées, territoires indigènes et zones militaires) qui s'étendait il y a quelques années sur 37% de l'Amazonie brésilienne permettait de couvrir près de 40% des espèces de

mammifères en Amazonie brésilienne (Azevedo-Ramos & al. 2006). Avec la mise en œuvre du programme ARPA (Amazon Region Protected Areas), la protection légale s'étend désormais sur près 2 millions de km², soit 46% du biome amazonien brésilien, et 54% des forêts restantes (Soares-Filho & al., 2010). Environ 47 % des espèces de mammifères de la région sont représentées au sein de ce réseau d'AP étendu (Azevedo-Ramos & al. 2006), qui contient également 56% des stocks de carbone forestier. Même une protection supérieure à 40% du territoire forestier est encore loin d'être pleinement représentative des espèces. En outre, l'étude d'Azevedo-Ramos & al. (2006) montre également la nécessité d'étendre le réseau d'AP au-delà des frontières des Etats-Nations, afin d'envisager une politique de protection à l'échelle du Bassin Amazonien dans son ensemble, qui s'avèrerait bien plus efficace en matière de représentativité des espèces.

Dans le Bassin du Congo, l'identification des sites les plus importants pour la conservation des forêts de trois pays de cette région (Guinée Equatoriale, Gabon et Cameroun), qui permettraient de sauvegarder l'essentiel de la biodiversité forestière et d'assurer le maintien des fonctions écologiques de ces forêts, a permis de montrer qu'ils s'étendent sur un peu plus de 9 millions d'ha (Doumenge & al., 2003), soit 22,5 % de la surface boisée de ces pays (De Wasseige & al., 2009). Selon Doumenge & al. (2003) l'extension optimale des sites critiques devrait se situer entre 15 et 25 % des territoires forestiers considérés. Compte tenu le l'insuffisance des inventaires biologiques et des travaux de recherche sur la connaissance des écosystèmes, de la vulnérabilité élevée de certaines espèces et des menaces croissantes qui pèsent sur une grande partie du massif forestier encore peu perturbé, la fourchette haute peut être considérée comme une protection minimale de précaution permettant d'assurer la représentativité de la biodiversité de la région à long terme.

L'UICN estimait également insuffisant le relèvement au niveau de 17% des superficies terrestres devant être conservées par le biais de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées, et estime qu'il est tout à fait possible de viser un objectif de protection de l'ordre de 25 à 30 % d'ici 2020 dans certaines régions terrestres, tout en fixant un seuil minimal de conservation terrestre moyenne stricte de 15% (UICN, 2010b). A l'appui de certains modèles de priorisation de la conservation, d'autres organisations écologistes donnent également quelques indications sur les niveaux de conservation requis. Greenpeace utilise le modèle des Paysages forestiers intacts (Intact forest landscapes, IFL) (Potapov, 2008). Les IFL couvent 13,1 millions de km², soit 23,5% des forêts mondiales, dont 45,3% concernent des forêts tropicales humides. Au total, environ 30% des forêts tropicales sont

concernés par cette catégorisation. Ces chiffres sont assez proches d'autres modèles « proactifs » de conservation, tels que les HBWA (Mittermeier & al., 2003) utilisés par CI. Selon ce modèle, 7,2 millions de km² de forêts tropicales, en Amazonie, dans le Bassin du Congo et en Nouvelle-Guinée figurent parmi les zones les plus sauvages de la planète qui devraient faire l'objet de mesures de conservation. Ces forêts représentent environ 35% des superficies forestières tropicales. Les recoupements entre ces différentes approches prioritaires nous donnent par conséquent une indication de l'ordre de grandeur des mesures conservatoires qui devraient porter sur les forêts tropicales humides.

Compte tenu des caractéristiques de ces zones – faible densité humaine et riche biodiversité - il semblerait judicieux qu'une partie d'entre elles bénéficient d'un statut juridique de protection stricte. De nombreux analystes estiment en effet que la protection de ces zones qui sont pour l'instant relativement difficiles d'accès et peu perturbées par les activités humaines peuvent jouer un rôle majeur pour la conservation dans une perspective de long terme, dans la mesure où il est possible que l'avancée du front pionnier de déforestation se rapprochera des zones les plus reculées au fur et à mesure que la pression anthropique s'intensifiera (Mittermeier & al., 2003 ; Nelson & Chomitz, 2009 ; Soares-Filho & al., 2010). Le rôle des AP consiste alors à donner un statut juridique à des espaces forestiers, et à travers des moyens de gestion de ces AP, à atténuer les premières menaces comme le braconnage ou l'exploitation sélective des essences de plus haute valeur commerciale. Il convient donc de prendre en considération cette perspective de long terme et d'anticiper sur des dégradations futures en décidant dès à présent de mettre en réserve des zones suffisamment vastes et représentatives de la biodiversité, afin que leur statut juridique soit clarifié.

Doit-on déduire de ce raisonnement que les AP devraient se concentrer sur les forêts tropicales les plus reculées qui ont jusqu'à présent subi le moins de pertes de biodiversité liées aux interventions humaines et sont les moins victimes du « syndrome de la forêt vide » (Redford, 1992) ? Au moins deux arguments suggèrent que la couverture du réseau d'AP forestières tropicales devrait également s'étendre plus largement sur les sites qui comptent parmi les plus vulnérables et les plus irremplaçables, là où la pression humaine est plus forte.

En premier lieu, les résultats de recherche très récents (Andam & al., 2008 ; Pfaff & al., 2009 ; Nelson & Chomitz, 2009 ; Joppa & Pfaff, 2010) suggèrent que la restriction d'usage des terres dans les zones les plus soumises à la pression humaine peut aussi constituer un contribution utile à la lutte contre la déforestation, et par conséquent à la conservation de la biodiversité et à l'atténuation des changements climatiques. En second lieu, certains modèles

de priorisation de la conservation, comme celui de l'Alliance zero extinction que nous avons évoqué dans la deuxième partie de notre étude, indiquent que les AP devraient également se renforcer sur certains sites de forêts tropicales particulièrement vulnérables, considérés comme prioritaires pour la conservation, notamment en Asie du Sud-est.

La synthèse des travaux scientifiques existants, des positions des ONG et des organisations internationales, indiquent qu'un objectif de conservation, s'étendant en moyenne entre 25% et 40% du biome forêt tropicale humide, en particulier sur les sites qui sont encore très peu perturbés, semble adéquat pour fournir correctement les services écosystémiques et pour assurer correctement les fonctions de conservation de la biodiversité. Bien entendu, les conditions écologiques, sociales, politiques et économiques dans chaque bassin tropical et à l'intérieur, dans chaque pays, nécessiteraient d'ajuster cet objectif plus finement. Une partie significative des sites à conserver devraient sans doute disposer d'un statut de conservation stricte, à peu près à hauteur des objectifs figurant dans la décision de la CDB. On ne peut en effet sérieusement affirmer pouvoir conserver la biodiversité forestière à long terme sans préserver un minimum les forêts sous un statut de conservation élevé, c'est-à-dire un statut qui permette d'éviter que l'écosystème forestier soit fortement perturbé (Sayer, 1991 ; Margules & Pressey 2000 ; Rodrigues & Gaston 2001 ; Kamdem-Toham & al., 2003 ; Rodrigues & al. 2004a ; Chape & al., 2005).

D'aucuns estimeront à coup sûr que cet objectif de conservation est « ambitieux ». De tels seuils de conservation ont pourtant déjà été partiellement atteints dans certaines régions d'Amazonie brésilienne, par exemple, à travers des politiques volontaristes du gouvernement fédéral et de certains gouvernements provinciaux. Ces objectifs semblent donc tout à fait envisageables dans des régions biologiquement très diversifiées où les densités de population sont très faibles. Les activités conduisant à la dégradation telles que la construction de route, l'agriculture (en dehors de l'agriculture itinérante avec de fortes périodes de jachère) et l'exploitation forestière et minière industrielles doivent être proscrites des zones les plus diversifiées car leurs probabilités de perturbation de l'écosystème sont élevées.

2.2.4. Exploiter les ressources forestières en maintenant la fourniture des fonctions écologiques de la forêt

La mise en réserve est sans conteste partie intégrante de toute politique de conservation des habitats de nombreuses espèces présentes en forêts tropicales et de maintien les services écosystémiques associés aux forêts (Brooks & al., 2004 ; Naughton Treves & al., 2005 ; Svancara & al., 2005). Néanmoins, compte tenu des connaissances encore lacunaires en termes d'écologie forestière, la pleine satisfaction des objectifs de conservation exposés ci-dessus ne permettra pas d'éviter totalement l'extinction de nombreuses espèce animales et végétales. Comme nous l'avons remarqué précédemment, même un réseau très étendu entièrement effectif et bien géré d'AP ne permettra pas de protéger pleinement toutes les espèces (Azevzedo-Ramos & al., 2006). Une grande partie de la biodiversité restera présente en dehors des AP, et nécessitera des mesures de gestion appropriées (Nasi & Frost, 2009).

Par ailleurs, compte tenu des fortes pressions pour la conversion de ces espaces forestiers non protégés en cultures agricoles destinées à combler la demande alimentaire et énergétique croissante au niveau mondial, les forêts non protégées seront difficilement maintenues sur pied si aucun autre mode de valorisation des forêts n'est envisagé. Une certaine confusion existe au sujet de ce terme de « mise en valeur » des forêts tropicales. Nous avons en effet signalé dans la première partie que certains gouvernements des pays tropicaux mettaient en œuvre des politiques de mise en valeur des territoires forestiers qu'ils considèrent comme des espaces non développés, peu rentables et en dehors de leur contrôle. Dans bien des cas, cette mise en valeur passe par une colonisation des territoires, à grand renfort de migrations forcées ou promues, d'installations d'infrastructures, et à la conversion définitive des forêts en espaces agricoles. Il est bien évident que la mise en valeur des forêts tropicales humides ne signifie pour nous aucunement la conversion définitive des terres forestières en d'autres usages, mais plutôt l'exploitation des ressources forestières naturelles en tenant compte de leurs capacités naturelles de régénération.

Dès lors, la question qui se pose est celle de la gestion multifonctionnelle du domaine forestier non mis en réserve, de manière à ce que ces forêts fournissent à la fois des biens de consommation issus de l'exploitation de leurs ressources naturelles (bois, produits forestiers non ligneux) mais également des services écosystémiques, tout en maintenant leur biodiversité remarquable. Autrement dit l'objectif doit viser l'extraction d'une quantité

restreinte d'arbres et d'autres produits forestiers non ligneux sans que la végétation et la faune restante ne soient grandement perturbés.

Un tel objectif a été au cœur des négociations internationales relatives aux forêts depuis plusieurs décennies. Dès 1992, le préambule de la Déclaration sur les forêts indiquait : *« Les principes énoncés ci-après ont essentiellement pour but de contribuer à la gestion, à la conservation et à l'exploitation écologiquement viable des forêts, et de prévoir les multiples fonctions et usages complémentaires de celles-ci. »* Quinze années plus tard, l'instrument juridiquement non contraignant sur les forêts établissait l'objectif suivant (objectif d'ensemble 3) : *« accroître considérablement la superficie (...) des forêts gérées de façon durable et accroître la proportion des produits forestiers provenant de forêts en gestion durable. »* Le Programme de travail élargit sur les forêts de la CDB va dans le même sens : *« Favoriser l'utilisation durable des ressources forestières en vue d'améliorer la conservation de la diversité biologique des forêts »* (But 4, Objectif 1). Enfin, le Plan stratégique 2011-2020 de la CDB indique que *« d'ici à 2020, les zones consacrées à l'agriculture, l'aquaculture et la sylviculture doivent être gérées d'une manière durable afin de garantir la conservation de la diversité biologique. »* (Point 7 du But stratégique B).

L'extraction sélective de bois et la production de produits forestiers non ligneux sont, à ce jour, les principaux modes de mise en valeur des forêts tropicales que celles-ci soient situées sur des propriétés privées, des terres communautaires ou des concessions publiques d'exploitation forestières. Ces activités ont forcément un impact sur l'évolution de la structure et de la composition des forêts. Mais la perturbation des écosystèmes forestiers qu'elles induisent ne doit pas être considérée a priori comme provoquant des effets écologiques majeurs qui entraîneraient l'interdiction pure et simple de ces activités. C'est l'intensité de la perturbation provoquée par l'exploitation et non l'exploitation elle-même qui peut causer des dégâts environnementaux significatifs. Comme le rappellent Nasi & Frost (2009), des évolutions naturelles sont également indéniables dans les forêts très peu perturbées : évolution naturelle des peuplements forestiers et des espèces, changements liés à des perturbations du climat, etc. La question qui se pose au gestionnaire n'est donc pas de conserver un état écologique « immuable » mais de tendre vers un état écologique désirable, qui devrait être guidé par les deux principes fondamentaux que nous avons évoqué en introduction de ce chapitre : éviter des changements irréversibles et promouvoir la résilience (Nasi & Frost, 2009). En nous référant au principe de résilience, la gestion des forêts exploitées devrait viser la pleine récupération des fonctions écologiques des forêts perturbées,

au terme d'une durée plus ou moins longue qui aura permis la régénération des espaces exploités. Si l'on se réfère maintenant au principe d'irréversibilité, la gestion devrait avoir pour but d'éviter la disparition d'espèces en raison de leur surexploitation ou de la réduction de leur habitat.

De nombreuses activités traditionnelles pratiquées depuis des siècles par des populations autochtones respectent ces principes. Ces populations possèdent des connaissances locales du fonctionnement des écosystèmes qui leurs permettent d'extraire quantité de biens et services nécessaires à leurs besoins sans pour autant amoindrir les capacités de production des forêts naturelles. Des systèmes complexes de normes sociales permettent d'assurer la pérennité de tels systèmes d'exploitation qui n'impactent pas la qualité écologique des forêts naturelles. De nombreux chercheurs (ethnologues, anthropologues…) ont montré les bénéfices d'une gestion multifonctionnelle des forêts tropicales humides à travers ces activités traditionnelles (Bahuchet & de Maret, 1994). Les réserves traditionnelles et autochtones, dans lesquelles de telles activités sont développées peuvent aider à atteindre les objectifs de conservation y compris dans les espaces les plus menacés où la densité de population est la plus forte (Nelson & Chomitz, 2009). En outre, elles sont socialement et politiquement plus acceptables que la désignation d'aires protégées strictes.

Même si ces activités traditionnelles sont promues dans le cadre de projets de développement notamment, l'exploitation du bois reste à l'heure actuelle l'activité principale de mise en valeur des espaces forestiers tropicaux et il est probable qu'elle constituera encore à l'avenir une source de revenus fiscaux primordiale pour les Etats, de développement économique et d'emploi, dans de nombreuses régions tropicales (Karsenty & Nasi 2004). La gestion écologique de ces exploitations forestières, qu'elles soient industrielles, artisanales ou communautaires, constitue donc une option difficilement contournable pour lutter contre le déclin des ressources forestières tropicales, constat qui est d'ailleurs partagé par une partie des organisations investies dans la conservation (Vedder & Mokombo, 2001). En outre, certains auteurs signalent l'importance des complémentarités positives entre les différents modes de gestion, comme par exemple entre les AP forestières et les concessions d'exploitation forestières bien gérées, ces dernières pouvant jouer le rôle jouer le rôle de zones tampons autour des AP ou de corridors biologiques entre les différentes AP (Brooks & al., 2009).

Un tel mode de gestion écologique des forêts de production est difficile à déterminer et à mettre en application compte tenu des nombreuses incertitudes scientifiques qui demeurent, comme par exemple celles qui concernent les taux de reconstitution des espèces exploitées

(Karsenty & Gourlet-Fleury, 2006). Néanmoins, certains travaux de recherche montrent qu'une gestion écologique des forêts tropicales exploitée est envisageable, tant pour ce qui concerne la reconstitution des espèces ligneuses commerciales (Cerutti & al., 2010), que des bonnes pratiques sylvicoles (Gustafsson & al., 2007) ou que de la conservation de la faune sauvage (Meijaard & al., 2006). Mettre en œuvre une telle gestion présuppose de définir des sous-objectifs spécifiques concernant ces trois aspects.

Le premier consiste à veiller à ce que les taux de prélèvement des espèces n'excèdent pas les niveaux de reconstitution durables de ces espèces. La reconstitution des espèces implique de fixer des temps de mise au repos entre deux coupes, de fixer des diamètres minimaux d'exploitation des arbres, mais également de porter une attention aux arbres semenciers, paramètres qui sont largement connus des forestiers. Le second sous-objectif doit viser de limiter au maximum l'impact écologique des pratiques l'exploitation forestière. Là aussi, on peut se référer aux techniques d'abattages directionnels des arbres et à la planification des routes forestières et des pistes de débardages, en fonction des risques écologiques liées à la fragmentation des massifs. Compte tenu de l'impact indirect potentiel de l'ouverture des routes, des mesures de gestion évidentes doivent porter sur le contrôle de l'utilisation des routes au moyen de la surveillance de certains points stratégiques d'accès, et la fermeture des voies d'accès après l'exploitation sélective. Enfin, le troisième sous-objectif vise la mise en place de mesures conservatoires pour les espèces de flore et de faune les plus vulnérables, comme par exemple l'interdiction ou la forte limitation de l'exploitation des espèces ligneuses les plus menacées de disparition et l'établissement de zones de protection strictes pour les espèces en voie d'extinction. Dans les zones exploitées, il est également de bon sens de prévoir des zones de protection pour les habitats les plus sensibles, reconnus par les biologistes comme des zones de haute importance pour la conservation, telles que les marécages ou les forêts galeries. Enfin, nous l'avons signalé maintes fois, la chasse, notamment commerciale, reste une menace importante dans les concessions forestières exploitées. Des objectifs de limitation des activités de chasse commerciale doivent donc être clairement définis qui permettront d'envisager des mesures de gestion spécifiques permettant de réduire la pression de la chasse, telles que la mise à disposition de réserves cynégétiques dans les zones où les espèces sont abondantes et non menacées, ou encore la mise à disposition de sources de protéines animales alternatives facilement accessibles pour les populations riveraines.

D'aucuns rétorqueront que les différentes mesures évoquées très brièvement ci-dessus sont déjà largement connues et mises en œuvre dans le cadre des plans d'aménagement durables. A ceci, nous répondons que l'intégration de telles mesures dans les plans d'aménagement mériterait d'être évaluée en fonction de leurs capacités à satisfaire des objectifs écologiques clairement établis. Car, pour le moment, les critères d'évaluation de la gestion écologique des forêts tropicales portent davantage sur le nombre de plans d'aménagement conçus ou mis en œuvre que sur la capacité de ces plans à apporter une réponse appropriée aux enjeux écologiques majeurs des forêts tropicales. Le fait qu'une certaine proportion des forêts de production soit dotée d'un plan d'aménagement ne garantit par forcément une protection efficace des forêts, nous l'avons déjà mentionné dans le diagnostic réalisé au chapitre précédent.

Par exemple, à l'heure actuelle, force est de constater qu'une grande partie des routes d'exploitation et des pistes de débardage sont planifiées essentiellement en fonction des résultats de l'inventaire d'exploitation : elles visent à atteindre une série d'arbres à couper. Les plans d'aménagements actuels prévoient dans certains cas de limiter l'étendue des routes forestières, en réalisant des connexions entre elles et en améliorant la planification du débardage. Mais nous sommes encore loin d'une planification systématique des voies d'accès à la ressource ligneuse qui serait réalisée en fonction des connaissances sur la biodiversité accumulées lors des inventaires. Un autre exemple concerne la régénération des espèces exploitées : les diamètres minimaux d'exploitation (DME), même lorsqu'ils sont fixés par la loi, se situent bien souvent en deçà du diamètre de fructification, et souvent les diamètres fixés dans les plans d'aménagement ne permettent pas d'envisager une reconstitution durable des espèces exploitées (Cerutti & al., 2010). Même si de nombreuses incertitudes demeurent concernant la régénération des espèces exploitées, les connaissances scientifiques disponibles permettent de fixer des normes d'exploitabilité qui relèveraient d'un certain niveau de précaution, permettant d'affirmer qu'en deçà d'un diamètre minimum, toute reconstitution est inenvisageable à long terme.

C'est donc sur ces objectifs que devrait s'appuyer la mise en œuvre d'une gestion écologique des forêts de production, à l'échelle de la concession exploitée. Pour chaque région, chaque zone d'exploitation, la nature de la ressource diffère et impose par conséquent de fixer des objectifs de gestion qui pourront s'écarter sensiblement. Par exemple, entre les forêts hétérogènes du Bassin du Congo et les massifs de diptérocarpées beaucoup plus homogènes d'Asie du sud-est, il est probable que certains paramètres comme la durée de rotation varient.

