Université des Antilles et de la Guyane

Mémoire de Synthèse

En vue d'une candidature à une

Habilitation à diriger des Recherches

La dynamique forestière : quels enseignements pour l'aménagement durable des forêts tropicales humides ?

Par

Lilian BLANC

TABLE DES MATIERES

PRESENTATION DU CANDIDAT 5

1 UN PARCOURS DE RECHERCHE 5

2 CURRICULUM VITAE 6

2.1 Titres universitaires 6

1.1 Fonctions occupées 6

3 PROJETS DE RECHERCHE 7

4 ACTIVITES D'ANIMATIONS SCIENTIFIQUES 12

5 ACTIVITES D'ENCADREMENT 13

6 ACTIVITES D'ENSEIGNEMENT 15

7 ACTIVITES EDITORIALES 16

8 LISTE DES PRODUCTIONS SCIENTIFIQUES 16

MEMOIRE DE SYNTHESE 25

1 PREAMBULE 25

2 QUELQUES PRECISIONS LEXICALES 26

3 ELEMENTS DE CONTEXTE : L'AMENAGEMENT DES FORETS, QUELS ENJEUX POUR QUELS MODELES? 28

3.1 Une prise de conscience: les forêts tropicales humides sont une resource menacée et limitée 28

3.2 Quelles conséquences pour la recherche forestière? 30

3.2.1 La science forestière et la demande sociétale 30

3.2.2 Vers une redéfinition des paradigmes 32

3.3 Les forêts aménagées : la solution pour répondre aux nouveaux enjeux ? 34

3.3.1 A quels enjeux la gestion des forêts tropicales doit-elle désormais répondre ? 34

3.3.2 L'aménagement forestier : de quoi parle-t-on? 37

3.3.3 Les controverses sur l'aménagement des forêts : un outil de gestion efficace pour la conservation ? 39

3.3.4 Quel futur pour les forêts aménagées ? 42

SYNTHESE DES TRAVAUX 45

1.1 Protocoles et outils pour mesurer les forêts et les services écosystémiques 45

1.1.1 De l'importance des dispositifs forestiers permanents 45

1.1.2 …pour tester des méthodes d'inventaire légères 48

1.1.3 …pour tester de nouveaux outils de mesure du carbone 51

1.1.4 Identification des sources d'incertitude pour améliorer les estimations de carbone 53

1.2 Rôle des facteurs àl'origine de l'hétérogénéité de structure et de fonctionnement 56

1.2.1 Les facteurs de l'environnement et la biomasse 56

1.2.2 Les perturbations et la biomasse 60

1.2.3 Les impacts de l'exploitation forestière sur la biomasse et la biodiversité 64

1.3 Perspectives de travail 69

1.3.1 Maintien des services en forêts exploitées : vers une généralisation des résultats 71

1.3.2 quel futur pour l'aménagement des forêts en Amazonie ? 72

1.3.3 Les ressources forestières, un élément à intégrer dans une gestion du paysage 73

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 75

PRESENTATION DU CANDIDAT

1 UN PARCOURS DE RECHERCHE

Après une formation par la recherche débouchant sur un doctorat en 1998 et deux expériences de post-doctorat à l'étranger (Inde et Ecosse), j'ai été embauché au Cirad en 2002 pour conduire des recherches sur le fonctionnement des écosystèmes forestier tropicaux. Mes activités au Cirad se sont déroulées principalement en Guyane au sein de l'Unité Mixte de Recherche « Ecologie des Forêts de Guyane » (2002 – fin 2011) et plus récemment au Brésil (depuis fin 2011).

Le cadre général de mon projet de recherche est la définition des bases scientifiques pour l'aménagement durable des forêts tropicales. L'objectif est de comprendre le fonctionnement et l'évolution de la forêt naturelle et de la forêt soumise à exploitation forestière. Cette thématique historique du Cirad en Guyane est développée depuis le début des années 80 et repose sur un imposant réseau de dispositifs de terrain. J'ai regroupé et géré ces dispositifs au sein du réseau GUAYFOR depuis mon arrivée en Guyane en collaboration avec l'ONF et j'en ai assumé la direction scientifique. Parmi les 15 dispositifs du réseau GUYAFOR, celui de Paracou est le plus emblématique. Ce dispositif historique du Cirad, mis en place en 1984, est exceptionnel en zones tropicales par la durée du suivi (30 années) et la quantité d'arbres mesurés (environ 90 000 arbres). Il constitue le principal terrain de recherche des chercheurs de l'UMR ECOFOG et accueille régulièrement des collaborateurs français et étrangers.

En 2005, j'ai choisi de décliner ma thématique sur le carbone. Cette thématique représente à la fois un enjeu scientifique majeur et un enjeu sociétal lié à l'intégration progressive du rôle des forêts comme mécanisme d'atténuation de réchauffement climatique dans les accords internationaux. La thématique du carbone forestier représente également un enjeu local fort en Guyane avec une demande des élus de connaître et de valoriser le rôle des forêts dans une stratégie carbone (la Guyane représente plus du tiers des forêts françaises avec 8,063 millions d'hectares).