Néanmoins, ces objectifs doivent être élaborés afin de fixer le cap à atteindre, pour les raisons que nous avons déjà longuement expliquées précédemment.

3. CONCLUSIONS DU CHAPITRE

Partant du constat de l'incertitude des causes de la déforestation, nous avons pu donner, au début de ce chapitre, quelques éléments explicatifs de l'échec des dispositifs de gestion à l'œuvre. Notre recherche a mis en évidence l'existence d'un grand décalage entre les volontés affichées par un ensemble d'acteurs au niveau international (ONG, organisations internationales, Etats) et les pratiques réellement à l'œuvre sur le terrain, lorsqu'il s'agit d'élaborer et de mettre en œuvre concrètement les dispositifs de gestion. Car chaque acteur agit au nom de la gestion durable des forêts et nombreux sont ceux qui reconnaissent le problème environnemental collectif. Mais l'interprétation qui en est faite varie sensiblement selon les acteurs. Ainsi, le décalage entre les ambitions affichées au cours des grands rendez-vous internationaux et les réalités de terrain se trouve amplifié par certaines forces qui s'appuient sur la complexité des problèmes de déforestation et de dégradation forestière pour en relativiser l'importance ou pour orienter les politiques dans un sens qui leur est favorable. Ces forces s'appuient sur la mise en opposition entre le « local » et le « global », ce dernier niveau étant dénoncé comme étant lointain, donc forcément illégitime.

L'analyse conduite dans ce chapitre révèle également une série de biais méthodologiques dans le traitement du problème du déclin des forêts tropicales humides. Des choix politiques sont effectués sur la base de diagnostics des causes des problèmes de déclin forestier. En raison de l'incertitude persistante sur ces causes et de leur variabilité dans l'espace et dans le temps, les politiques s'avèrent forcément contestables et contestées. A la mise en exergue d'une responsabilité particulière, succède une série de contre-expertises permettant de soustraire les acteurs mis en cause de leurs responsabilités. Ceci est d'autant plus vrai dans un contexte où les défaillances des Etats et la faible gouvernance locale sert bien souvent d'alibi à l'irresponsabilité des acteurs. Chaque acteur rejette la responsabilité du problème sur un autre, dans une chaîne de commande complexe où les facteurs de la déforestation immédiats et très lointains interagissent entre eux. Au final, les solutions les plus souvent proposées sont forcément inadéquates : il s'agit de mettre en place des dispositifs de gestion forestière qui sont les plus facilement « réalisables », souvent issus de processus de concertation avec les acteurs.

Or, ces dispositifs émergent justement de compromis avec les forces qui vont dans le sens d'un déclin des forêts, et qui sont souvent des forces bien plus puissantes que celles qui

affichent des intentions de prise en charge du problème en question. Des moyens réalisables deviennent les buts de gestion à atteindre. On s'éloigne d'un traitement efficace du problème posé. C'est cette confusion entre moyens et objectifs de gestion que nous dénonçons.

Nous montrons alors que toute politique forestière devrait être évaluée au regard de sa capacité à satisfaire, non pas des moyens, mais des objectifs précis, dans le cadre d'une approche centrée sur les enjeux environnementaux. C'est cette approche que nous avons proposé dans la seconde section de ce chapitre, en montrant qu'un tel retournement analytique est nécessaire.

Nous montrons la faisabilité et la pertinence d'une telle approche centrée sur les préoccupations environnementales en détaillant les différents enjeux qui révèlent les besoins de changements et qui fixent le cap à suivre pour une prise en charge des problèmes environnementaux. L'analyse des engagements internationaux nous a servi de point d'appui dans notre entreprise d'élaboration de ces enjeux. Malgré les désillusions nombreuses relatives aux négociations internationales sur les forêts, une analyse attentive des textes permet toutefois de révéler plusieurs engagements volontaires et contraignants qui ont constitué la base de notre référentiel. Celui-ci a été complété par des déclarations de la société civile telles qu'elles se sont exprimées, notamment à travers les discours et positionnement des ONG. Enfin, les principaux résultats des travaux scientifiques ont été mobilisés afin d'étayer notre cadre de référence autour des grands enjeux environnementaux.

Au terme de ce travail de transcodage, quatre grands enjeux environnementaux ont été identifiés. Le premier porte sur l'arrêt de la conversion à grande échelle des forêts tropicales naturelles. Car qui peut affirmer aujourd'hui que les grands problèmes écologiques qui caractérisent les forêts tropicales pourront être pris en charge si la déforestation se poursuit au rythme actuel ? Le second enjeu porte sur la reconstitution et la restauration du couvert forestier. Beaucoup de forêts ont été perdues au cours des années précédentes, et il est évident que d'autres le seront à l'avenir. Déterminer des principes permettant de guider l'action pour que les fonctions écologiques soient maintenues malgré ces pertes est l'enjeu écologique que nous mettons en avant à travers la reconstitution et la restauration du couvert forestier. Le troisième enjeu concerne la nécessaire conservation des habitats forestiers tropicaux essentiels au maintien de la très riche diversité biologique des forêts tropicales. La mise en réserve d'une partie des forêts constitue un enjeu écologique très sensible, très contesté. Nous nous y sommes attardés assez longuement afin de montrer la nécessité d'un changement dans cette direction. En soit, l'enjeu de conservation n'est pas fondamentalement remis en cause. Mais

les objectifs permettant de répondre à cet enjeu ne sont pas clairs. Sans cible clairement définie en matière de conservation, il est difficile, voire impossible de répondre à cet enjeu. Notre travail a donc consisté à effectuer cette clarification. Enfin, le dernier enjeu porte sur une exploitation des ressources forestières qui permette de maintenir les fonctions écologiques de la forêt. Ici aussi, il était utile de rappeler un certain nombre d'objectifs qui permettent de répondre à cet enjeu, car ils ne sont pas forcément inscrits de façon explicites comme des repères dans les dispositifs de gestion.

Certains enjeux comme le maintien des habitats essentiels permettant la conservation de la biodiversité forestière ou l'évitement de la conversion à grande échelle des forêts primaires sont ceux pour lequel nous assumons un point de vue qui appellera sans doute des discussions. Néanmoins, ce sont également ceux qui permettront de mettre les acteurs face à leurs responsabilités. C'est en effet à partir de ces références que pourront être élaborés des cadres d'évaluation des mesures de gestion à l'œuvre, que seront désignés les responsables de ces mesures, et que des conséquences en termes de réorientation des programmes d'aide ou d'engagement du secteur privé pourront être tirées. C'est également à partir de ces enjeux que pourront être révélées les politiques qui visent de manière intentionnelle la satisfaction de l'objectif global d'arrêt du déclin des forêts tropicales humides.

CONCLUSION DU DOCUMENT

Le travail de recherche que nous avons conduit a pris comme point de départ une préoccupation environnementale : la poursuite de la déforestation et de la dégradation des forêts tropicales humides. C'est la persistance de cette préoccupation, malgré la mise en œuvre successive de nombreux dispositifs permettant de la prendre en charge, qui nous a amené à nous pencher sur les questions d'efficacité environnementale, et à poser la question de l'élaboration d'un référentiel.

Ce travail s'est déroulé en trois grandes étapes. Nous avons discuté la pertinence du cadre théorique à mobiliser pour prendre en charge les questions environnementales globales. Nous avons ensuite révélé à la fois l'importance et la complexité du problème de déclin des forêts tropicales humides sur lequel nous nous sommes penchés. Enfin, nous avons montré que malgré cette complexité, les approches proposées jusqu'à présent pour traiter le problème ne pouvaient qu'être vouées à l'échec, et qu'une nouvelle approche de prise en charge de ce problème était non seulement légitime et utile, mais également réalisable.

Ces trois grandes étapes de notre travail ont fait l'objet de conclusions intermédiaires sur lesquelles nous ne revenons pas en détail. Nous voudrions plutôt, dans la conclusion générale de ce document, donner au lecteur une perspective plus globale sur les résultats de notre recherche, qui permettra d'ouvrir une discussion plus large sur leurs les limites et utilisations possibles de notre travail.

1. SYNTHESE DES PRINCIPAUX RESULTATS

Nos principaux apports ont été de montrer qu'il est possible d'établir un référentiel normatif exprimé en termes de critères écologiques de gestion des forêts tropicales humides. Mais avant de revenir en détail sur les éléments de base qui constituent ce référentiel et la manière dont nous les avons posées, signalons qu'il nous a fallu auparavant répondre à la question « pourquoi élaborer un référentiel ? ». A cette question, nous avons apporté plusieurs éléments de réponse.

Au départ, la réponse à cette question nous semblait évidente. Elle se résumait à rappeler une formule largement médiatisée : « sauver les forêts tropicales ». Animés par nos convictions, nous adhérions naturellement à cette formule. En réalité, comme nous l'avons montré, la pertinence de cette formule fait encore l'objet de débats animés. Il nous a donc fallu effectuer un travail d'argumentation assez poussé pour montrer que le déclin des forêts tropicales humides est bien une préoccupation écologique majeure. D'une part, en rappelant quelques éléments scientifiques fondamentaux sur le rôle des forêts pour les grands équilibres écologiques globaux et locaux, nous avons réaffirmé des évidences qui sont bien souvent oubliées sur les conséquences pour l'humanité d'une perte des forêts tropicales humides. De tels éléments sont largement documentés, mais ils sont souvent mis de côté au profit d'une mise en exergue des quelques facteurs d'incertitude scientifique qui portent sur certaines caractéristiques écologiques des forêts tropicales humides. Ce rappel a par conséquent permis de confirmer l'existence d'enjeux écologiques majeurs liés à la préservation des dernières forêts tropicales humides peu perturbées, et de freiner les aspirations à ne voir les forêts tropicales que comme des constructions d'écologie politique.

Nous n'avons toutefois pas nié cet argument. Au contraire, nous avons souligné que des individus s'inquiètent de la disparition des forêts tropicales, simplement parce qu'ils expriment un désir d'environnement, une certaine vision du monde qui est d'ailleurs partagée par un nombre important d'entre eux, en témoigne la manière dont cette préoccupation est relayée politiquement au niveau international. Nous avons donc, à travers ce travail de décryptage, affirmé une légitimité à la construction d'un référentiel normatif de gestion des forêts tropicales, référentiel qui cherche à agréger ces éléments scientifiques et ces préférences collectives.

Par ailleurs, nous avons répondu à la question « pourquoi élaborer un référentiel ? » en nous penchant sur les cadres d'évaluation de l'efficacité des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales. En effet, nos premières observations réalisées sur le cas de la certification de la gestion forestière nous révélaient, de manière presque intuitive, la faiblesse des cadres d'évaluation de l'efficacité écologique. Cette intuition a été confirmée lorsque nous avons étudié le cadre théorique de l'efficacité des régimes environnementaux internationaux. Nous nous constaté plusieurs défaillances à ce cadre, notamment en ce qui concerne l'élaboration d'un scénario contrefactuel crédible, la vérification de la satisfaction d'un objectif de « résolution des problèmes environnementaux», et la prise en considération des effets externes au régime.

D'un point de vue théorique, notre travail a ainsi pu mettre en évidence les limites d'une approche évaluative centrée sur l'efficacité des régimes : alors que l'objectif de cette approche est de déterminer si le régime permet d'éliminer ou d'atténuer le problème qui a motivé sa création, le cadre de l'efficacité des régimes fait face à de graves difficultés méthodologiques pour mesurer l'impact réel sur l'état de l'environnement des dispositifs qui sont élaborés dans le cadre du régime. Notre apport a donc été de montrer l'utilité de recentrer les approches d'évaluation autour d'un référentiel normatif fondé sur l'efficacité écologique, à partir d'un cadre analytique issu de l'ASGE.

Enfin, nous avons souligné l'utilité de la construction d'un référentiel normatif de la gestion des forêts tropicales humides en montrant, sur un plan pratique, dans le secteur forestier, que les mesures appliquées jusqu'à présent n'offraient pas de solutions adéquates pour prendre en charge les problèmes de déforestation et de dégradation des forêts. D'une manière générale, les raisonnements appliqués jusqu'à présent pour de traiter ce problème mettent en avant sa grande complexité afin de justifier la nécessité d'adapter les solutions au difficile contexte local, ou de trouver des solutions en fonction des moyens disponibles. Il en résulte des approches participatives et une succession d'outils censés répondre aux causes complexes du déclin forestier. Ces instruments visent, pour une bonne partie d'entre eux, le maintien d'une production de biens et services dont les impacts environnementaux sont réduits, et sont très peu conçus dans le but de satisfaire de réels objectifs écologiques.

Nous avons pu démontrer que c'est moins dans la recherche d'une « gestion par les instruments », qu'en replaçant la question de l'efficacité environnementale au centre de l'analyse, que des solutions aux problèmes de déforestation et de dégradation des forêts pourront être trouvées. Si l'on veut répondre aux demandes croissantes de la société pour la protection des forêts et être en cohérence avec les nombreuses déclarations internationales enjoignant à préserver les forêts tropicales, alors il est loin d'être inutile de chercher à élaborer un référentiel normatif exprimé en termes de critères écologiques à atteindre, plutôt que de poursuivre une quête sans fin de l'instrument « miracle ».

Ayant répondu à cette première question relative à la nécessité d'élaborer un référentiel normatif, encore fallait-il prouver que cet exercice d'élaboration était réalisable. Car, une fois encore, incertitudes scientifiques et complexité du problème forestier sont des arguments qui questionnent la faisabilité de cette tâche. Pour réaliser notre démonstration, nous nous sommes largement inspirés des travaux qui ont appliqué le cadre de l'ASGE au cas de la gestion écologique de la vallée du fleuve Sénégal (Leroy, 2004). Nous avons ainsi pu montrer

que malgré la complexité des problèmes de déforestation et de dégradation des forêts tropicales humides, il est possible de dénouer cette complexité afin de poser les bases d'un référentiel clair qui pourra servir à des travaux futurs d'évaluation.

Certes, ce travail visant à construire d'un référentiel normatif actionnable pour évaluer l'efficacité environnementale requiert une connaissance assez pointue des problématiques environnementales abordées. C'est en tout cas le constat que nous faisons dans le domaine des forêts tropicales. Mais la construction de ce cadre normatif n'est pas impossible. En identifiant les différents engagements internationaux, en effectuant une revue de la littérature grise et académique, en analysant les spécificités écologiques des écosystèmes forestiers tropicaux, et en réalisant une opération de transcodage de ces différents éléments en enjeux environnementaux relatifs aux forêts tropicales humides, nous avons établi les fondations d'un édifice qui pourra être consolidé ultérieurement. Le tableau 12 récapitule les principaux éléments qui forment la base de ce cadrage de l'évaluation de l'efficacité écologique des dispositifs de gestion des forêts tropicales humides.

Tableau 14 - Les bases du référentiel normatif d'évaluation des dispositifs de gestion des forêts tropicales humides

Enjeu écologique	**Justification et critères de valeur environnementaux**	**Références**
1. Eviter la conversion à grande échelle des forêts naturelles	• Réduire la perte d'habitats et de fonctions écologiques en prohibant la conversion définitive de larges surfaces de forêts naturelles • Limiter les coupes à des besoins locaux particuliers, sur des échelles réduites	• OMD, Obj. 7 • Instrument juridiquement non contraignant sur les forêts, Obj. 1 • CDB, programme biodiversité des forêts, Obj. 6 • CDB Plan stratégique 2011-2020 Décision X/2 • Nepstad & al., 2008 ; Malhi, et al., 2008 ; Nobre & Borma, 2009 ; Soares-Filho & al., 2010
2. Reconstituer et restaurer le couvert forestier	• Maintenir les fonctions écologiques, en particulier de stockage de carbone, en restaurant les massifs forestiers dégradés récemment et en compensant les pertes par des opérations de reboisement et d'enrichissement. • Eviter les reboisements sous la forme de plantations monoculturales	• Déclaration de principes sur les forêts, • Agenda 21, Chapitre 11 • CDB Plan stratégique 2011-2020 Décision X/2 • CCNUCC • Partenariat mondial sur la restauration des paysages forestiers • Aldrich 2005, WWF 2011
3. Conserver les habitats forestiers tropicaux essentiels au maintien de la diversité biologique	• Maintenir la composition, la structure, la fonction et le potentiel évolutif de la diversité des populations de faune et de flore en mettant en réserve de 25 à 40% des forêts tropicales humides naturelles, sur des surfaces relativement large, y compris sur les sites les plus vulnérables et les plus irremplaçables où la pression humaine est plus forte.	• Agenda 21, Chapitre 11 • OMD Obj 7b • Instrument juridiquement non contraignant sur les forêts, Obj. 3 • CDB, Programme biodiversité des forêts, Obj 3 • CDB Plan stratégique 2011-2020 Décision X/2 • UICN 2010, Bull & Spears, 2001; Svancara & al. 2005 ; Doumenge & al., 2003 ; Brooks & al., 2004 ; Schmitt & al., 2009
4. Exploiter les ressources forestières en garantissant le maintien des fonctions écologiques de la forêt	• Extraire une quantité restreinte d'arbres et d'autres produits forestiers non ligneux sans que la végétation et la faune restante ne soient grandement perturbés. • Favoriser la pleine récupération des fonctions écologiques des forêts perturbées • Limiter l'exploitation forestière afin d'éviter la surexploitation ou la réduction des habitats pouvant conduire à l'extinction des espèces • Favoriser les activités humaines qui maintiennent et entretiennent les fonctions écologiques des écosystèmes forestiers	• Déclaration de principes sur les forêts : préambule • Instrument juridiquement non contraignant sur les forêts, Obj. 3 • CDB, Programme biodiversité des forêts, Obj 1, but 4 • CDB, Plan stratégique 2011-2020 Décision X/2 but stratégique B, point 7 • Meijaard & al., 2006 ; Gustafsson & al., 2007 ; Cerutti & al., 2010 ; Nasi & Frost, 2009

2. DISCUSSION : LIMITES DE NOTRE TRAVAIL, INTERPRETATION ET UTILISATION DES RESULTATS

Ce tableau constitue l'aboutissement d'une première étape d'un travail qui pourra être utilisé pour construire un cadre d'évaluation de certains dispositifs de gestion des forêts tropicales humides. Nous avons en effet élaboré un référentiel qui permet de guider l'évaluation des dispositifs de gestion, mais nous n'avons pu le tester, faute de temps et de moyens. Pour mener cet exercice jusqu'au bout, il aurait fallu nous immerger sur un terrain, mais aussi passer beaucoup plus de temps de collecte d'information, de lecture, d'analyse et d'écriture. Notre recherche s'inscrit par conséquent dans un effort de plus long terme. Nous espérons pouvoir poursuivre ce travail en mettant ce cadre à l'épreuve, à travers l'évaluation de certains dispositifs de gestion ou de mesures politiques. Un travail spécifique sur une région particulière permettrait sans doute d'aller plus loin en termes d'analyse et d'évaluation de l'efficacité. Notre contribution est donc bien plus limitée dans l'application du cadre théorique de l'ASGE et dans sa visée évaluative que les études de cas réalisées jusqu'à présent (voir par exemple Leroy, 2004 ; Billé 2004 ou Gaudefroy de Mombynes-Leménager, 2007).

Néanmoins, nous estimons que ce travail permet d'engager une première discussion au sujet de la démarche méthodologique qui nous a permis d'obtenir ces résultats, de l'utilisation possible de ces résultats et des perspectives qu'ils ouvrent en matière d'évaluation des dispositifs de gestion forestière tropicale.

Conformément au cadre de l'ASGE que nous avons mobilisé, les résultats de nos travaux sont un cadrage normatif, dont la construction a nécessité également une prise de position stratégique. Lorsqu'il n'y a pas de consensus scientifique et qu'un débat sociétal à propos des critères écologiques de référence a lieu, les objectifs de gestion environnementale sont souvent inexistants, vagues, ou exprimés en termes procéduraux plutôt que substantiels. De tels objectifs ne permettent pas d'évaluer réellement l'efficacité environnementale des dispositifs de gestion. Notre démarche a par conséquent consisté à renverser cette approche, en fixant un cadre qui permettra de déterminer des objectifs de gestion exprimés en termes de critères écologiques à atteindre. Les résultats qui figurent dans notre tableau de synthèse sont donc discutables, mais ils reflètent, selon nous, les cibles atteignables qui sont les plus à même de pouvoir orienter les politiques de gestion des forêts tropicales, au regard des

connaissances scientifiques actuelles, des volontés exprimés par une partie de la Société, et des engagements et déclarations internationales en faveur de la préservation des forêts tropicales humides. La détermination plus fine des critères de l'évaluation ne pourra, certes, être effectuée qu'au moment précis de l'évaluation d'une politique ou d'un dispositif particulier bien identifié. Ces objectifs ne seront, à coup sûrs, pas partagés par l'ensemble des acteurs ; de même que tout objectif de politique publique ou tout dispositif normatif privé fait débat. Mais compte tenu de la complexité du problème forestier, des multiples politiques sectorielles (forestières, agricoles, énergétiques, minières…) qui interviennent dans ce champ, et des asymétries de pouvoir entre les différents acteurs parties-prenantes de la gestion forestière, une telle approche d'évaluation centrée sur la fixation d'objectifs nous semble particulièrement pertinente (Mermet & al., 2010).

Le but de notre travail est bien de servir de guide pour répondre à des attentes de mesure de l'efficacité des dispositifs de gestion des forêts, au regard de leurs résultats matériels sur l'écosystème. Ce cadre pourra ainsi être utilisé pour rendre lisible les responsabilités des acteurs face à leurs annonces politiques et à leurs engagements en matière de gestion des forêts tropicales humides. Il pourra être utilisé pour évaluer les nombreuses situations de gestion où interviennent des acteurs publics et/ou non-gouvernementaux concernés par le déclin des forêts tropicales humides, en visant particulièrement ces acteurs, identifiables, qui sont demandeurs d'information permettant d'orienter les décisions vers une direction donnée. Ce cadre d'évaluation pourra ainsi aider ces acteurs à avancer stratégiquement dans une telle direction, en fixant un « cap environnemental ».

Ce cadre pourra également être mobilisé afin d'appuyer les acteurs préoccupés par la situation écologique des forêts, qui sont marginalisés ou qui sont en position minoritaire dans les processus participatifs, lesquels sont particulièrement nombreux concernant la gestion des forêts tropicales. En se focalisant sur des objectifs substantiels, au lieu de tenter d'atteindre, comme c'est souvent le cas, des objectifs procéduraux visant à renforcer les capacités de participation de ces acteurs, notre approche permet de mettre en avant des résultats d'évaluation solides axés sur la préoccupation de ces acteurs, qui peuvent fournir une ressource importante pour leurs efforts. Comme le signalent Mermet & al. (2010), découpler la substance de la procédure d'évaluation peut être un geste stratégique particulièrement utile dans certaines situations de gestion dans lesquelles il peut être compliqué pour des groupes marginalisés particulièrement vulnérables, de se rendre visibles face à des adversaires puissants. De telles situations sont communes dans de nombreuses régions de forêts

tropicales, qui sont marquées par des conflits parfois très violents entre les puissantes forces motrices de la déforestation, et les acteurs marginalisés particulièrement préoccupés par le déclin des forêts qui constituent leurs lieux de vie.

En centrant ainsi notre focale sur la seule dimension environnementale des forêts tropicales, il peut sembler que nous n'aillions pas en tête d'autres questions prioritaires, comme par exemple la réduction de la pauvreté des populations forestières. Nous voudrions clarifier ce point, car il est évident, en ce qui nous concerne, que ces questions sont d'une importance fondamentale. Les préoccupations environnementales ne sont donc pas les seules à prendre en compte lorsqu'on aborde les forêts tropicales humides, de même qu'elles ne sont pas forcément prioritaires. Néanmoins, pour pouvoir traiter sérieusement les problèmes environnementaux relatifs aux forêts tropicales humides, il convient de fixer des objectifs de gestion appropriés. Nous nous situons donc dans une optique pluraliste, où les préoccupations environnementales sont placées *a priori* sur le même plan que d'autres préoccupations toutes aussi légitimes. Simplement, nous refusons l'approche consistant à prendre des décisions de gestion en hiérarchisant les préoccupations, avant même d'en avoir mesuré l'ensemble des effets. Pour reprendre Mermet (1998) : *« Notre position revient à affirmer que le fonctionnement pluraliste de la société repose sur le pluralisme des acteurs et sur le traitement commun par eux d'une pluralité de préoccupations d'intérêt général. L'état des systèmes naturels est l'une de ces préoccupations, parmi d'autres. (...) Nous proposons ainsi une lecture spécifiquement environnementale, donc partielle, de systèmes sociaux et naturels qui acceptent autant de lectures, de points de vue, qu'il y a de préoccupations d'intérêt général. (...) Pour nous, c'est un élément essentiel du pluralisme que de ne pas hiérarchiser les préoccupations a priori, mais au contraire que cette hiérarchisation soit remise en jeu pour devenir le cœur de chaque processus de décision significatif. »*

REFERENCES UTILISEES

Achard, F., Eva, H., Stibig, H.-J., Mayaux, P., Gallego J., Richards, T., & Malingreau, J.-P., (2002). **Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests**, Science 297: p. 999-1002.

Aldrich E, Walker RT, Arima E, Caldas M, Browder J.O., & Perz S., (2006). **Land- cover and Land-Use Change in the Brazilian Amazon: Smallholders, Ranchers, and Frontier Stratification**. Economic Geography. 82(3): p.265–288

Aldrich, M., (2005). **Forest (Landscape) restoration**, WWF Position paper, WWF International, 1p.

Allen, J..C. &Barnes, D. F., (1985). **The Causes of Deforestation in Developing Countries**, Annals of the Association of American Geographers (75): p. 163-184

Alvarez N.L. & Naughton-Treves, L., (2003). **Linking National Agrarian Policy to Deforestation in the Peruvian Amazon: A Case Study of Tambopata, 1986–1997,** Ambio Vol. 32 No. 4,

Álvarez, D. (2007). **Environmental Damages from Illicit Drug Crops in Colombia**, In : de Jong, W., Donovan D. & Abe K.I.. (eds.). Extreme Conflict and Tropical Forests, Dordrecht, The Netherland: Springer, p. 133–147.

Amaral Ribeiro C., Almeida O. T., Amaral Ribeiro S., Tonello K. C. & Oliveira Lima K. A., (2005). **Expansão da pecuaria de bovinos e desafios de sustentabilidade da atividade na Amazônia Legal**, III Workshop Brasil-Japão em Energia, Meio-ambiente e Desenvolvimento Sustentavel, Brasil, Campinas:UNICAMP

Amelung, T. & Diehl, M., (1992). **Deforestation of tropical rainforests: economic causes and impact on development.** Tiibingen, Germany : Mohr, 157 p.

Andam, K., Ferraro, P. J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, G. A., & Robalino, J.A.. (2008). **Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 105: p. 16089–16094.

Angelsen A, Kaimowitz D. (1999). **Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models.** World Bank Reearch. Obervers. 14(1): p.73–98

Angelsen, A. & Kaimowitz D. (Eds). (2001). **Agricultural technologies and tropical deforestation,** CABI Publishing & CIFOR, 436 p.

Angelsen, A.. (1995). **Shifting Cultivation and Deforestation. A Study from Indonesian** World Development. Vol. 23(10): p. 1713-1729.

Angerand, S., (2007). **FIPCAM: Hold up dans les forêts du Cameroun. Ou comment une société européenne a pu couper et vendre pour plus d'un million d'euros de bois illégal en toute impunité.** Les amis de la Terre / Greenpeace, 13 p. (en ligne) http://www.amisdelaterre.org/IMG/pdf/rapport_final_FIPCAM_version_francaise.pdf

ANUALPEC, (2006). **Anuário da Pecuária Brasileira.** São Paulo: Instituto FNP

Appleton J.D., Williams T.M., Breward N., Apostol, A., Miguel, J., & Miranda, C. (1999). **Mercury contamination associated with artisanal gold mining on the island of Mindanao, the Philippines.** Science of the Total Environnement, 228: p. 95–109

Araujo, C., Bonjean, C. A., Combes, J.L., Motel, P.C., & Reis, E. J., (2009). **Property rights and deforestation in the Brazilian Amazon.** Ecological Economics 68 (8-9), p. 2461 - 2468.

Arima E., Barreto P., & Brito M., (2005). **Pecuária na Amazônia: tendências e implicações para a conservação**, IMAZON, Belém, 68 p.

Armenteras, D, Gast, F & Villareal F., (2003). **Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes**, Colombia Biological Conservation 113, p. 245–256

Arnauld de Sartre. X., (2005). **L'internationalisation de l'Amazonie : la question de la souveraineté nationale face à la patrimonialisation de l'environnement,** La lettre Intergéo n°4, Prodig/CNRS

Arnold M, Kohlin G, & Persson R. (2006). **Woodfuels, livelihoods, and policy interventions: changing perspectives.** World Development 34: p.596–611.

Arnold, J., & P. Bird. (1999). **Forests and the Poverty–Environment Nexus**, UNDP-EC Poverty and Environment Initiative, Publication No. 6., New York: UNDP

Arnold, M., Kohlin, G., Persson, R., & Shepherd, G. (2003). **Fuelwood Revisited: What Has Changed in the Last Decade?** CIFOR Occasional Paper No. 39., Jakarta, Indonesia: Center for International Forestry Research, 35 p.

Arnould, Paul., (2004). **Nouvelles forêts, vieilles forêts, forêts de l'entre deux, (XIXe-XXe siècles) : Rationalité économique et fertilité symbolique.** In : A. Corvol-Dessert, (dir.). Les forêts d'occident du moyen âge à nos jours Actes des XXIVe Journées internationales d'Histoire de l'Abbaye de Flaran (6-8 septembre 2002). Toulouse, Presses universitaires du Mirail, p. 253-278

ATIBT–FAO, (1999). **Infrastructures Routiéres dans les Forêts Tropicales: Voies de Développement ou Voies de Destruction?** Rome: FAO, (en ligne) http://www.fao.org/docrep/x1361F/x1361f00.htm

Azevedo-Ramos, C., Do Amaral, B.D., Nepstad, D.C., Soares Filho, B. & Nasi, R., (2006). **Integrating ecosystem management, protected areas and mammal conservation in the Brazilian Amazon**. Ecology and Society 11(2): 17. (online) http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art17

Bahuchet, S. & De Maret, P. (Coord). (1994). **Situation des populations indigènes des forêts denses et humides.** Rapport écrit pour la DG VIII de la Commission Européenne, Luxembourg : 511 p.

Bakouma, J., (1999). **Aspects économiques et institutionnels de la gestion durable des forêts en Afrique**, Nancy : INRA / OIBT, 101 p.

Bakouma, J., (2001). **Infrastructures routières et gestion durable des forêts en Afrique Subsaharienne**, In : Brot J., & H. Gérardin. 2001. Infrastructure et développement. Paris : L'Harmattan, 306p.

Bamba I., Yedmel M. S., & Bogaert J., (2010). **Effets des Routes et des Villes sur la forêt Dense dans la Province Orientale de la République Démocratique du Congo**, European Journal of Scientific Research, Vol.43 No.3, p.417-429

Barbault, R., & Le Duc, J.-P. (2005). **Biodiversité, science et gouvernance.** Actes de la conférence internationale, Paris, 24-28 janvier 2005, Paris : Muséum national d'Histoire naturelle, 319 p.

Barbault, R., Chevassus-au-Louis, B., & Teyssèdre, A. (Eds), (2004). **Biodiversité et changements globaux: enjeux de société et défis pour la recherche**. Paris :ADFP, 241 p.

Barbier, E.B, (2001). **The Economics of Tropical Deforestation and Land Use: An Introduction to the Special Issue.** Land Economics, Special Issue, 77 (2): p. 155-171.

Barbier, E.B., (2004). **Explaining Agricultural Land Expansion and Deforestation in Developing Countries**, American Journal of Agricultural Economics. Vol. 86, no. 5: p.1347-1353.

Barbier, E.B., Bockstael, N., Burgess, J.C. & Strand, I., (1995). **The linkages between the timber trade and tropical deforestation : Indonesia**. The World Economy 18(3): p. 411–442.

Barona E., Ramankutty N., Hyman G. & Coomes, O., (2010). **The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon**. Environnemental Research Letter n°5, p.1-9

Barraclough ,S.L. & Gimire, K.B., (1995), **Forests and Livelihoods: The Social Dynamics of Deforestation in Developing Countries,** New York : St. Martin's Press, 259 p.

Barreto P., Souza, Jr. C., Nougueron, R., Anderson, A., Solomão, R. (2006). **Human pressure on the Brazilian Amazon forest**. Belém: World Resources Institute & Imazon, 84p.

Barreto, P., (2007). **Overview of sustainable forest management in the Brazilian Amazon**, Presentation at the ATIBT Forum, Belém, November 2007. (online) http://www.atibt.com/pdf/belem/3_barreto_imazon.pdf dernière visite le 5 avril 2009.

Bawa, K, & Seidler, R., (1998). **Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests**. Conservation Biology: 12(1). p.46-55.

Bayol, N., Demarquez, B., & Pelissier, C., (2007) (2de édition). **Etude sur le plan pratique d'Aménagement des Forêts Naturelles de Production Tropicales Africaines : Application au cas de l'Afrique Centrale : Volet 1 « Production Forestière ».** Paris : ATIBT, 136p.

Belcher, M. & A. Gennino., (1993). **Southeast Asian Rainforests: A Resource Guide and Directory**. San Francisco: Rainforest Action Network.

Bellassen, V., Crassous, R., Dietzsch L., & Schwartzman, S., (2008). **Réduction des émissions dûes à la déforestation et à la dégradation des forêts : quelle contribution de la part des marchés du carbone ?** Etude climat n°14, Mission climat, Caisse des dépôts, 44p.

Belna, K., Mermet L., & Leménager T., (2011). **Evaluer l'efficacité de politiques et programmes environnementaux,** document de travail à l'attention de l'AFD, Paris : Engref AgroParisTech, 54 p.

Benhin, J.K.A., (2006). **Agriculture and deforestation in the tropics: a critical theorical and empirical review.** Royal Swedish Academy of Sciences Ambio:Vol 35., n°1. p. .9-16

Bennett, E.L., (2002). **Is There a Link between Wild Meat and Food Security?** Conservation Biology 16(33): p.590–592

Bennett,E. L. & Rao, M., (2002).**La consommation de viande d'origine sauvage dans les pays d'Asie possédant des forêts tropicales : un avant-goût de l'avenir pour l'Afrique ?** In : Mainka, S.A. & Trivedi, M. (Eds). Liens entre la conservation de la diversité biologique, les moyens d'existence et la sécurité alimentaire: l'utilisation durable des animaux sauvages pour l'alimentation. UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni: vi + 145p.

Bergonzini J.-C. & Lanly J.-P., (2000). **Les forêts tropicales**, Paris : Cirad - Karthala, 2000, 164 p.

Berkes, F., (2009). **Community conserved areas: policy issues in historic and contemporary context**. Conservation Letters. .2(1). p. 20-25.

Bertrand, A. (1983). **La déforestation en zone de forêt en Côte d'Ivoire**. Bois et Forêts des Tropiques, n° 202 : p. 3-17.

Bevilacqua, M., Lya. Cárdenas, A.L., Flores, L., Hernández, E., Lares B., Mansutti, A., Miranda, M.,.Ochoa, J., Rodríguez, M., & Selig, E., (2002). **The State of Venezuela's Forests. A Case Study of the Guayana Region,** Global Forest Watch Report. Washington DC: World Resources Institute.

Bezerra, O., Veríssimo, A. & Uhl C. (1996). **The Regional Impacts of Small-Scale Gold Mining in Amazonia**. Natural Resources Forum 20:p. 305-317.

Bhattarai M. & Hammig M.,. (2001). **Institutions and the Environmental Kuznets Curve for Deforestation: A Cross-country Analysis for Latin America, Africa and Asia**, World Development, 29: p. 995-1010.

Bickel U., & Dros J.M., (2003). **The Impacts of Soybean Cultivation on Brazilian Ecosystems. Three case studies**. WWF., Gland, Switzeland.

Bierman F. & Pattberg P., (2008). **Global Environmental Governance: Taking Stock, Moving Forward**, Annual Review of Environment and Resources, Vol. 33: p.277-294 .

Bigombe Logo, P.,. (2010). **La gouvernance des revenus forestiers décentralisés en Afrique centrale : Pour le meilleur ou pour le pire ?** in : German, A.L., Karsenty, A. & Tiani, A-M., (Eds). Gouverner les forets africaines a l'ère de la mondialisation. Bogor, Indonesie :CIFOR. p. 191-208

Billand, A., (2005). **Etude sur le plan pratique d'Aménagement des Forêts Naturelles de Production Tropicales Africaines : Application au cas de l'Afrique Centrale. Volet 3 « Aspects Faunistiques ».** ATIBT, 99p.

Billé, R. & Pirard, R., (2007). **La conservation de la biodiversité dans le cadre de l'aide au développement : une synthèse critique.** Iddri Analyses - Ressources naturelles N° 01/2007. Paris : Iddri, 29 p.

Billé, R., (2004). **La Gestion Intégrée du Littoral se décrè te-t-elle? Une analyse stratégique de la mise en oeuvre, entre approche programme et cadre normatif.** Thèse de doctorat, ENGREF-CIRED/RGTE, Paris, 473 p.

Binswanger, Hans P. (1991). **Brazilian Policies That Encourage Deforestation in the Amazon.** World Development, 19(7): p.821–829.

Blackman, A., & Rivera, J. (2010). **The Evidence Base for Environmental and Socioeconomic Impacts of "Sustainable" Certification.**, RFF DP 10-17, Washington DC : Resources for the Future, 34 p.

Bolt, C.S. & Campbell, A., (2008). **Protected areas : an effective tool to reduce emissions from deforestation and forest degradation in developing countries?** Working Paper, UNEP World Conservation Monitoring Centre.Cambridge, U.K.

Bonaudo, T., (2005). **La gestion environnementale sur un front pionnier amazonien**, Thèse, Institut National Agronomique Paris-Grignon, Centre du Développement Durable de l'Université de Brasilia, 354 p.

Bowles, I., Rice, R., Mittermeier, R & da Fonseca, A., (1998). **Logging and tropical forest conservation**, Science, 280, June 19:p. 1899-1900.

Brady, N.C. (1996). **Alternatives to Slash and Burn: A Global Imperative**, Agricultural Ecosystems & Environment 58.

Brandão, A., & Souza Jr. C. (2006). **Mapping Endogenous Roads with Landsat Images: A New Tool to Improve the Monitoring of the Brazilian Amazon Rainforest.** International Journal of Remote Sensing. 27(1): p.177-189.

Brandao, A S P, Castro de Rezende, G. & Da Costa Marques, R. W., (2005). **Agricultural Growth in the Period 1999–2004, Outburst in Soybeans Area and Environmental Impacts in Brazil.** IPEA Discussion Paper No. 1062.

Bray, D.B., Merino-Perez L. & Barry D., (Eds.) (2005) **The Community Forests of Mexico: Managing for Sustainable Landscapes.** Austin: University of Texas Press, 372p.

Breitmeier, H., Young, O.R. & Zürn, O.R. (2006). **Analyzing International Environmental Regimes. From Case Study to Database.** Cambridge USA., MIT Press : 336p.

Brito, B., & Barreto, P.A, (2006). **Eficácia da aplicação da lei de crimes ambientais pelo Ibama para proteção de florestas no Pará.** Revista de Direito Ambiental, n.43: p.35-65.

Brooks T.M., Wright S.J., & Sheil D. (2009). **Evaluating the success of conservation actions in safeguarding tropical forest biodiversity**. Conservation Biology, 23: p.1448-1457.

Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Da Fonseca, G.A.B., Gerlach, J, Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D., & Rodrigues A.S.L., (2006). **Global Biodiversity Conservation Priorities.** Science 313: 58p.

Brooks,T.M., Bakarr, M.I., Boucher, T.,. Da Fonseca, G.A.B., Hilton-Taylor,C., Hoekstra, J.M., Moritz, T., Olivieri, S., Parrish, J., Pressey,R.L., Rodrigues, A.S.L., Sechrest, W., Stattersfield, A., Strahm,W., & Stuart, S.N., (2004). **Coverage Provided by the Global Protected-Area System: Is It Enough?**, BioScience Vol. 54 No. 12, p.1081- 1091

Brown Weiss, E., & Jacobsson H.K., (eds). (1998). **Engaging Countries: Strengthening Compliance with International Environmental Accords.** Cambridge, MA, USA. MIT Press: 635p .

Brown, D. & Schreckenberg, K., (1998). **Shifting Cultivators as agents of deforestation: assessing the evidence.** Natural Resource Perspectives, Number 29, ODI.

Bruner, A., Gullison, R. E. & Balmford, A. (2004). **Financial Costs and Shortfalls of Managing and Expanding Protected-Area Systems in Developing Countries.** BioScience 54: p. 1119-1126.

Bruner, A.G., Gullison, R.E., Rice, R.E., & da Fonseca, G.A.B. (2001). **Effectiveness of Parks in Protecting Biodiversity.** Science 291 (5501):p. 125-128.

Brunner J. & Ekoko F., (2000). **La Réforme de la Politique Forestière au Cameroun: Enjeux, Bilan, Perspectives**. Washington DC : World Resources Institute, 25 p.

Bryant, D., D. Nielsen, & L. Tangley(1997). **The last frontier forests: Ecosystems and economies on the edge: what is the status of the world's remaining large, natural forest ecosystems?** Washington. DC: World Resources Institute, 42 p..

Bull G. & Spears, J. (2001). **Global Vision for Forest 2050 project.** Unasylva n°204 Vol. 52. (online) http://www.fao.org/DOCREP/003/X8820E/x8820e13.htm

Burgess, J.C., (1993). **Timber production, timber trade and tropical deforestation**. Ambio 22 (2–3). p. 136–143.

Burley J., (2002). **La diversité biologique forestière : tour d'horizon.** Unasylva 209, 53 (2) : p..3-9.

Butler, R.A., (2006). **AWorld Imperiled: Forces Behind Forest Loss.** In : A Place Out of Time: Tropical Rainforests and the Perils They Face. 9 January 2006. (en ligne), http://rainforests.mongabay.com/0801.htm

Buttoud, G., (1995). **L'évolution du commerce mondial des bois tropicaux : enjeux, stratégies, politiques.** Économie rurale. N°228 :p. 3-10.

Buyse, N., (2005). **La gestion décentralisée des ressources forestières en Indonésie : la biodiversité localement négociée.** Ecologie & Politique n°30 : p. 71-83.

Cameron, J., Werksman,J., & Roderick, P., (eds). (1996). **Improving compliance with international environmental law.** London. Earthscan, 340p.

Capistrano, A.D., & Kiker, C..F., (1995). **Macro-scale economic influences on tropical forest depletion.** Ecological Economics 14 :p.21-29.

Capron, M. & Quairel-Lanoizelée, F., (2007). **La responsabilité sociale d'entreprise.** Paris :La Découverte, 126 p.

Carr, D.L., (2004). **Proximate Population Factors and Deforestation in Tropical Agricultural Frontiers.** Population and Environment: Vol. 25, No. 6, p.585-612

Carr, D.L., Suter, L., & Barbieri, A., (2005). **Population Dynamics and Tropical Deforestation: State of the Debate and Conceptual Challenges.** Population and Environment: Vol. 27, No. 1, p.89-113.

Carrasco, L. (coord.),(2006) **Máfia verde. O ambientalismo a serviço do governo mundial. Rio de Janeiro** : Capax Dei / MSIA (10e ed.), 316 p

Carrasco, L., Costa, N.,Palacios, S., & Lino, G.L.(2005), **Máfia Verde 2: Ambientalismo Novo Colonialismo**. Rio de Janeiro : Capax Dei:/ MSIA, 272 p.

Carvalho, G. O., Nepstad, D., McGrath, D., .Diaz, V., M.d.C, & Barros, A., (2002). **Frontier expansion in the Amazon. Balancing development and sustainability.** Environment: Science and Policy for Sustainable Development. Volume 44, Number 3 / April : p. 34- 44.

Cashore, B., (2002). **Legitimacy and the Privatization of Environmental Governance: How Non-State Market-Driven (NSMD) Governance Systems Gain Rule-Making Authority.** Governance vol. 15, no. 4: p.503-529.

Caspary, H.U. (1999). **Utilisation de la faune sauvage en Cote d'Ivoire et Afrique de l'Ouest : potentiels et contraintes pour la cooperation au developpement.** Eschborn, Allemagne: GTZ

Catinot, (1997). **La gestion durable des forêts tropicales humides n'est pas envisageable sans une participation déterminante du secteur privé.** La lettre de l'ATIBT n°3

Centeno, J.C.,(1995). **Forest Concession Policy in Venezuela.** Washington D.C.The World Resources Institute.

Centre m ondial de surveillance de la conservation, (1992). **Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources.** Centre mondial de surveillance de la conservation. Cambridge, Royaume-Uni.

Cerutti, P.O., Nasi, R. & Tacconi., L. (2008). **Sustainable forest management in Cameroon needs more than approved forest management plans.** Ecology and Society 13(2): p. 36.

Cerutti, P.O., Tacconi L., Nasi, R. & Lescuyer G.,(2010). **Legal vs. certified timber: Preliminary impacts of forest certification in Cameroon.** Forest Policy and Economics.

Chape S., Harrison J., Spalding M., & Lysenko I.., (2005). **Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets.** Proceedings of the Royal Society B 360: p.443–455.

Chartier, D. & Ollitrault, S. (2006). **ONG & développement durable : les liaisons dangereuses, in : Aubertin C. & Vivien F.-D. (dir.), Le développement durable : décrypter les enjeux politiques .** Paris. La Documentation française :p. 93-114.

Chartier, D., (2005). **ONG internationales environnementales et politiques forestières tropicales. L'exemple de Greenpeace en Amazonie.** Anthropologie et société, n°29 (1) :p. 103-120.

Chayes, A., & A. H. Chayes. (1993). **On compliance.** International Organization 47 (2): 175-205.

Chaytor, B., (2001). **The Development of Global Forest Policy: Overview of Legal and Institutional Frameworks**, Genève: IISD - WBCSD, 22 p.

Chazdon, R.L., Peres, C.A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A.E., Lamb, D., Stork, N.E., & Miller, S., (2009.). **The potential for species conservation in tropical secondary forests**. Conservation Biology 23: p.1406–1417.

Chomitz K.M. & Buys, P., (2007) **At Loggerheads? Agricultural Expansion, Poverty Reduction, and Environment in the Tropical Forests**, Washington DC: The World Bank, 284 p.

Chomitz, K. M & Gray, D. A., (1996). **Roads, Land Use, and Deforestation: A Spatial Model Applied to Belize.** World Bank Economic Review, Oxford University Press, vol. 10(3): p. 487-512

Chomitz, K.M. & Thomas, T.S., (2001). **Geographic Patterns of Land Use and Land Intensity in the Brazilian Amazon.** Development Research Group. Washington, DC: The World Bank, 48 p.

Chomitz, K.M., & Griffiths, C. (1996). **Deforestation, Shifting Cultivation, and Tree Crops in Indonesia: Nationwide Patterns of Smallholder Agriculture at the Forest Frontier.** Research Project on Social and Environmental Consequences of Growth-Oriented Policies. Working Paper No.4. Washington: World Bank.

CIFOR (1998), **Rapport annuel 1998**. Bogor, Indonésie : Cifor (en ligne, consulté pour la dernière fois le 27/06/2011) http://www.cifor.cgiar.org/publications/Html/areport98-French.html

CIFOR (1999). **The CIFOR Criteria and Indicators Generic Template.** CIFOR C&I Team.

Clark, C.J., Poulsen, J. R., Malonga, R., & Elkan, P.W.Jr. (2009). **Logging concessions canextend the conservation estate for Central African tropical forests**. Conservation Biology 23: p.1281–1293

CMPFE, (1993). **Resolution H1 - General Guidelines for the Sustainable Management of Forests in Europe**, Second Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, 16-17 June 1993, Helsinki, Finland

Collins, M., (Ed.), (1990). **The Last Rain Forests.** A World Conservation Atlas. New York, Oxford University Press, 200 p.

Contini, E., (2006). **Brésil: ferme du monde?** Contribution aux rencontres du cercle des économistes : « Un Monde de ressources rares », 3 p. (en ligne, consulté pour la dernière fois le 27 juin 2011) http://www.lecercledeseconomistes.asso.fr/IMG/pdf/Contini-RE-Aix2006.pdf.

Contreras-Hermosilla A. & Peter E, (2006). **Meilleures pratiques pour l'application des lois dans le secteur forestier**, Etude FAO Forêts n°145.

Contreras-Hermosilla, A., (2000). **The Underlying Causes of Forest Decline**, CIFOR occasdional Paper n°20, Bogor: CIFOR, 29 p.

Contreras-Hermosilla, A., (2002). **Law Compliance in the Forestry Sector: An Overview.** WBI Working Papers. World Bank Institute, The World Bank 2002.

Contreras-Hermosilla, A., Doornbosch R. & Lodge M., (2007). **The economic of illegal logging and associated trade**, Round Table on Sustainable Development, 8-9 January, Paris:OECD, 44p.

Corvol, A., (dir.) (2003). **Les sources de l'histoire de l'environnement, Tome III : Le XXe siècle.** Paris : Direction des Archives de France / L'Harmattan, 750 p.

Counsell, S., (2006). **Gouvernance forestière en République Démocratique du Congo. Le point de vue d'une ONG,** Bruxelles : FERN, 37 p.

Counsell, S., (2008). **Forest Stewardship Council : Scandales dans la famille.** Courrier de la planète 88, p. 23.

Counsell, S., Long C. & Wilson, S., (2007). **Concessions à la pauvreté. Les impacts environnementaux, sociaux et économiques des concessions d'exploitation forestière industrielles sur les forêts tropicales africaines.** Cambridge : Rainforest Fondation & London : Forest Monitor, 164 p.

Crabbé, A., & Leroy, P. (2008). **The Handbook of Environmental Policy Evaluation**, London:.Earthscan, 202 p.

Cropper, M. & Griffths, C., (1994). **The Interaction of Population Growth and Environmental Quality.** American Economic Review, 82: p. 250-254.

Cropper, M., & Griffiths,Ch. (1999). **Muthukumara Mani Roads, Population Pressures, and Deforestation in Thailand, 1976-1989.** Land Economics, Feb, Vol. 75, No. 1:p. 58-73.

Culas, R. J., (2007). **Deforestation and the environmental Kuznets curve: An institutional perspective.** Ecological Economics, Volume 61, Issues 2-3, 1 March :p. 429-437.

Curran, L.M., Trigg, S.N., McDonald, A.K., Astiani, D., Hardiono, Y.M., Siregar, P., Caniago, I., & Kasischke, E. (2004). **Lowland Forest loss in protected areas of Indonesian Borneo.** Science 303 (5660):p. 1000-1003.

Dauvergne, P., (1993). **The Politics of Deforestation in Indonesia,** Pacific Affairs 66(4), p.497-518

De Kom, J.F.M., Van Der Voet, G.B., & De Wolff F.A., (1998). **Mercury Exposure of Maroon Workers in Small-Scale Gold Mining in Suriname.** Environmental Research, 77:p. 91-97.

De Luca, G. D., (2006). **Roads, Development and Deforestation : a review.** Wahington DC:The World Bank / CRED; 57 p.

De Mello N.A., & Théry H., (2003). **L'État brésilien et l'environnement en Amazonie : évolutions, contradictions et conflit,** L'Espace géographique 1/2003 (tome 32). p. 3-20. (en ligne) http://www.cairn.info/revue-espace-geographique-2003-1-page-3.htm.

De Montalembert, M.R., Clement, J., (1983). **Fuelwood Supplies in the Developing Countries.** Food and Agriculture Organization of the United Nations.Rome. FAO. Forestry Paper No. 42.

De Wasseige C., Devers D., de Marcken P., Eba'a Atyi R., Nasi R. & Mayaux Ph, (Eds). (2009). **Les Forêts du Bassin du Congo – Etat des Forêts 2008**, Luxembourg : Office des publications de l'Union européenne, 426 pages.

Deacon, R.T. (1999). **Deforestation and Ownership: Evidence from Historical Accounts and Contemporary Data**, Land Economics, 75(3): p.341–59

Debroux, L., & Karsenty A., (1998). **East wind in the Congo Basin: the Africa forest faced with a world reality.** Avenir des peuples des forêts tropicales : APFT News n°5.

Debroux, L., Hart, T., Kaimowitz, D., Karsenty, A., & Topa, G. (eds.), (2007). **La forêt en République Démocratique du Congo Post-conflit: Analyse d'un Agenda Prioritaire.** Banque mondiale, CIFOR et CIRAD.

DeFries, R., Achard, F., Brown, S., Herold, M., Murdiyarso, D., Schlamadinger, B. & de Souza Jr, C. (2007). **Earth observations for estimating greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries.** Environmental Science and Policy 10:p. 385-394.

Delang C. O., (2002). **Deforestation in Northern Thailand: The Result of Hmong Farming Practices or Thai Development Strategies?** Society & Natural Resources, Volume 15, Issue 6 July 2002 : p. 483- 501.

Demarquez, B. & Bayol, N., (2007). **Plan d'Aménagement en Afrique Centrale et ses différentes composantes (forêt, social, faune).** Belém, Brésil. Communication au Forum ATIBT.

Déry, S., (1996). **Expansion agricole et déforestation : le modèle sud-est asiatique.** Cahiers de géographie du Québec, vol. 40, n° 109, p. 29-48.

Devers D. & Vandeweghe J.P. (Eds).(2007). **Les Forêts du Bassin du Congo – Etat des Forêts 2006**, Luxembourg : Office des publications de l'Union européenne, 258 p.

Dickinson, M.B., Dickinson, J.C. & Putz, F. E., (1996). **Natural forest management as a conservation tool in the tropics: divergent views on possibilities and alternatives.** Commonwealth Forestry Review. 74(4): 309-315.

Dombrowsky, I., (2008). **Institutional design and regime effectiveness in transboundary river management - the Elbe water quality regime.**Hydrology and Earth System Sciences. Vol. 12, no. 1 :p. 223-238.

Doucet, J.L., & Kouadio, Y.L., (2007). **Le moabi, une espèce «phare» de l'exploitation forestière en Afrique centrale**, Parcs et Réserves - Volume 62 n°2, p.25-31

Doumenge C., Garcia Yuste J.E., Gartlan S., Langrand O., & Ndinga A.. (2001). **Conservation de la biodiversité forestière en Afrique centrale atlantique : le réseau d'aires protégées est-il adéquat ?** Bois et forêts des tropiques (268) :p. 5-27.

Drouineau S., & Nasi, R. 1999. **L'aménagement forestier au Gabon : historique, bilan, perspectives.** Série FORAFRI n° 19, Montpellier, France : CIRAD-Forêt, CIFOR,.

Dubourdieu J., (1997). **Manuel d'aménagement forestier : gestion durable et intégrée des écosystèmes forestiers.** Paris, Office National des Forêts, Editions Lavoisier, 244 p.

Dudley, N. (eds.), (2008). **Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées.** Gland, Suisse. UICN: x +96 p.

Dudley, N., Baldock, D., Nasi, R., & Stolton, S., (2005). **Measuring biodiversity and sustainable management in forests and agricultural landscapes.** Philosophical Transactions of the Royal Society B 360, 457–470.

Dudley, N., Belokurov, A., Borodin, O., Higgins-Zogib, L., Lacerda, Hockings, M., Lacerda, L., & Stolton, S. (2004). **Are protected areas working? An analysis of protected areas.** Suisse, Gland. WWF International.

Dudley, N., Jeanrenaud, J.-P., & Sullivan, F. (1995). ***Bad Harvest ? The Timber Trade and* the Degradation of the World's Forest.** London: Earthcan.

Duraiappah A., (1996). **Poverty and Environmental Degradation: a Literature Review and Analysis,** CREED Working Paper Series No 8, London: International Institute for Environment and Development, Amsterdam: Institute for Environmental Studies,

Durand, F, (1999). **La gestion des forêts en Indonésie. Trois décennies d'expérimentation hasardeuse (1967-1998).** Bois et Forêts des Tropiques, 262 : p. 45-59.

Durand, F., (1993). **De la sylve aux plantations d'eucalyptus, 25 ans de gestion forestière en Indonésie (1967-1992).** Archipel. Volume 46, L'Indonésie et son nouvel ordre :p. 191-217.

Eba'a Atyi, R., Devers D., De Wasseige C. & Maisels F., (2009). **Etat des forêts d'Afrique centrale : Synthèse sous-régionale.** In : de Wasseige C., Devers D., de Marcken P., Eba'a Atyi R., Nasi R. & Mayaux Ph., (Eds.), Les Forêts du Bassin du Congo. Etat des Forêts (2008). Luxembourg :Office des publications de l'Union européenne: p.17-44

Eba'a, Atyi.,(2001). **Principes et concepts essentiels en aménagement forestier.** In : Sustainable management of African rain forest. In : Foahom, B., Jonkers, W.B.J., Nkwi, P.N., Schmidt P. & Tchatat M. (Eds). Sustainable management of African rain forest. Seminar proceedings (Kribi, Cameroon, November 1999) - Part I: workshops. Wageningen, the Netherlands : p.3-11

Eckholm, E. (1975). **The other energy crisis: Firewood.** Worldwatch Paper 1. Washington,DC. Worldwatch Institute.

Ehrhardt-Martinez, K., Crenshaw, E.M., & Jenkins, G.C., (2002). **Deforestation and the Environmental Kuznets Curve: a cross-national investigation of intervening mechanisms.** Social Science Quarterly 83, p.226–243.

Esty, D.C., (1994). **Greening the Gatt: trade, environment, and the future.** Institute for International Economics. Washington DC, XVI: 319p.

Etter, A., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S., Possingham, H. , (2006a). **Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia.** Agriculture, Ecosystems and Environment 114: p.369–386.

Etter, A., McAlpine,C., Phinn, S., & Pullar, D., (2006b). **Unplanned land clearing of Colombian rainforests: Spreading like disease?** Hugh Possingham Landscape and Urban Planning. Vol. 77, no. 3: p. 240-254.

Eva, H.D., Achard, F., Stibig, H.-J., & Mayaux, P., (2003). **Response to Comment on "Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests"**. Science 299: 1015p.

Ezzine de Blas, & D., Ruiz-Pérez, M.(2008). **Prospects for Reduced Impact Logging in Central African logging concessions.** Forest Ecology and Management, Volume 256, Issue 7, 20 September:p.1509-1516.

Fa, J.E., Currie, D. & Meeuwig, J., (2003). **Bushmeat and food security in the Congo Basin: linkages between wildlife and people's future.** Environmental Conservation Vol 30 n°1: p. 71-78.

Fa, J.E., Peres, C.A. & Meeuwig. J., (2002). **Bushmeat exploitation in tropical forests: an intercontinental comparison.** Conservation Biology 16: p.232–237.

Fa, J.E., Ryan, S.F. & Bell., D. J., (2005). **Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afrotropical forests.** Biological Conservation 121: p.167–176.

Fagan, M. & De Fries, R., (2009). **Measurement and Monitoring of the World's Forests. A Review and Summary of Remote Sensing Technical Capability, 2009-2015**, Washington DC: RFF, 131 p.

Falcone, P., Rocard, S., Hermeline, M., & Neuville, A., (2003). **Forêts tropicales : comment la France peut-elle contribuer à leur gestion durable ?** Paris : La documentation française, 164 p.

FAO & UNEP (1981). **Tropical Forest Resources Assessment Project.** Technical Report; 1-3). Rome, Nairobi,:FAO & UNEP.

FAO, (2001). **Role of Plantations as Substitutes for Natural Forests in Wood Supply – Lessons Learned from the Asia-Pacific Region**, Working Paper FP/7, Forestry Department. Rome: FAO

FAO, (2002a). **Évaluation des ressources forestières mondiales 2000 – Rapport principal.** Etude FAO Forêts 140, Rome: FAO : 468 p.

FAO, (2002b). **Agriculture mondiale: horizon 2015/2030.** Rapport abrégé, Rome: FAO

FAO, (2004a). **Mise a jour de l'évaluation des ressources forestières mondiales 2005 : Termes et définitions,** Document de travail 83/F, Rome: FAO

FAO, (2004b). What does it take? **The role of incentives in forest plantation development in Asia and the Pacific,** Asia-Pacific Forestry Commission. Rome: FAO

FAO, (2005). **Situation des forêts du monde 2005**, Rome: FAO, 154 p.

FAO, (2006). **Evaluation des Ressources Forestières Mondiales 2005. Progrès vers la gestion forestière durable**, Etude FAO Forêts 147, Rome: FAO, 351 p.

FAO, (2009). **Situation des forêts du monde 2009**, Rome: FAO, 168 p.

FAO, (2010). **Evaluation des Ressources Forestières Mondiales 2010**. Rome: FAO, 378 p.

Fargeot, C., Forni, E., & Nasi, R., (2004). **Réflexions sur l'aménagement des forêts de production dans le bassin du Congo.** Bois et Forêts des Tropiques 281, p.19–34.

Fearnside, P.M. (1993). **Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure.** Ambio 22(8): p. 537-545.

Fearnside, P.M. (2005). **Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates and consequences.** Conservation Biology Vol. 19 Issue 3.June: p. 680-688.

Fearnside, P.M. (2007). **Brazil's Cuiaba´-Santare´m (BR-163) Highway: the environmental cost of paving a soybean corridor through theAmazon.** Environ. Manage 39: p.601-614.

Fearnside, P.M., (2002). **Avança Brasil: environmental and social consequences of Brazil's planned infrastructure in Amazonia,** Environmental Management 30 (6) p.735–747.

Fearnside,P.M., & Laurance, W.F., (2003). **Comment on Determination of Deforestation Rates of the World's Humid**. Tropical Forests. Science 299: 1015p.

Fearnside,P.M., & Philip M., (2001). **Land-Tenure Issues as Factors in Environmental Destruction in Brazilian Amazonia: The Case of Southern Pará .** World Development, Volume 29, Issue 8, August 2001, Pages 1361-1372.

Finer M., Jenkins C., Pimm S., Keane B. & Ross C., (2008). **Oil and Gas Projects in the Western Amazon: Threats to Wilderness Biodiversity, and Indigenous Peoples.** PLoS One 3(8): p.1-9.

Fitzherbert, E.B., Struebig, M.J., Morel, A., Danielsen, F., Brühl, C.A.., Donald, P. F., & Phalan. B., (2008). **How will oil palm expansion affect biodiversity?** Trends in Ecology & Evolution 23: p.538–545.

Forsyth, T., Leach, M., & Scoones, I., (1998). **Poverty and environment: Priorities for research and policy**. Prepared for the United Nations Development Programme and European Commission, Institute of Development Studies, UK.

Fredericksen T.S., & Putz F.E, (2003) **Silvicultural intensification for tropical forest conservation.** Biodiversity and Conservation12: p.1445–1453

Fuhr, M., Julliot, C., Dutreve, B., & Brunaux, O., (2001). **Prise en compte de la biodiversité dans les forêts aménagées de Guyane**, Revue Forestière Française, 53, p. 163-170

Fujisaka, S., & Escobar, G.G,.(1997). **Vers une classification pratique des systèmes d'agriculture sur brûlis. Réseau foresterie pour le développement rural.** ODI. Document du réseau 21c.

Fuller, D., Jessup, T., & Salim, A. (2004). **Loss of forest cover in Kalimantan, Indonesia, since the 1997–1998.** El Nino., Conserv. Biol. 18: 249–254.

FWI/GFW, (2002). **The State of the Forest: Indonesia. Bogor.** Indonesia: Forest Watch Indonesia, & Washington DC. Global Forest Watch

Garcıa-Fernandez, C., Ruiz Perez, M., & Wunder, S., (2008). **Is multiple-use forestmanagement widely implementable in the tropics?** Forest Ecology and Management 256, p. 1468–1476.

Gardino, P., Landrot, J.J., & Killmann, W., (1999). **Infrastructures routières dans les forêts tropicales : voies de développement ou voies de destruction?**. ATIBT/FAO

Gaston, James. A., K. & Balmford, A., (2001). **Can we afford to conserve biodiversity?** BioScience 51:p. 43-51.

Gaston, K. J., Jackson, S. F., Cantu-Salazar, L., & Cruz-Piñon. G., (2008). **The ecological performance of protected areas**. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 39: p.93–113.

Gaudefroy de Mombynes-Leménager, T., (2007). **L'entreprise, stratège et négociateur en matière d'environnement : Le cas de la filière hydroélectrique d'EDF.** Thèse de doctorat.Paris : Agroparistech, 651 p..

Gautam, M., Lele, U., Kartodihardjo, H., Khan, A., Erwinsyah, I. & Rana, S., (2000). **Indonesia: The Challenges of World Bank Involvement in Forests.** Evaluation Country Case Study Series, Washington DC. : The World Bank,170 p.

Gaveau, D.L.A., Wandono, H., Setiabudi, F., (2007). **Three Decades of Deforestation in Southwest Sumatra: Have Protected Areas Halted Forest Loss and Logging, and Promoted Re-growth?** Biological Conservation 134(4): p. 495-504.

Gehring, T. & Oberthür, S., (2009). **The Causal Mechanisms of Interaction between International Institutions.** European Journal of International Relations, Vol. 15: p. 125-56.

Geist, H., & Lambin, E., (2003). **Is poverty the cause of tropical deforestation?** International Forestry Review 5: p. 64-67.

Geist, H.J. & Lambin, E.F. (2002). **Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation**. Bioscience 52, p.143–150

Gibbs, H.K., A. S. Ruesch, F. Achard, M. K. Clayton, P. Holmgren, N. Ramankutty, & Foley, J. A. (2010). **Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s.** Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 107(38): p. 16732–16737

GIEC, (2000). **L'utilisation des terres, le changement d'affectation des terres et la foresterie. Résumé à l'intention des décideurs.** Rapport spécial du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.

Glastra, R. Ed. (1999). **Cut and Run: Illegal Logging and Timber Trade in the Tropics.** Ottawa, Canada: International Development Research Center, IDRC.

Greenpeace, (2007). **Le pillage des forêts du Congo.** Amsterdam, Pays-Bas. Greenpeace international.

Greenpeace, (2009). **Conférence de Copenhague sur le climat: Les demandes de Greenpeace pour éviter le chaos climatique.** Paris. Greenpeace-France : 5 p..

Greenpeace. (2006). **Eating up the Amazon.** (en ligne) http://www.greenpeace.org/raw/content/international/press/reports/eating-up-the-amazon.pdf

Groombridge, B. (1993). **The 1994 Red List of Threatened Animals**. Cambridge: WCMC, & Gland, Switzerland: IUCN, 342 p.

Guariguata, M.R. & Ostertag, R., (2001). **Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics.** Forest Ecology and Management 148: p.185-206.

Guéneau, S., & Wilson, A. M. (2005). **Gouvernance mondiale des forêts: Une évaluation à partir de l'analyse de la position des organisations non gouvernementales.** *Idées pour le débat (5)* . Paris: Iddri, 42p.

Guéneau, S., (2006). **Loi forestière brésilienne : un pas vers la durabilité ?** Idées pour le débat. Iddri :N°14/2006.

Gulbrandsen, L.H., (2004). **Overlapping Public and Private Governance : can forest certification fill the gaps in the global forest regime?** Global Environmental Politics, vol. 4, n°2: p.75-99.

Gullison, R.E., (2003)., **Does forest certification conserve biodiversity?** . Oryx 37(2): p.153-165.

Gustafsson, L., Nasi , R., Dennis, R., Nghia, N.H., Sheil, D., Meijaard, E., Dykstra, D.P., Priyadi H., & Thu. P.Q., (2007). **Logging for the ark: improving the conservation value of production forests in South East Asia.** CIFOR Occasional Paper 48, Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research, (online): http://www.cifor.cgiar.org/ Publications/Detail?pid=2301.

Haas, P. M., Keohane, R.O. & Levy, M A. (eds). (1993). **Institutions for the Earth: Sources of Effective International Environmental Protection.** Cambridge. MA: The MIT Press: 448 p.

Hansen, M.C., Stehman, S.V., Potapov, P.V., Loveland, T.R., Townshend, J.R.G., DeFries, R.S., Pittman, K.W., Arunarwati, B., Stolle, F., Steininger, M.K., Carroll, M., & DiMiceli., C., (2008). **Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data.**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, Vol. 105 no. 27: p. 9439-9444.

Hardin, G., (1968.) **The Tragedy of the Commons**, Science 162, p. 1243-1248

Hayes, T. M., & Ostrom, E. (2005). **Conserving the World's forests: are protected areas the only way?** Indiana Law Review, 37(3). p. 595–617.

Hayes, T.M. (2006). **Parks, People, and Forest Protection: An Institutional Assessment of the Effectiveness of Protected Areas.** World Development 34(12): p. 2064-2065.

Hecht, S.B. (1993). **The Logic of Livestock and Deforestation in Amazonia.** In Bioscience n°43, p.687-695.

Hecht, S.B., (1985). **Environment, development and politics: Capital accumulation and the livestock sector in Eastern Amazonia.** World Development, vol. 13(6), p. 663-684

Hecht, S.B., (2005). **Soybeans, Development and Conservation on the Amazon Frontier,** Development and Change 36(2): p.375–404

Herkenrath, P., Lysenko, I., Besançon, C., Renders, L., & Burgess, N., (2007). **The relevance of the World Database on Protected Areas for a network of forest protected areas under the Convention on Biological Diversity.** In : Schmitt C. B., Pistorius, T & Winkel G. (eds). A Global Network of Forest Protected Areas under the CBD: Opportunities and Challenges. Proceedings of an international expert workshop held in Freiburg. Germany. Institut für Forst- und Umweltpolitik, Universität Freiburg :May 9-11.

Hermeline, M.,& Rey G. (1994). **L'Europe et la forêt : tome 1 et 2.** Luxembourg. Parlement Européen :1 528 p.

Heywood, V. H. (ed.), (1995). **Global Biodiversity Assessment.** Cambridge:.Cambridge University Press, 1140 p.

Higgins-Zogib, L & McKinnon, K., (2008). **Instrument de suivi de l'Alliance Banque mondiale/WWF : compte-rendu des progrès accomplis sur les sites d'aires protégées, in : Hockings, M., Stolton, S., Leverington, F., Dudley, N. & Courrau, J. Évaluation de l'efficacité : Un cadre pour l'évaluation de l'efficacité de la gestion des aires protégées.** 2ème édition . Gland, Suisse. UICN : xiii + 105p.

Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H., Roberts, C., (2005). **Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection.** Ecology Letters 8: p. 23-29.

Holmes, T.P., Blate, G.M., Zweede, J.C., Pereira, R., Barreto, P. , Boltz, F., & Bauch, R., (2002). **Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon.** Forest Ecology and Management 163: p.93–110.

Houghton, R.A., (2005). **Tropical deforestation as a source of GHG emissions. In: Moutinho.** P., Schwartzman, S. (eds) Tropical Deforestation and Climate Change. Belém, Brazil Amazon Institute for Environmental Research and Environmental Defense: p. 13-22.

Hovi, J., Sprinz, D.F., & Underdal, A., (2003a). **The Oslo-Potsdam Solution to Measuring Regime Effectiveness: Critique, Response, and the Road Ahead.** Global Environmental Politics 3:3: p. 74-96.

Hovi, J., Sprinz, D.F., & Underdal, A., (2003b). **Regime Effectiveness and the Oslo-Potsdam Solution: A Rejoinder to Oran Young.** Global Environmental Politics 3:3, p. 105–107.

Howard, A., Rice, R., & Gullison, R. (1996). **Simulated financial returns and selected environmental impacts from four alternative silvicultural prescriptions applied to the neotropics: a case study of the Chimanes Forest. Bolivia**. Forest Ecology Management, 89: p.43-57.

Hulme, D. & Murphree, M., (1999). **Communities, wildlife and 'new conservation' in Africa.** Journal of International Development n°11: p. 277-285.

Humpheys, D., (1999). **The Evolving Forest Regime. Global Environmental**. Change 9 (3): p. 251–254.

Humpheys, D., (2006). **Logjam: deforestation and the crisis of global governance.** London.Earthcan: 306 p.

Ickowitz, A. (2006). **Shifting Cultivation and Deforestation in Tropical Africa: Critical Reflections.** Development and Change 37 (3): p.599-626.

IEA (2006). **World energy outlook.** Paris, OECD, International Energy Agency.

IEA (2010). **World energy outlook 2010**. Paris, OECD, International Energy Agency, ix + 205p.

Imbernon, J., (1999). **Paysages et dynamiques de déforestation en Amazonie péruvienne.** Bois et forêts destropiques, n° 259, p.45-58.

IPCC (2007). **Mitigation Of Climate Change, Fourth Assessment Report.** Intergovernmental Panel On Climate Change. (online) http://www.ipcc.ch/ publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg3_report_mitigation_ of_climate_change.htm

Iskandar, H., Snook, L., Toma, T., MacDicken, K. & Kanninen, M,. (2006). **A comparison of damage due to logging under different forms of resource access in East Kalimantan.** Indonesia. Forest Ecology and Management 237:p. 83-93.

Jackson, D., (2007). **Advances in legislation recognising indigenous peoples' rights in Central Africa: a collision course with industrial logging concessions,** in: Counsell, S., Long C., & Wilson S. (eds). Concessions to poverty: The environmental, social and economic impacts of industrial logging concessions in Africa's rainforests. London and Cambridge. The Rainforest Foundation and Forests Monitor, London and Cambridge

James, A.N., Gaston, K.J. & Balmford, A., (2001). **Can we afford to conserve biodiversity?** BioScience 51, p.43-52.

Jenkins C, Joppa L., (2009). **Expansion of the global terrestrial protected area system**. Biological Conservation 142: p. 2166-2174.

Jepson, P., Mornberg, F., & van Noord, H., (2002). **A Review of the Efficacy of the Protected Area System of East Kalimantan Province.** Indonesia. Natural Areas Journal 22(1): p. 28-42.

Jomo, K.S., Chang, Y.T., & Khoo, K.J., (2004). **Deforestating Malaysia - The political economy and social ecology of agricultural expansion and commercial logging.** London and New-York Zed Book.

Joppa L, & Pfaff A., (2010). **Reassessing the forest impacts of protection: The challenge of nonrandom location and a corrective method.** Annals Of The New York Academy Of Sciences 1185: p.135–149.

Kahn, James R., & McDonald J.A. (1995). **Third-world debt and tropical deforestation.** Ecological Economics 12: p.107-123.

Kaimowitz D. & Sheil, D., (2007). **Conserving What and for Whom? Why Conservation Should Help Meet Basic Human Needs in the Tropics**, BIOTROPICA 39(5): p. 567–574 2007

Kaimowitz, D., (2003). **Forest law enforcement and rural livelihoods**. International Forestry Review 5(3): p.199-210.

Kaimowitz, D., Mertens, B., Wunder, S., & Pacheco,P. (2004). **Hamburger connection fuels Amazon destruction: Cattle ranching and deforestation in Brazil's Amazon,** Bogor, Indonesia:CIFOR, 10p. (en ligne, dernier accès le 21 février 2011). http://www.cifor. cgiar.org/publications/pdf_files/media/Amazon.pdf.

Kaimowitz, D., Thiele, G., & Pacheco, P., (1999). **The Effects of Structural Adjustment on Deforestation and Forest Degradation in Lowland Bolivia**. World Development Vol. 27, No. 3: p. 505 – 520.

Kamdem-Toham, A., Adeleke, A. W., Burgess, N., Carroll, R., D'Amico,, J.,. Dinerstein, E , Olson, D., & Some. L., (2003). **Forest conservation in the Congo Basin.** Science 299: p.346.

Kammesheidt, L. (1999). **The role of population growth and land-use policy in deforestation: a case study in the western Venezuelan plains.** Deutscher Tropentag 1999 in Berlin, 11p. (online) ftp://ftp3.gwdg.de/pub/tropentag/proceedings/1999/referate/RME4.pdf

Kanninen, M., Murdiyarso, D., Seymour, F., Angelsen, A., Wunder, S. & German, L., (2007). **Do Trees Grow on Money? The implications of deforestation research for policies to promote REDD.** Bogor, Indonesia. CIFOR, 73p.

Kant, S., (2003). **Extending the boundaries of forest economics.** Forest Policy and Economics 5, p. 39–56.

Karsenty A., & Nasi R., (2004). **Les concessions de conservation sonnent-elles le glas de l'aménagement forestier durable?**. Tiers-Monde 45 (177) : p. 153-162.

Karsenty A., (1999). **Forêts tropicales et mondialisation : les mutations du marché international des bois**, in : La forêt monde en question, Coll. Autrepart n°9. Ed. de l'Aube. Paris. IRD : p.122-136.

Karsenty A.. (2003). **Underlying causes of the rapid expansion of illegal exploitation of tropical timber.** International forestry review, 5 (3) : p. 236-239.

Karsenty, A., & Gourlet-Fleury, S., (2006). **Assessing sustainability of logging practices in the Congo Basin's managed forests: the issue of commercial species recovery.** Ecology and. Society 11(26), (online) http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art26/

Karsenty, A., & Piketty,M.G., (1996). **Stratégies d'industrialisation fondée sur la ressource forestière : les limites de l'expérience indonésienne.** Tiers-Monde :tome 37 n°146.

Karsenty, A., & Pirard, R. (2007). **Changement climatique : faut-il récompenser la « déforestation évitée » ?** Natures Sciences Sociétés 15 : p. 357-369.

Karsenty, A., (2002). **Le rôle controversé de la fiscalité forestière dans la gestion des forêts tropicales : L'état du débat et les perspectives en Afrique centrale.** Cahiers d'économie et sociologie rurales, n° 64.

Karsenty, A., (2007). **Overview of Industrial Forest Concessions and Concession-based Industry in Central and West Africa and Considerations of Alternatives**. Rights and Resources Initiative Group, Washington DC, USA., 45p.

Karsenty, A., (2010). **Déforestation : Cancún n'a pas tenu ses promesses**. 12 Décembre (2010) : http://www.telos-eu.com/fr/article/deforestation-cancun-n-a-pas-tenu-ses-promesses, dernier accès le 13/12/2010.

Karsenty, A., Guéneau, S., Singer, B., Peyron J.L & Capistrano, D., (2008). **The International Regime, Avoided Deforestation and the Evolution of Public and Private Policies in Developing Countries.** International Forestry Review. Vol.10 (3) : p. 424-428.

Karsenty, A., Nasi R., & Lescuyer, G., (2004). **Est-il possible de determiner des criteres et indicateurs de gestion durable des forets tropicales?** Revue forestière française LVI – 5, p.457-472.

Kartodihardjo, H. & Supriono, A. (2000). **The impact of sectoral development on natural forest conversion and degradation: The case of timber and tree crop plantations.** CIFOR Occasional Paper No.26.

Keck, M.E. & Sikkink, K., (1998). **Activists beyond borders: advocacy networks in international politics.**Ithaca, N.Y. Cornell University Press.

Kermel-Torres D., (2006). **Atlas de Thaïlande. Structures spatiales et développement.** La Documentation française, Paris, 208 p.

Kimerling, J., (2000). **Oil development in Ecuador and Peru: Law, politics and the environment, in A. Hall E. Amazonia at the Crossroads: The Challenge of Sustainable Development.** London. Institute for Latin American Studies: p. 73-96.

Kirby, K., Laurance, W., Albernaz, A., Schroth, G., Fearnside, P., Bergen, S., Venticinque, E., & da Costa, C. (2006). **The Future of Deforestation in the Brazilian Amazon.** Futures, 38 (4). p. 432-453.

Kishor, N. & Damania, R. (2007). **Crime and justice in the Garden of Eden: Improving governance and reducing corruption in the forestry sector. Chapter 3 In J. Edgardo Campos & Sanjay Pradhan, (eds). The many faces of corruption: Tracking vulnerabilities at the sector level.** Washington DC. The World Bank.

Kleinman, P.J.A., Pimentel, D. & Bryant, R. B. (1995). **The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture Agriculture.** Ecosystems & Environment, Volume 52, Issues 2-3, February : p.235-249.

Koh, L.P. & Wilcove D.S., (2008). **Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity?** Conservation Letters, Volume 1, Issue 2: p. 60-64.

Koh, L.P. & Wilcove D.S., (2008b). **Oil palm: disinformation enables deforestation.** Trends in Ecology and Evolution Vol.24 No.2.

Koh, L.P., Wilcove D.S., (2007). **Cashing in palm oil for conservation.** Nature 448: p.93-994.

Kometter, R.F., Martinez, M., Blundell, A.G., Gullison, R.E., Steininger, M. K., & Rice, R.E. (2004). **Impacts of unsustainable mahogany logging in Bolivia and Peru.** Ecology and Society 9(1): 12. (online) http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art12/.

Koop G. & Tole L., (1999). **Is There an Environmental Kuznets Curve for Deforestation?** Journal of Development Economics, 58: p. 231-244.

Koyunen, C. & Yilmaz, R. (2009). **The Impact of Corruption on Deforestation: A Cross-Country Evidence.**The Journal of Developing Ideas, Vol. 42, No. 2: p. 213-222.

Krasner, S. (Ed.) (1983). **International Regimes.** Ithaca. Cornell University Press: 372 p.

Kummer, D. & Sham, C.H. (1994). **The Causes of Tropical Deforestation. A Quantitative Analysis and Case Study from the Philippines.** In: K. Brown & D.W. Pearce. The Causes of Tropical Deforestation. The economic and statistical analysis of factors giving rise to the loss of the tropical forests London: University College London Press. p. 146-158.

Laarman, J.G. & Sedjo, R.A., (1992). **Global forests: issues for six billion people.** New York, McGraw Hill. Millar, C.I. 1999.

Lambin E.F., Turner B.L., Geist H.J., Agbola S.B., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O.T., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewwod K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skanes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T.A., Vogel C., & Xu J., (2001). **The causes of land-use and land-cover change : Moving beyond the myths.** Global environmental change, 11 : p.261-269.

Langhammer, P.F., Bakarr, M.I., Bennun, L.A., Brooks, T.M., Clay, R.P., Darwall, W., De Silva, N., Edgar, G.J., Eken, G., Fishpool, L.D., Da Fonseca, G.A., Foster, M.N., Knox, D.H., Matiku, P., Radford, E.A., Rodrigues, A.S., Salaman, P., Sechrest, W., & Tordoff, A.W., (2007). **Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas: Targets for Comprehensive Protected Area Systems.** Gland, Switzerland. IUCN. 134 p.

Lanly, J.-P., (1992). **Les Principes du rendement soutenu en foresterie tropicale.** Bois et Forêts des tropiques n°234 : p. 7-11.

Lanly, J.-P., (2003). **Les facteurs de déforestation et de dégradation des forêts.** Communication au XIIème Congrès forestier mondial. FAO.

Laporte, N. & Justice, C. (2001). **Deforestation in Central Africa: significance and scale of deforestation.** Washington, DC.CARPE . Issue Brief no. 6.

Larsen J. (2003), **Le déclin mondial du couvert forestier**., Vertigo. La revue électronique en sciences de l'environnement. Regards / Terrain, 2003, (en ligne), http://vertigo.revues.org/4858. Consulté le 28 juin 2010.

Lascoumes, P. & Le Galès, P., (2005). **Gouverner par les instruments.** Les Presses de Sciences Po : 370 p.

Laurance W.F, Goosem M, & Laurance S.G.W. (2009). **Impacts of roads and linear clearings on tropical forests,** Trends in Ecology and Evolution 24: p.659–669

Laurance, W.F., (1999). **Reflections on the tropical deforestation crisis.** Biological Conservation 91, p. 109–117.

Laurance, W.F., (2004). **The perils of payoff: corruption as a threat to global biodiversity.** Trends in Ecology and Evolution, Vol.19 No.8: p.399-401

Laurance, W.F., (2007). **Switch to corn promotes Amazon deforestation.** Science 318: p.1721

Laurance, W.F., Alonso, A., Lee, M., & Campbell, P., (2006b). **Challenges for forest conservation in Gabon, Central Africa.** Futures 38: p. 454–470

Laurance, W.F., Croes, B. M. Tchignoumba, L.. Lahm, S.L., Alonso, A., Lee, M.E., Campbell, P., & Ondzeano, C., (2006a). **Impacts of Roads and Hunting on Central African Rainforest Mammals,** Conservation Biology, 20(4): p.1251–1261

Laurance, W.F., Croes, B.M., Guissouegou, N., Buij, R., Dethier, M. & Alonso, A., (2008). **Impacts of roads, hunting, and habitat alteration on nocturnal mammals in African rainforests**. Conservation Biology 22, p.721–732.

Lawson, S..& MacFaul, L., (2010). **Illegal Logging and Related Trade. Indicators of the Global Response**. London: The Royal Institute of International Affairs, 154 p.

LCB, 2005, **Charte environnementale de l'achat et de la vente de bois**, Paris : Le commerce du bois, 8p.

Leadley, P., Pereira, H.M., Alkemade, R., Fernandez-Manjarres, J.F., Proenca, V., Scharlemann, J.P.W., & Walpole, M.J., (2010). **Biodiversity Scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services.** Montreal . Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Technical Series no. 50: 132 p.

Lentini M., A. Verissimo & Pereira, D. (2005). **A expansão madeireira na Amazonia.** O estado da Amazonia n°2, Belém, Brasil : Imazon.

Leroy M., (2010). **Fondements critiques de l'analyse de la performance environnementale des dispositifs de développement durable,** in : Palpacuer, F., Leroy, M. & Naro G., Management, mondialisation, écologie : regards critiques en sciences de gestion. Lavoisier IC2.

Leroy, M., (2004). **Gestion stratégique des écosystème dans un contexte d'aide internationale : engagements environnementaux et dispositifs de gestion dans la vallée du fleuve Sénégal.** Paris. ENGREF : thèse de doctorat.

Lescuyer, G., Karsenty, A. & Antona, M. (2004) **Looking for sustainable tropical forest management criteria and indicators: The limitations of a narrative environmental management approach.** In: Babin, D. (ed.) Beyond tropical deforestation: From tropical deforestation to forest cover dynamics and forest development. Paris: UNESCO and CIRAD, p.399-412.

Leslie, A., Sarre, A, Sobral Filho, M. & Bin Buang, A. (2002). **Forest Certification and Biodiversity.** Yokahoma, Japan. ITTO Tropical Forest Update, Volume 12 Number 3.

Lesniewska, F., (2005). **Laws for Forests. An Introductory Guide to International Forest and Forest Related Legal Materials that Shape Forest Ethics and Practice,** IIED Discussion Paper, London: IIED, 39p**.**

Leverington, F., Marc Hockings & Katia Lemos Costa (2008). **Management effectiveness evaluation in protected areas**. Australia:The University of Queensland, Gatton, IUCN WCPA,TNC,WWF, (online) .http://cmsdata.iucn.org/downloads/managementeffectiveness (2008).pdf.

Levy M.A., Haas P.M. & Keohane, R.O. (1993). **Improving the effectiveness of international environmental institutions.** in ;Haas, P. M.;Keohane, R. O.;Levy, M. A. (Eds), (1993), Institutions for the earth: sources of effective international environmental protection. MIT Press, USA, pp. 397-426

Lewis, S.L., (2009). **Increasing carbon storage in intact African tropical forests.** Nature 457: p. 1003-1007.

Long, C. , (2007). **Land rights and forests: the impact of the concession system.** in: Counsell, S., Long C., & Wilson S. (eds). Concessions to poverty: The environmental, social and economic impacts of industrial logging concessions in Africa's rainforests. London and Cambridge.The Rainforest Foundation and Forests Monitor.

López R. & Galinato G.I., (2005). **Trade Policies, Economic Growth and the Direct Causes of Deforestation.** Land Economics 81(2): p.145-169.

Luckert, M.K, & Williamson. T., (2005). **Should sustained yield be part of sustainable forest management?** Canadian Journal of Forest Research 35:p. 356-364.

Luyssaert, S., Schulze, E-D., Borner, A., Knohl, A., Hessenmoller, D., Law, B.E., Ciais, P., & Grace, J.,(2008). **Old-growth forests as global carbon sinks.** Nature 455: p. 213-215.

Lyke, J. & Fletcher, S.R. (1992). **Deforestation. An Overview of Global Programs andAgreements.** Washington, DC: Congressional Research Service.

Mäki, S., Kalliola, R., & Vuorinen, K. (2001). **Road construction in the Peruvian Amazon: process, causes and consequences** Environmental Conservation 28 (3): p.199-214.

Malcolm, J., & Ray, J.C., (2000). **Influence of timber extraction routes on central African small-mammal communities, forest structure, and tree diversity.** Conservation Biology n° 14: p. 1623-638.

Malhi, Y., J. Roberts, T., Betts, R.A., Kileen, T.J., Li, W., & Nobre. C.A., (2008). **Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon**. Science 319: p.169–172.

Malik A. & Pujaningsih R.I., (2007). **Status of forest protected areas in Indonesia: Implementation, current problems and outlook,** In : Schmitt C. B., Pistorius, T & Winkel G. (Eds), A Global Network of Forest Protected Areas under the CBD: Opportunities and Challenges. Proceedings of an international expert workshop held in Freiburg, Germany. Institut für Forst- und Umweltpolitik, Universität Freiburg: May 9-11.

Malm O. Gold., (1998). **Gold Mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon.** Environmental Research 77(2): p. 73- 78.

Maninga Kiabilwa, S. & Mbikayi Cimanga F., (2008). **L'industrie du diamant en République Démocratique du Congo : pour quel développement !** Johannesbourg, South Africa Southern Africa Resource Watch. (en ligne) http://www.sarwatch.org/ sarwadocs/DRC_DiamondBook_web.pdf

Marchand, G., (2009). **La connexion hamburger appliquée à l'Amazonie brésilienne. Décryptage de l' « effet papillon » établi entre consumérisme carné et déboisement,** Confins 5 : p.1-20

Margules, C.R. & Pressey, R.L. (2000). **Systematic conservation planning**. Nature 405: p.243-253.

Margulis, S., 2003. **Causes of Deforestation of the Brazilian Amazon**. World Bank Working Paper, n°22, Washington DC:The World Bank, 107 p.

Mather, A.S., & C.L. Needle. (1998). **The forest transition: a theoretical basis.** Area 30 (2): p.117-124.

Matthews E. (2001) **Understanding the FRA 2000**. Forest Briefing No. 1, World Resources Institute. (online) http://www.wri.org/forests/fra2000.html

Maury, (2006). **Qui règlera la facture forestière ?** L'Etat de l'Afrique 2006. Jeune Afrique : hors série n°12.

Mayaux, Ph. , Gond, V., Massart, M., Pain-Orcet, M., Achard, F., (2003). **Évolution du couvert forestier du bassin du Congo mesurée par télédétection spatiale.** Bois et forêts des tropiques : N° 277 (3).

McKean M.& Ostrom, E. (1995). **Régimes de propriété communautaire en forêt: simple vestige du passé?**Rome. FAO . Unasylva Vol. 46 n°180.

McMorrow, J. & Talip, M.A., (2001). **Decline of forest area in Sabah, Malaysia: Relationship to state policies, land code and land capability.** Global Environmental Change. 11(3): p.217-230.

MEA (2005) **Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis.** Washington, DC: Island Press.

Meijaard, E., Sheil, D., Nasi, R. & Stanley, S.A., (2006). **Wildlife conservation in Bornean timber concessions.** Ecology and Society 11(1): p.47, (online) http://www.ecology andsociety.org/vol11/iss1/art47/

Mena C.F., Bilsborrow R.E. & MacClain M.E., (2006). **Socioeconomic Drivers of Deforestation in the Northern Ecuadorian Amazon.** Environmental Management Vol. 37, No. 6: p. 802-815.

Mendelsohn, R., (1994). **Property Rights and Tropical Deforestation.** Oxford economics papers. New Series, Vol. 46: p. 750-756.

Mermet, L. , (1996). **Les études d'évaluation entre stratégie et méthodologie. L'exemple des politiques publiques en matière de zones humides.** Gérer et Comprendre, n°46 : p. 55-64.

Mermet, L., (1992). **Stratégies pour la gestion de l'environnement. La nature comme jeu de société ?** Paris:L'Harmattan, Collection Environnement : 205 p.

Mermet, L., (1998). **L'analyse stratégique de la gestion environnementale, illustrée par les tribulations d'un noyau relictuel de population d'ours brun dans les Pyrénées occidentales françaises.** Paris :RGTE / ENGREF. 432p.

Mermet, L., (2001). **L'Institution patrimoniale du Haut-Béarn : gestion intégrée de l'environnement ou réaction antienvironnementale ?** Responsabilité et Environnement, n° 21, p. 9-21

Mermet, L., (2009). **L'analyse stratégique de la gestion environnementale**. Cours en ligne, http://www.agroparistech.fr/mmip/tice/agrovideo/mermet/asge.htm.

Mermet, L., Billé, R., & Leroy, M., (2010), **Concern-Focused Evaluation for Ambiguous and conflicting Policies: An Approach From the Environmental Field**, American Journal of Evaluation 31: p.180-198.

Mermet, L., Billé, R., Leroy, M., Narcy, J.-B., & Poux, X. (2005). **L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement.** Natures Sciences Sociétés 13, p. 127-137.

Mermet,L., & Benhamou F. (2005) **Prolonger l'inaction environnementale dans un monde familier: la fabrication stratégique de l'incertitude sur les ours du Béarn.** Ecologie et Politique, 31 : p.121-136.

Meyer, A.L. , van Kooten, G.C., & Wang., S. (2003). **Institutional, social and economic roots of deforestation: a cross-country comparison.** International Forestry Review :Vol 5 Issue 1.

Michon, G., (2003). **Ma forêt, ta forêt, leur forêt : perceptions et enjeux autour de l'espace forestier.** Bois et forêts des tropiques N° 278 (4).

Miles, E. L., Underdal, A., Andresen, S., Wettestad, J., Skjærseth, J.B., & Carlin, E.M., (2002). **Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence.** Cambridge, MA and London. The MIT Press: 508 p.

Milner-Gulland E.J., & Bennett E.L., (2002). **Annual meeting Wild Meat Group, 2003. Wild meat: the bigger picture.** Trends in Ecology and Evolution, Vol. 18, n°7.

Minnemeyer, S. (2002). **An Analysis of Access into Central Africa's Rainforests.** Washington DC, US. World Resources Institute.

Miranda, M, Burris, P., Froy Bingcang J., Shearman, P., Briones J.O., La Viña A. & Menard S., (2003). **Mining and Critical Ecosystems: Mapping the Risks.** World Resources Institute, Washington, DC.

Miranda, M., Blanco-Uribe, A., Hernandez, L., Ochoa, J, & Yerena, E., (1998). **All That Glitters is Not Gold: Balancing Conservation and Development in Venezuela's Frontier.** Washington DC, USA. World Resources Institute.

Mitchell, R.B., (2008). **Evaluating the Performance of Environmental Institutions: What to Evaluate and How to Evaluate It?** In Young O.R., King L.A. & Shroeder H. (eds). Institutions and environmental change: principal findings, applications, and research frontiers. Cambridge, MA, USA. MIT Press: p. 79-114.

Mittermeier, R.A., Gil P.R. & Mittermeier, C.G. (1997). **Megadiversity: Earth's Biologically Wealthiest Nations.** Conservation International, Cemex..

Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Brooks, T.M., Pilgrim, J.D., Konstant, W.R., da Fonseca G.A.B., & Kormos, C., (2003) **Wilderness and biodiversity conservation,** Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 100, p. 10309–10313.

Mittermeier, R.A., Robles Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., & Da Fonseca, G.A., (2004). **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions.** Mexico City. GEMEX.

Mol, J.H. Ramlal, J.S., Lietar, C. & Verloo, M., (2001). **Mercury Contamination in Freshwater, Estuarine, and Marine Fishes in Relation to Small-Scale Gold Mining in Suriname.** South America. Environmental Research Section, 86: p. 183-197 .

Molnar, A., Scherr, S. J., & Khare, A., (2004). **Who Conserves the World's Forests? Community-driven Strategies to Protect Forests and Respect Rights.** Washington DC. Forest Trends.

Morton, D.C., DeFries, R.S., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O., Arai, E.,. Del Bon Espirito-Santo, F., Freitas, R., & Morisette, J., (2006). **Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon.** Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 103(39): p. 14637–14641

Mourato, S., Smith, J, Veneklaas, E., Labarta, R., Reategui, K. & Sanchez, G., (1998). **Can Global Environmental Markets Help to Control Tropical Deforestation? Evidence From the Peruvian Amazon.** Paper Presented at the First World Congress on Environmental and Resource Economics, Venice, June 25th-27th, 1998. 36 p.

Myers, N, (1991). **Tropical forests: Present status and future outlook.** Climatic Change Vol. 19, n°1-2, p. 3-32.

Myers, N. (1981). **The hamburger connection: how Central America's forests become North America's hamburgers.** Ambio 10: p.3–8.

Myers, N. (1993). **Tropical forests: the main deforestation fronts**. Environmental conservation n°20 p.9-16

Myers, N., (1980). **Conversion of Tropical Moist Forests**, Washington DC: National Research Council, Committee on Research Priorities in Tropical Biology

Myers, N., Mittermeier, RA., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., & Kent, J. (2000). **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** Nature 403, p.853–858

Myers,.N., (1988). **Threatened biotas: hotspots in tropical forests**. The Environmentalist 8, p.178–208

Nagendra, H. (2008). **Do Parks Work? Impact of Protected Areas on Land Cover Clearing.** Ambio 37: p. 330-337.

Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Malcolm, T.R., & Ricketts, T.H., (2008). **Global mapping of ecosystem services and conservation priorities.** Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 105 (28), p. 9495–9500

Najam, A.,(2005). **Developing countries and global environmental governance: from contestation to participation to engagement.** International Environmental Agreements,5 : p.303-21.

Nasi, R. & Guéneau, S., (2007). **Les changements en forêt tropicale : vers de nouvelles formes de gouvernance.** Revue forestière française LIX, n°5-2007.

Nasi, R., & Frost, P G.H., (2009). **Sustainable forest management in the tropics: is everything in order but the patient still dying?** Ecology and Society 14(2) : 40. (online) http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art40/

Nasi, R., Cassagne B., & Billand A., (2006). **Forest management in Central Africa: where are we?** International Forestry Review n°8(1): p.14-20.

Naughton-Treves L. & Weber, W., (2001). **Human dimensions of the African rain forest in: Webber, W. White, L., Vedder, A. & Naughton-Treves N., (Eds.), African Rain Forest Ecology and Conservation.** Yale University Press, New Haven, , pp. 20–46.

Naughton-Treves, L., Holland, MB., Brandon, K.., (2005). **The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods.** Annual Review of Environment and Resources 30: p. 219-252.

Ndinga, A., (2004). **Gabon : les parcs nationaux peuvent-ils sauver les forêts ?** Bulletin du World Rainforest Movement n°86, septembre 2004.

Ndoye, O., & Kaimowitz. D., (2000). **Macro-Economics, Markets and the Humid Forests of Cameroon, 1967-1997.** The Journal of Modern African Studies, Vol. 38, No. 2: p. 225-253.

Nelson, A., & Chomitz, K. (2009). **Protected Area Effectiveness in Reducing Tropical Deforestation. A Global Analysis of the Impact of Protection Status**. World Bank Evaluation Brief 7, 42 p.

Nepstad, D., S. Schwartzman, B. Bamberger, M. Santilli, D. Ray, P. Schlesinger, P. Lefebvre, A. Alencar, E. Prinz, G. Fiske, & A. Rolla. (2006b). **Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands.** Conservation Biology 20: 65–73.

Nepstad, D., Soares-Filho, B.S., Merry, F.; Lima, A., Moutinho,P., Carter, J., Bowman, M., Cattaneo, A., Rodrigues, H., Schwartzman, S., McGrath, D. G., Stickler, C., Lubowski, R., Piris-Cabezas, P. Rivero, S. Alencar, A., Almeida, O., & Stella, O., (2009). **The end of deforestation in the Brazilian Amazon.** Science 326, 2: p.1350–1351.

Nepstad, D.C., Stickler, C.L., Soares-Filho, B., & Merry, F., (2008). **Interactions among Amazon land use, forests and climate: Prospects for a near-term forest tipping point.** Philosophical Transaction of the Royal Society B, 363: p.1737-1746.

Nepstad, DC., Carvalho G, Barros A C, Alencar A, Capobianco J P, Bishop J, Moutinho P, Lefebvre, P., Silva, U. L. & Prins, E., (2001). **Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests.** Forest Ecolology and Management 154: p.395- 407.

Nepstad, DC., Stickler, C M. & Almeida,O T. (2006a). **Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for Conservation.** Conservation biology. 20: p. 1595-603.

Nepstad, DC., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Lima, E., Cochrane, M. & Brooks, V., (1999). **Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire.** Nature. 398: p.505-508.

Newsom D., Bahn V. & Cashore B., (2005). **Does Forest Certification Matter? An Analysis of Operation-Level Changes Required During the SmartWood Certification Process in the United States**, Journal of Forest Policy and Economics, n°9, p.197-208

Niesten, E. & Rice R. (2004). **Gestion durable des forêts et incitations directes à la conservation de la biodiversité.** Tiers-Monde. 45 (177) : pp. 129-152.

Nke Ndih, J., (2008). **Déforestation au Cameroun: causes, conséquences et solutions. In : Déforestation: causes, acteurs et enjeux.** Points de vue du Sud. Alternatives Sud, Vol 15. CETRI

Nobre, C.A. & Borma, L.D.S., (2009). **'Tipping points' for the Amazon forest**. Vol1. Issue 1, p.28-36.

O'Halloran, E. & Ferrer. V., (1997). **The Evolution of Cameroon 's New Forest Legal, Regulatory, and Taxation System**. Washington, D.C.: The World Bank.

OECD, (2003). **Harnessing Markets for Biodiversity: Towards Conservation and Sustainable Use,** Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development, 125 p.

Office de l'élevage, (2007). **Le marché des produits laitiers, carnés et avicoles en (2006)**

OIBT, (2006a). **Situation de l'aménagement des forêts tropicales en 2005**, Édition spéciale d'Actualités des Forêts Tropicales 2006/1, Yokohama, Japon.

OIBT, (2005). **Critères et indicateurs révisés de l'OIBT pour l'aménagement durable des forêts tropicales, modèle de rapport sur les C&I inclus**. Série OIBT: Politique forestière No 15, Yokohama: OIBT, 42 p.

OIBT, (2006b**). L'évolution des politiques d'achat**, Actualités des Forêts Tropicales 14:3

OIBT, (2008). **Examen annuel et évaluation de la situation mondiale des bois 2008**, Document GI-7/07, Yokohama, Japon : Organisation internationale des bois tropicaux..

Oliveira, P.J.C., G.P. Asner, D.E. Knapp, A. Almeyda, R. F. Raybin, A. Almeyda, R. Galván-Gildemeister, R.C. Smith, & S. Keene., (2007). **Land-Use Allocation Protects the Peruvian Amazon.** Sience, 317: p.1233-1236

Olson D.M. & Dinerstein E., (2002). **The Global 200: Priority ecoregions for conservation.** Annals of the Missouri Botanical Garden 89: p. 199–224.

Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., & Kassem, K.R., (2001). **Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth.** BioScience 51: p. 933-938.

ONU, (2008). **Instrument juridiquement non contraignant concernant tous les types de forêts,** Résolution adoptée par l'Assemblée générale, 74e séance plénière, 17 décembre 2007, New-York: Organisation des Nations Unies

ONU, (2010). **Fiche d'information. Objectif 7, Assurer un environnement durable.** New-York. Sommet des Nations Unies : 20-22 septembre 2010. Réunion plénière de haut niveau de l'Assemblée générale des Nations unies (en ligne, consulté le 9/12/2010). http://www.un.org/fr/millenniumgoals/pdf/factgoal7.pdf

Pacheco, P., (2006). **Agricultural expansion and deforestation in lowland Bolivia: the import substitution versus the structural adjustment model**. Land Use Policy 23: p. 205-225.

Padoch, C., Coffey, K., Mertz, O., Leisz, S., Fox, J., & Wadley, R.L. (2007). **The Demise of Swidden in Southeast Asia? Local Realities and Regional Ambiguities.** Geografisk Tidsskrift, Danish Journal of Geography 107: p. 29-41.

Palmer, Ch.E. (2001). **The extent and causes of illegal logging: an analysis of a major cause of tropical deforestation in Indonesia.** University College Londo. London, UK.CSERGE Working paper. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE)

Palo, M., (2002). **How does corruption drive deforestation in the tropics? Forest Research Institute**. Paper presented at "Corruption in Forestry: Roundtable Discussion on Illegal Logging and FIN", 10th International Anti Corruption Conference, Prague. (online) http://www.10iacc.org.

Pattberg. P., (2005). **What role for private rule-making in global environmental governance? Analysing the Forest Stewardship Council.** International Environmental Agreements 5(2): p.175–189

Pearce, D. W. (2001). **The economic value of forest ecosystems**, Ecosystem Health, 7(4). p. 284–296.

Pearce, D.W., Putz, F. & Vanclay, J.K., (2003). **Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly?**, Forest Ecology and Management, vol. 172, 2-3: p. 229-247

Peña-Claros, M., Blommerde S. & Bongers, F., (2009). **Assessing the progress made: an evaluation of forest management certification in the tropics.** Tropical Resource Management Papers 95. Wageningen: Wageningen University, 72 pp.

Penelon, A, Mendouga, L., & Karsenty, A., (1998). **L'identification des finages villageois en zone forestière au Cameroun. Justification, analyse et guide méthodologique**, Montpellier :Cirad Forêts, 33 p.

Penelon, A., (2003). **Le plan d'aménagement forestier : une étape admise dans le processus de gestion durable mais qui pose encore des difficultés dans son application.** Ecofac. Canopée n° 23 : p. 19-20.

Perz, S.G., Aramburu, C., & Bremner, J., (2005). **Population, land use and deforestation in the Pan Amazon basin: a comparison of Brazil, Bolivia, Colombia, Ecuador, Peru and Venezuela.** Environment, Development and Sustainability 2007/ 7: p.23-49.

Peterson, G., & Heemskerk, M., (2001). **Deforestation and forest regeneration following small-scale gold mining in the Amazon: the case of Suriname.** Environmental Conservation 28 (2): p. 117-126 .

Peyron, J.L. & Maheut J., (1999). **Les fondements de l'économie forestière moderne : le rôle capital de Faustmann, il y a 150 ans, et celui de quelques-uns de ses précurseurs et successeurs**, Revue Forestière Française 6, p.679-698.

Pfaff, A., Robalino, J., Sanchez- Azofeifa, A., Andam, K., & Ferraro P., (2009). **Location affects protection: observable characteristics drive park impacts in Costa Rica**. The B.E. Journal of Economic Analysis & Policy. 9: p.1–24.

Pierre J.M. & Cassagne, B., (2005). **Etude sur le plan pratique d'Aménagement des Forêts Naturelles de Production Tropicales Africaines : Application au cas de l'Afrique Centrale.**:Volet 2 « Aspects Sociaux. », Paris :ATIBT

Piketty, M.G., Bastos, J., Da Veiga, Tourrand, J.F., Margarida, F., Negreiros A., Poccard-Chapuis, R., Thales, M., (2005). **Les déterminants de l'expansion de l'élevage bovin en Amazonie orientale : conséquences pour les politiques publiques.** Interactions agriculture-environnement. Cahiers Agricultures Volume 14, Numéro 1, 90-5/Janvier-Février 2005.

Pirard, R., Cossalter, C. (2006). **The Revival of Industrial Forest Plantations in Indonesia's Kalimantan Provinces: Will they help eliminate fiber shortfalls at Sumatran pulp mills or feed the China market?** CIFOR ; Working Paper No. 37.

Poccard-Chapuis; R., Tourrand. J.F., Piketty, M.G., Thales, M., Venturieri, A., Mertens, B., Bastos da Veiga, J., (2005). **La filière viande : un levier pour contrôler les dynamiques pionnières en Amazonie brésilienne ?** Cahiers Agricultures vol. 14/ n° 1.

Poore, P., Burgess, P., Palmer, J., Rietbergen, S. & Synnott, T., (1989). **No Timber without Trees: sustainability in the tropical forest**. London: Earthscan. 252 p.

Potapov, P., Yaroshenko, A., Turubanova, S., Dubinin, M., Laestadius, L., Thies, C., Aksenov, D., Egorov, A., Yesipova, Y., Glushkov, I., Karpachevskiy, M., Kostikova, A., Manisha, A., Tsybikova, E. & Zhuravleva I., (2008),. **Mapping the world's intact forest**

landscapes by remote sensing. Ecology and Society 13(2): 51 (online) http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art51/ (2008).

Pulhin, J.M., Chokkalingam, U., Peras, R J.J., Acosta, R.T., Carandang, A.P., Natividad, M.Q., Lasco, R.D., & Razal, R.A., (2006). **One century of forest rehabilitation in the Philippines: approaches, outcomes and lessons.** In : Chokkalingam, U., Carandang, A.P., Pulhin, J.M., , Peras, R.J.J., & Toma, T. (eds), One century of forest rehabilitation in the Philippines: approaches, outcomes and lessons. Bogor, Indonesia: CIFOR, p. 6-41

Putz, F.E., (1994). **Approaches to Sustainable Forest Management. Bogor Indonesia.**CIFOR. Working paper n°. 4.

Putz, F.E., Redford, K.H., Robinson, J.G., Fimbel, R., & Blate. G.M., (2000). **Biodiversity conservation in the context of tropical forest management**. Environment paper 75. Biodiversity Series, Global Environment Division, Washington, D.C: The World Bank, 92 p.

Putz, F.E., Sist P, Fredericksen T., & Dykstra, D., (2008). **Reduced-impact logging: Challenges and opportunities.** Forest Ecology and Management 256 : p.1427-1433.

Redford, K. H. (1992). **The Empty Forest**, BioScience, 42 (6) : p. 412-422

Reed E. & Miranda, M., (2007). **Assessment of the Mining Sector and Infrastructure Development in the Congo Basin Region.** Washington DC . WWF Macroeconomics for Sustainable Development Program Office.

Reid, J. & De Souza, W.D. (2005). **Infrastructure and conservation policy in Brazil.** Conservation Biology 19: p. 740-746.

Reinicke, W. & Deng, F., (2000). **Critical Choices: The United Nations, Networks and the Future of Global Governance.** Ottawa. International Development Research Centre.

Reis, E.J., & Blanco, F.A.,, (2000). **Causes of Brazilian Amazon Deforestation,** In :Palo M. & Vanhanen:H., World forests from deforestation to transition? Dordrecht, The Nederlands: Kluwer Academic Publishers, p. 143-148.

Rice, R., Gullison, R., & Reid, J., (1997). **Can sustainable management save tropical forests?** Scientific American, 276: p. 34-39.

Ricketts, T.H., Dinerstein, E., Boucher, T., Brooks, T.M., Butchart, S.H., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Morrison, J., Parr, M., Pilgrim, J.D., Rodrigues, A.S., Sechrest, W., Wallace G.E., Berlin, K., Bielby, J., Burgess, N.D., Church, D.R., Cox N., Knox, D., Loucks, C., Luck, G.W., Master , L.L., Moore, R., Naidoo, R., Ridgely, R., Schatz, G.E., , G., Strand, H., Wettengel, W. & Wikramanayake, E., (2005). **Pinpointing and preventing imminent extinctions.** Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 102: p. 18497-18501.

Robinson, J.G. & Bennett, E.L. (eds). (2000). **Hunting for Sustainability in Tropical Forests.** New York, États-Unis. Columbia University Press.

Roda, J-M, Arets, E., & Hin Fui., L. (2007). **A short analysis on the stricter european regulations on tropical hardwood imports and their side effects.** Discussion - working paper .Cirad Archives ouvertes. First version : March 2007.

Rodgers, W.A., (1997). **Schémas de la perte de biodiversité dans les forêts panorama mondial. in: Conservation des écosystèmes forestiers.** Comptes rendus du XIème Congrès Forestier Mondial. Volume 2, Thème 7 : p.25-42.

Rodrigues, A.S.L., & Gaston K.J., (2001). **How large do reserve networks need to be?** Ecology Letters, 4: p. 602 – 609

Rodrigues, A.S.L., Akcakaya, H.R., Andelman, S J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, J. S., Fishpool, L.D.C., Da Fonseca, G.A B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J. & Yan, X. (2004a). **Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network.** Bioscience 54: p. 1092-1100.

Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boltani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L.D.C., Da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Long, J.S., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J. & Yan, X. (2004b). **Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity.** Nature 428: p. 640-643.

Rodriguez, J.P., (2000). **Impact of the Venezuelan economic crisis on wild populations of animals and plants.** Biological Conservation 96 . p. 151-159.

Roelens, J-B., Vallauri, D., Razafimahatratra, A., Rambeloarisoa, G., Razafy, F.L., (2010). **Restauration des paysages forestiers. Cinq ans de réalisations à Fandriana-Marolambo (Madagascar).** Rapport WWF, 92 pages.

Roper J. & Roberts R.W., (2006) (Publié initialement en janvier 1999). **Questions de l'heure. Déforestation tropicale : le déclin des forêts tropicales,** RCFA, Réseau des conseillers forestiers de l'ACDI, 43 p. (En ligne, consulté le 21/06/2011) http://www.boisdoree.com/ documentation/r.pdf

Rosoman, G., Rodrigues J., & Jenkins A., (2008). **Holding the Line with FSC.** Summary Report (vol 1, Amsterdam: Greenpeace International

Rossi, G., (2000). **L'ingérence écologique. Environnement et développement rural du nord au sud**, Paris : CNRS, 248 p.

Rowell, A., (1996). **Green backlash: global subversion of the environmental movement**, London: Routledge, 480 p.,

Rudel, T. K., & Roper. J., (1996). **Regional Patterns and Historical Trends in Tropical Deforestation, 1976–1990: A Qualitative Comparative Analysis.** Ambio 25: p. 160–166.

Rudel, T. K., & Roper. J., (1997). **The Paths to Rain Forest Destruction: Cross-National Patterns of Tropical Deforestation, 1975–1990**. World Development 25(1): p.53–65.

Rudel, T., Coomes, O., Moran, E., Acgard, F., Angelsen, A., Xu, J. & Lambin, E. (2005). **Forest transitions: Towards a global understanding of land use change.** Global Environmental Change 15: p. 23-31.

Rudel, T.K. & Horowitz, B., (1993). **Tropical Deforestation: Small Farmers and Land Clearing in the Ecuadorian Amazon.** New York. Columbia University Press.

Rudel, T.K., DeFries, R., Asner, G.P., & Laurance, W.F., (2009). **The changing drivers of deforestation: do shifting threats to biodiversity provide new opportunities for conservation?** Conservation Biology 23: p.1396–1405.

Ruiz-Pérez, M., Almeida, M., Dewi, S., Lozano Costa, E.M., Ciavatta Pantoja, M., Puntodewo, A., de Arruda Postigo, A., & Goulart de Andrade, A., (2005a). **Conservation and development in Amazonian extractive reserves: the case of AltoJuruá**. Ambio 34(3): p.218-223

Ruiz Pérez, M., Ezzine de Blas, D., Nasi, R., Sayer, J., Sassen, M., Angoue´ , C., Gami, N.,Ndoye, O., Ngono, G., Nguinguiri, J.C., Nzala, D., Toirambe, B., Yalibanda, Y.,

(2005b).**Logging in the Congo bas a multi-country characterization of timber companies.** Forest Ecology Management 214 (1–3), p.221–236.

Sablayrolles, P., Kibler J.F. & Castellanet, C. (2006). **Vers une nouvelle politique forestière en Amazonie brésilienne ? Des expériences innovantes dans le Para et l'Amazonas.** Communication présentée au Colloque GECOREV, 26-28 juin 2006, Saint Quentin en Yvelines. (en ligne, consulté le 10 décembre 2009) http://www.gret.org/activites/ foncierpdf/Sablayrolles.pdf

Sabogal, C., Lentini, M., Pokorny, B., Natalino J., Silva, M. Zweede, J., Veríssimo A., & Boscolo,M., (2006). **Manejo florestal empresarial na Amazônia brasileira : Restrições e Oportunidades**, Belém, CIFOR, 74 p.

San Sebastian, M. & Hurtig, A., (2004). **Oil exploitation in the Amazon basin of Ecuador: a public health emergency.** Revista Panamericana de Salud Publica/ Vol.15, n.3: p. 205-211. ISSN 1020-4989.

Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redfrod, K.H., Wannebo, A.V. & Woolmer, G., (2002). **The human footprint and the last of the wild.** Bioscience, 52 : p. 891-904.

Saunders J. & Yadlapalli L., (2010). **Évolution des marchés internationaux du bois et produits dérivés: Principaux instruments politiques.** Joensuu, Finland. EFI. Le Cahier sur les Politiques de l'EFI n°5.

Sayer, J., (1991). **Conservation et protection des forêts tropicales humides: Le point de vue de l'Alliance mondiale pour la nature.** Unasylva / Vol. 42 : n° 166.

Schlaepfer R. & Bütler R., 2004**. Critères et indicateurs de la gestion des ressources forestières : prise en compte de la complexité et de l'approche écosystémique**. Revue Forestière Française LVI: p. 431–444.

Schmitt, C., Pistorius, T., & Winkel, G., (eds). (2007). **A Global Network of Forest Protected Areas under the CBD: Opportunities and Challenges.** Proceedings of an international expert workshop held in Freiburg, Germany, May 9-11, 2007, Freiburg: Institut für Forst- und Umweltpolitik, 160 p.

Schmitt, C.B., Burgess, N.D., Coad, L., Belokurov, A., Besancon, C., Boisrobert, L., Campbell, A., Fish, L., Gliddon, D., Humphries, K., Kapos, V., Loucks, C., Lysenko, I., Miles, L., Mills, C., Minnemeyer, S., Pistorius, T., Ravilious, C., Steininger, M., & Winkel, G., 2009. **Global analysis of the protection status of the world's forests.** Biological Conservation 142, p. 2122–2130.

Schure, J., Ingram,V., Awono A., & Binzangi K., (2009). **From Tree to Tea to CO_2 in the Democratic Republic of Congo: a framework for analyzing the market chain of fuel-wood around Kinshasa and Kisangani.** XIII World Forestry Congress Buenos Aires, Argentina, 18 - 23 October 2009.

Sciama Y., De Noblet N., & Dupouey J.L., (2007). **Les forêts.** La Recherche n°409, Juin 2007: p. 75-78.

Scouvart M. & Lambin E.F., (2006). **Approche systémique des causes de la déforestation en Amazonie brésilienne : syndromes, synergies et rétroactions**, L'espace Géographique, n° 3, p.241-254.

Secrétariat de la COMIFAC, (2003). **Les leçons tirées de la 1ere réunion de coordination du Partenariat pour les forêts du bassin du Congo. PFBC, Paris 21 – 24 janvier 2003,** Yaounde : COMIFAC, 11 p. (En ligne, consulté pour la dernière fois le 21/06/ 2011) http://www.pfbc-cbfp.org/tl_files/archive/facilitation_fr/lecondeparis.pdf

Secrétariat de la COMIFAC, (2010). **Evaluation conjointe germano-canadienne du PFBC et de sa Facilitation 2008-2010**, Yaounde : COMIFAC

Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (2010). **3ème édition des Perspectives mondiales de la diversité biologique.** Montréal. 94 p.

Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique. (2009). **Gestion durable des forets, diversité biologique et moyens d'existence : un guide des bonnes pratiques.** Montréal, iii + 47p.

Sedjo, R. & Botkin, D. (1997). **Using forest plantations to spare natural forests.** Environment 39: p.14-20.

Sedjo, R., (1999). **The potential of high-yield plantation forestry for meeting timber needs.** New Forests 17: p.339-359.

Segihobe Bigira, J.P., (2009). **Le Partenariat pour les forêts du Bassin du Congo entre non-droit et droit. Contribution à l'étude de la responsabilité des acteurs.** Thèse de Doctorat en droit, Belgique : Faculté de Droit, Université de Gand, 467 p.

Sembres, T., Kontoleon, A., & Brown C., (2009). **Understanding the imp act of timber plantations on tropical deforestation: a cross country analysis.** University of Cambridge.

Shafik, N., (1994). **Economic Development and Environmental Quality: An Econometric Analysis.** Oxford Economic Papers. Special Issue on Environmental Economics New Series, Vol. 46, oct 1994: p. 757-773.

Sheil, D., Nasi, R. & Johnson, B. (2004). **Ecological criteria and indicators for tropical forest landscapes: challenges in the search for progress.** Ecology and Society 9(1): 7. (online) URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art7

Sierra, R., & Stallings, J. (1998). **The dynamics and human organization of tropical deforestation in northwest Ecuador, 1983–1995**. Human Ecology, 26 (1). p.135–161.

Sierra, R., (2000). **Dynamics and patterns of deforestation in the western Amazon: the Napo deforestation front, 1986–1996.** Applied Geography 20: p.1-16.

Sierra, R., (2001). **The role of domestic timber markets in tropical deforestation and forest degradation in Ecuador. Implications for conservation planning and policy.** Ecological Economics 36 (2): p. 327-340.

Singer, B., (2009). **Putting the National Back in Forest-Related Policies. The International Forests Regime and the Evolution of Policies in Brazil, Cameroon and Indonesia,** Thesis, Paris : Institut d'Etudes Politiques, 431 p.

Sist, P., & Nascimento Ferreira, F., (2007). **Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon.** Forest Ecology and Management 243: p. 199-209.

Sist, P., (2000). **Les techniques d'exploitation à faible impact.** Bois et forêts des tropiques n°265/3.

Skala-Kuhmann, A. (1996). **Legal instruments to enhance the conservation and sustainable management of forest resources at the international level.** BMZ – GTZ.

Skodvin, T., Andresen S., & Hovi J., (eds). (2006). **The negociation and effectiveness of international environmental agreemeants.**.Global Environmental Politics (Special Issue), Vol. 6, No. 3.

Sloane, S. (2007). **Fewer People May Not Mean More Forest for Latin American Forest Frontiers.** Biotropica 39: p. 443–446

Smeraldi, R. & May.P.H. (2008). **O Reino do Gado: Uma nova fase na pecuarização da. Amazônia.** São Paulo: Amigos da Terra.

Smith, J., Obidzinski, K., Subarudi, S. & Suramenggala, I., (2007). **Illegal logging, collusive corruption and fragmented governments in Kalimantan, Indonesia.** In: Tacconi, L. (eds). Illegal logging: Law enforcement, livelihoods and the timber trade. London. Earthscan: p. 91-109.

Smith, R.J., Muir, R.D.J., Walpole, M.J., Balmford A., & Leader-Williams, N. (2003) **Governance and the loss of biodiversity.** Nature, Vol 426 November 2003: p. 67-70.

Smouts, M.C. (2001). **Forêts tropicales, jungle internationales.** Paris. Les presses de Sciences-Po, 350 p..

Soares-Filho B.S., Nepstad D.C., Curran, L.M., Coutinho Cerqueira G., Garcia R.A., Azevedo Ramos C., Voll, E.,, McDonald A., Lefebvre P. & Schlesinger P., (2006). **Modelling conservation in the Amazon basin.** Nature440(23): p.520-523

Sodhi, N.S., Koh L.P., Brook B.W., & Ng P.K.L. (2004). **Southeast Asian biodiversity: an impending disaster.** Trends in Ecology and Evolution 19, p. 654–660

Southgate, D., R. Sierra & L. Brown (1991). **The causes of tropical deforestation in Ecuador: a statistical analysis.** World Development, vol. 19, no. 9.

Southgate, D., Wasserstrom, R., & Reider S., (2009). **Oil Development, Deforestation, and Indigenous Populations in the Ecuadorian Amazon..**Rio de Janeiro, Brazil. Paper presented to the Meeting of the Latin American Studies Association:11-14 June 2009, http://terra-group.net/pdfs/LASA.pdf.

Soutullo, A., De Castro, M. & Urios, V. (2008). **Linking political and scientifically derived targets for global biodiversity conservation: implications for the expansion of the global network of protected areas**. Diversity and Distributions, 14, p. 604–613.

Souza Jr.C., Veríssimo A., Micol L. & Guimarães S., (2006). **Transparencia florestal n°3.** Brasil, Estado do Mato grosso: ICV, IMAZON

Sprinz, D.F., & Helm, C., (1999). **The Effect of Global Environmental Regimes: A Measurement Concept.** International Political Science Review 20 (4): p.359-369.

Sprinz, D.F., (2005). **Regime Effectiveness: The Next Wave of Research.** Paper presented at 2005 Conference on the Human Dimensions of Global Environmental Change, Berlin.

Stattersfield, J, Crosby, M.J., Long, A.J., & Wege, D.C. (1998). **Endemic Bird Areas of the World.** Cambridge, UK:BirdLife International..

Strassburg B, Turner RK, Fisher B, Schaeffer R, & Lovett A. (2009). **Reducing emissions from deforestation-The "combined incentives" mechanism and empirical simulations.** Global Environnemental Change 19: p. 265–278.

Suarez, E., Morales, M., Cueva, R., Utreras, B.V., Zapata-Rios, G., Toral, E., Torres, J., Prado,W. & Olalla J.V., (2009). **Oil industry, wild meat trade and roads: indirect effects of oil extraction activities in a protected area in north-eastern Ecuador.** Animal Conservation 12: p.364-373.

Sunderlin, W.D & Resosudarmo I.A.P., (1999). **The Effect of Population and Migration on Forest Cover in Indonesia.** The Journal of Environment and Development n°8: p. 152-169.

Sunderlin, W.D. & Resosudarmo, I.A.P., (1996). **Rates and Causes of Deforestation in Indonesia: Towards a Resoluation of the Ambiguities.** Occassional Paper No.9. Bogor, Indonesia: CIFOR.

Sunderlin, W.D. & Wunder, S. (2000). **The Influence of Mineral Exports on the Variability of Tropical Deforestation.** Environment and Development Economics 5(3): p.309-332.

Svancara, L.K., Brannon, R., Scott, J.M., Grooves, C.R., Noss, R.F. & Pressey, R.L. (2005). **Policy-driven versus evidence-based conservation: a review of political targets and biological needs.** BioScience, 55, p. 989–995.

Tacconi, L. (2007). **Deforestation, forests and livelihoods: Theory and narrative.** Global Environmental Change 17: p.378-48.

Tan, KT, Lee, KT, Mohamed, AR, Bhatia, S, (2009). **Palm oil: Addressing issues and towards sustainable development .** Renewable & Sustainable Energy Reviews. Vol. 13, no. 2, p. 420-427.

Tansley, A. G. (1935.) **The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms**, Ecology Vol. 16, No. 3, p 284-307

Tarasofsky R. (1999). **Assessing the International Forest Regime.**Gland .Suisse. IUCN,

Tear, T.H., Kareiva, P., Angermeier, P.L., Comer, P., Czech, B., Kautz, R., Landon, L., Mehlman, D., Murphy, K., Ruckelshaus, M., Scott, J.M. & Wilhere, G. (2005). **How much is enough? The recurrent problem of setting measurable objectives in conservation**. Bioscience, 55, p. 835–849.

Terborgh, J., (1999).**Requiem for Nature.** Island Press.

Thibault, M. & Blaney, S. , (2003). **The oil industry as an underlaying factor in the bushmeat crisis in central Africa.** Conservation Biology, Vol 17: p. 1807-1813.

Tikina, A.V., & Innes J.L., (2008). **A Framework for Assessing the Effectiveness of Forest Certification.** Canadian Journal of Forest Research, 38: p. 1357-1365.

Torres-Lezama, A., (2007). **Venezuela, In: Cubbage, F. (Ed.) Forests and Forestry in the Americas.** An Encyclopedia, Society of American Foresters: http://64.78.1.15/index.php/Main_Page dernier accès le 7 septembre 2010.

Tozzi, P. & Guéneau, S., (2011).**Enjeux de la norme environnementale et gouvernance des forêts : jeux d'acteurs et de puissance autour de la certification de la gestion forestière durable.** Espaces et sociétés 146

Trébuil, G., (1993). **Agriculture pionnière, révolution verte et dégradation de l'environnement en Thaïlande.** In: Tiers-Monde/tome 34 n°134.

Trefon, T., (2008). **La réforme du secteur forestier en République démocratique du Congo: défis sociaux et faiblesses institutionnelles.** Afrique contemporaine 3/2008 /n° 227 : p. 81-93.

Turner W.R., Brandon K., Brooks T.M., Costanza R., da Fonseca G.A.B., & Portela R., (2007). **Global conservation of biodiversity and ecosystem services.** BioScience 57: p. 868–873.

UICN (1993). **Parks for Life: Report of the IVth World Congress on National Parks and Protected Areas**. Gland, Suisse: UICN, viii + 260pp

UICN, (2010a). **Une nouvelle vision pour la conservation de la biodiversité. Plan stratégique de la Convention sur la diversité biologique (CDB) pour la période de l'après 2010**, Déclaration de position de l'UICN à l'attention de la Convention sur la diversité biologique, 24-28 mai 2010, Nairobi, Kenya. (Online) http://cmsdata.iucn.org/downloads/ iucn_position_cbd_strategic_plan_and_post_2010_targets_pp_sbstta14_fr_final.pdf

UICN, (2010b). **Améliorer la contribution des aires protégées à la conservation de la biodiversité – Le rôle du Programme de travail sur les aires protégées (PTAP) de la CDB.** Déclaration de position de l'UICN à l'attention de la Convention sur la diversité biologique, 24-28 mai 2010, Nairobi, Kenya. (Online) http://cmsdata.iucn.org/downloads/powpa_pp_sbstta14_fr_final.pdf

Underdal , A., (1992). **The Concept of Regime 'Effectiveness**.. Cooperation and Conflict 27: p. 227-240.

Underdal, A., (2002). **One question, two answers.** In : Miles, E.L. & Underdal, A. (eds). Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence. Cambridge, MA. The MIT Press: p. 3-45.

Underdal, A., (2004). **Methodological challenges in the study of regime effectiveness,** in : Underdal, A. & Young O. R. (eds). Regime Consequences: Methodological Challenges and Research Strategies. Dordrecht, The Netherlands. Kluwer Academic Publishers: p. 27-45.

UNEP-WCMC, (2008). **État des aires protégées dans le monde, 2007 : bilan annuel des progrès mondiaux en matière de conservation**, Cambridge : UNEP-WCMC, 40 p.

Van der Werf, G.R., Morton, D.C., DeFries, R.S., Olivier, J.G.J., Kasibhatla, P.S., Jackson, R.B., Collatz, G.J., Randerson, J.T., (2009). **CO2 emissions from forest loss.** Nature Geoscience. 2 : p. 737-738.

Van Kuijk, M., Putz, F.E. & Zagt. R., (2009). **Effects of Forest Certification on Biodiversity.** Wageningen, Netherlands: Tropenbos International., 108 p.

Van Loon, T., (2007). **Progrès vers l'aménagement durable de l'UFA Ngombé Règles d'approvisionnement du bois en provenance d'Afrique.** Belém, Brésil. Communication au Forum ATIBT

Vanclay, J.X. (2001). **The effectiveness of parks.** Science 293: p.1007

Vandehaute, M., & Heuse, E., (2006). **Aménagement forestier, Traçabilité du bois et certification. Etat des lieux des progrès enregistrés au Cameroun.** Yaounde. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ).

Vedder, A. & Mokombo, T., (2001). **Filling conservation gaps in Central Africa: conserving what, where, how and at what cost?,** CARPE Congo Basin Information series, Issue brief n°4,

Vedung, E. & Román M., (2002). **Intervention Theory Evaluation of Global Environmental Regimes.** Séville,Spain. 5th biennial conference of the European Evaluation Society.

Vera-Diaz, M.C., Kaufmann, R.K. & Nepstad, D.C., (2009). **The Environmental Impacts of Soybean Expansion And Infrastructure Development in Brazil's Amazon Basin**, Global Development and Environment Institute, Working Paper NO. 09-05, Medford MA, USA: Tufts University , 25 p.

Verchot, L.V., Petkova, E., Obidzinski, K., Atmadja, S., Yuliani, E.L., Dermawan,A., Murdiyarso, D. & Amira, S. (2010). **Reducing forestry emissions in Indonesia.** Bogor, Indonesia. CIFOR.

Verissimo, A., (2005). **Estratégia e Mecanismos Financeiros para Florestas Nativas do Brasil.** Articlo para o Taller Latinoamericano da FAO : Estrategias y Mecanismos Financieros para la conservación y el uso sostenible de los bosques en America Latina, 21 a 25 de noviembre de 2005, Guararema / SP – Brasil

Verissimo, A., P. Barreto, R. Tarifa, & C. Uhl. (1995). **Extraction of a High-Value Natural Resource in Amazonia: the Case of Mahogany.** Forest Ecology and Management 72: p. 39-60.

Vermeulen, S., & D. Sheil. (2007). **Partnerships for tropical conservation.** Oryx 41:p.433-440.

Vieillefosse A., (2006). **La prise en compte de la forêt dans le protocole de Kyoto.** Perspectives pour le post 2012, Document de travail, Série étude N°E06-06,Paris :Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, 90p.

Villard, M.A. & Jonsson, B.G., (2009). **Biodiversity as Patient: Diagnoses and Treatment**, Conservation Biology 23(1). p.3-4

Walker, R. T., Moore, N., Arima, E., Perz, S., Simmons, C. S., Caldas, M., Vergara, D., & Bohrer, C., (2009). **Protecting the Amazon with protected areas**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 106(26). p. 10582–10586

Walker, R., Moran, E., & Anselin, L., (2000). **Deforestation and Cattle Ranching in the Brazilian Amazon: External Capital and Household Processes.** World Development Vol. 28/n° 4: p. 683-699.

Ward, H., (2006). **International Linkages and Environmental Sustainability: The Effectiveness of the Regime.**Network Journal of Peace Research March 43: p.149-166.

WCED, (1987). **Our Common Future. World Commission on Environment and Development**, Oxford: Oxford University Press, 383 p.

Weber, R., Faust., H., Schippers, B., Mamar, S., Sutarto, E., & Kreisel, W. (2007). **Migration and ethnicity as cultural impact factors on land use change in the rainforest margins of Central Sulawesi, Indonesia.** Berlin. In : Tscharntke T, Leuschner C, Zeller M, Guhardja E, Bidin A .(eds). The stability of tropical rainforest margins, linking ecological, economic and social constraints of land use and conservation, Springer Verlag: p. 417-436.

White, A. & Martin, A., (2002). **A qui appartiennent les forêts du monde ? Tenure forestière et forêts publiques en transition,** Washington, D.C. : Forest Trends, 36 p.

White, D., Arca, M., Alegre, J., Yanggen, D., Labarta, D., Weber, J.C., Sotelo-Montes, C., & Vidaurre, H., (2005). **The Peruvian Amazon development imperatives and challenges** In : Palm, C.; Vosti, S.; Sanchez, P.; Ericksen, P.; (eds). Slash and burn agriculture: the search for alternatives. Columbia University Press. New York (USA). (2005)

Wicke B., Sikkema R., Dornburg V., Junginger M., & Faaij A. (2008). **Drivers of land use change and the role of palm oil production in indonesia and malaysia : overview of past developments and future projections.** Final Report, Copernicus Institute for Sustainable Development and Innovation, Utrecht University, 119 p.

Wiersum K.F., (1995). **200 years of sustainability in forestry: lessons from history.** Environmental Management. 19(3): p.321–29

Wijewardana,D.,Caswell, S.J., & Palmberg-Lerche, C., (1997). **Criteria and indicators for sustainable forest management.** Proceedings of the XI World Forestry Congress, 13–22 October 1997, Antalya Turkey. Vol. 6. Rome: FAO, p. 3-17.

Wilhere, G.F., (2008). **The how-much-is-enough myth**. Conservation Biology 22(3). p. 514–517.

Wilhussen, P.R., Brechin, S.R., Fortwangler, C.L., & West, P.C., (2002). **Reinventing the square wheel: critique of a resurgent 'protection paradigm' in international biodiversity conservation.** Society and Natural Ressources Vol 15/ n°1/ janvier 2002.

Wilkie, D., Sidle, J.G., & Boundzanga, G.C., (1992). **Mechanized logging, market hunting, and a bank loan in Congo.** Conservation Biology n° 6: p.570-580.

Wilkie, D.,Shaw, E., Rothberg, F., Morelli, G., & Auzel, P., (2000). **Roads, development, and conservation in the Congo Basin.** Conservation Biology n° 14: p. 1614-1622.

Wilkie, D.S., Carpenter, J.F., & Zhang, Q. (2001). **The Under-financing of Protected Areas in the Congo Basin: So Many Parks and so Little Willingness-to-Pay.** Biodiversity and Conservation 10 : p. 691-709.

Williamson, D., (2002). **Viande d'origine sauvage, sécurité alimentaire et conservation des forêts** In : Mainka, S.A. & Trivedi, M. (eds). Liens entre la conservation de la diversité biologique, les moyens d'existence et la sécurité alimentaire: l'utilisation durable des animaux sauvages pour l'alimentation. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni. UICN : 145 p.

Wilson, K.A., McBride, M.R., Bode, M., & Possingham, H.P., (2006). **Prioritizing global conservation efforts**. Nature 440(16). 337–340.

Winterbottom, R., (1990). **Taking stock: the Tropical Forest Action Plan after five years.** Washington DC. WRI.

Wollenberg, E., Colchester, M., Mbugua, G. & Griffiths, T. (2006). **Linking social movements: How international networks can better support community action about forests.** International Forestry Review. 8(2). p. 265-272

World Bank, (2004). **Sustaining Forests: A Development Strategy**. Washington, D.C.: The World Bank., 99p.

World Bank. (1990). **Indonesia: Sustainable Development of Forests, Land, and Water**. Washington, DC: The World Bank, 190 p.

Wright, S.J. & Muller-Landau, H.C., (2006).**The future of tropical forest species.** Biotropica 38, p. 287-301

Wunder, S. & Verbist, B., (2003). **The impact of trade and macroeconomic policies on frontier deforestation**. ASBL Lecture Note 13. Indonesia: World Agroforestry Centre, 44 p.

Wunder, S., (1997). **From dutch disease to deforestation: a macro-economic link.** A case study from Ecuador Copenhagen. Center for Development Research:working paper No. 97.6.

Wunder, S., (2003a). **Quand le Syndrome Néerlandais rencontre la French Connection : Pétrole, Macroéconomie et Forêts au Gabon.** Bogor, Indonésie : Centre International pour la Recherche Forestière (CIFOR), 81 p.

Wunder, S., (2003b). **Oil Wealth and the Fate of the Forest: A Comparative Study of Eight Tropical Countries.** New York. Routledge.

WWF & IUCN. (1994-1997). **Centres of Plant Diversity: A Guide and Strategyor their Conservation 3 vols.** IUCN Publications.

WWF, (2004), **Participation Requirements for the WWF Global Forest and Trade Network**, Gland, Switzerland: WWF. (en ligne, téléchargé le 10 mars 2009) http://assets.panda.org/downloads/gftn_participation_requirements_23_nov_04.pdf

WWF, (2011). **Zero Net Deforestation by 2020.** A WWF Briefing Paper. http://assets.panda.org/downloads/wwf_2020_zero_net_deforest_brief.pdf.

Young, C.E. (1998). **Public Policies and deforestation in the Brazilian Amazon.** Rio de Janeiro, Brasil.IPEA. Planejamento e politicas publicas, n°18: p.201-222.

Young, O.R., & Levy, M., (1999). **The effectiveness of international environmental regimes,** in Young, O.R., (Ed.), Effectiveness of international environmental regimes: causal connections and behavioral mechanisms. Cambridge, MA. MIT Press: p. 1-32.

Young, O.R., (1992). **The Effectiveness of International Institutions: Hard Cases and Critical Variables,** in Rosenau J.N.,& Czempiel E-O. (eds). New York: Cambridge University. Governance Without Government: Change and Order in World Politics. p. 160-194

Young, O.R., (1994). **International governance: protecting the environment in a stateless society.** Ithaca and London. Cornell University Press: 221 p.

Young, O.R., (1999a). **Governance in World Affairs.** Ithaca: Cornell University Press, 224 p.

Young, O.R., (2001). **Inferences and Indices: Evaluating the Effectiveness of International Environmental Regimes.** Global Environmental Politics 1(1), pp. 99– 121.

Young, O.R., (2003). **Determining Regime Effectiveness: A Commentary on the Oslo-Potsdam Solution.** Global Environmental Politics 3:3, pp. 97-104

Young, O.R., (Ed.) (1999b). **Effectiveness of international environmental regimes: causal connections and behavioral mechanisms.** Cambridge, MA. MIT Press, 326p.

Young, O.R., Schroeder, H. & King L.A. (eds), (2008). **Institutions and Environmental Change.** Cambridge, USA. Principal Findings, Applications, and Research Frontiers. MIT Press: 400 p.

Zagt, R.J., Sheil, D. & Putz, F.E. (coord), (2010). **Biodiversity conservation in certified forests: An overview.** In: Sheil, D., Putz, F.E. & Zagt, R.J. (eds). Tropenbos, Wageningen. Biodiversity conservation in certified forests. ETFRN News No. 51, p. v-xx.

SITES WEB MENTIONNES

http://forets.greenpeace.fr/

http://rainforests.mongabay.com

http://www.cbd.int

http://www.cbfp.org

http://www.cirad.fr

http://www.fao.org

http://www.foe.co.uk

http://www.fsc.org

http://www.globalforestwatch.org

http://www.greenpeace.fr/

http://www.iucnredlist.org

http://www.ramsar.org

http://www.uicn.fr

http://www.un.org/esa/forests

http://www.wdpa.org