Cette thématique s'inscrit pleinement dans les projets scientifiques de l'UMR Ecologie des forêts de Guyane et de l'Unité de Recherche « Biens et Services des Ecosystèmes forestiers ». J'ai intégré cette dernière suite à mon changement d'affectation. L'objectif est de développer une collaboration longtemps souhaitée mais jamais réellement concrétisée sur le long terme entre le Brésil (centres Embrapa, universités) et la Guyane (Ecofog). D'un point de vue scientifique, le contexte guyanais a offert les meilleures conditions pour mener à bien des projets afin d'identifier les bases scientifiques de l'aménagement des forêts. L'étape actuelle est bien de valider et généraliser ces résultats à l'échelle de l'Amazonie avec les partenaires brésiliens tout en incluant ces connaissances bio-physiques dans une approche plus large considérant les forêts comme un élément d'un socio-écosystème en partenariat avec les collègues du Cirad, de l'Université Fédérale du Para et de l'Embrapa au sein du Dispositif en Partenariat « forêts, agriculture et développement des territoires en Amazonie : du local au global ».

2 CURRICULUM VITAE

Blanc Lilian

Chercheur au **C**entre de coopération **I**nternational en **R**echerche **A**gronomique pour le **D**éveloppement, département « Environnements et Sociétés ».

Docteur en Ecologie Forestière Tropicale.

Né le 23 mars 1970 à Bourg en Bresse, Ain (nationalité française).

Adresse professionnelle Embrapa Amazonia Oriental, Cirad-Embrapa
Trav. Dr. Eneas Pinheiro s/n¼, Caixa Postal, 48
Belém, Para - CEP 66095-100, Brasil
Tel: +55 (91) 3204 1093
Mél. lilian.blanc@cirad.fr

Langues Anglais: lu, écrit, parlé (usage professionnel courant).
Portugais : lu, écrit, parlé (usage professionnel courant).

2.1 TITRES UNIVERSITAIRES

Les titres universitaires listés ci-dessous ont tous été acquis à l'Université Claude Bernard Lyon 1.

- Doctorat d'Analyse et Modélisation des Systèmes Biologiques, mention « Ecologie Forestière Tropicale » - 1998
- Diplôme d'Etudes Approfondies« Analyse et Modélisation des Systèmes Biologiques » - 1994
- Maîtrise de Biologie des Organismes et des Populations – 1992
- Licence de Biologie des Organismes et des Populations – 1991
- DEUG B de Sciences de la Vie et de la Terre, option « Biologie des Organismes » - 1990

1.1 FONCTIONS OCCUPEES

- 2002-2013 : Chercheur Cirad affecté à :
  - ✓ Unité de Recherche Cirad 105 « Biens et Services des Ecosystèmes forestiers tropicaux » (B & Sef) accueilli à l'Embrapa Amazonia Oriental à Belém (Brésil) depuis novembre 2011 ;
  - ✓ Unité Mixte de Recherche « Ecologie des Forêts de Guyane », Guyane française de mars 2002 à novembre 2011 ;
- 2000-2002 : Chercheur contractuel, bourse Marie Curie (Union Européenne), Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh, Ecosse.
- 1999-2000 : Chercheur contractuel, bourse de l'Institut Français de Pondichéry, Inde.
- 1998-1999 : Chercheur contractuel CNRS, UMR Biométrie et Biologie Evolutive (BBE), Lyon.
- 1995-1998 : Allocataire de Recherche, Ministère de la Recherche. UMR Biométrie et Biologie Evolutive (BBE), université Claude Bernard.

3 PROJETS DE RECHERCHE

GUIAMAFLOR [2014-2015] Responsable

« Réponses des forêts tropicales humides à l'exploitation forestière: vers de nouvelles perspectives pour l'aménagement forestier en Amazonie »

Partenaires : Centres Embrapa de Macapa, Manaus et Belém (Brésil), UMR ECOFOG, GRET, IRD

Fonds : 160000 € [Région Guyane& fondations de la recherche des états d'Amapa et d'Amazonas]

Nous proposons dans ce projet GUIAMAFLOR qui regroupe des partenaires de recherche français (Guyane et Montpellier) et brésiliens (Manaus et Macapa) d'aborder le thème de l'aménagement des forêts en Amazonie. L'objectif de ce projet est double. Il s'agit de produire une synthèse des connaissances sur le fonctionnement des forêts après exploitation afin d'améliorer les plans d'aménagement. Ce travail sera réalisé à l'échelle régionale, le plateau des Guyanes et l'Est de l'Amazonie, afin de prendre en compte la variabilité du fonctionnement des forêts. Il s'agira d'identifier la part respective de l'intensité de l'exploitation forestière et des facteurs environnementaux dans la dynamique post-exploitation. Cette activité, complémentaire de celles développées dans le projet TmFO (voir ci-après), repose sur l'analyse de données de suivi de dynamique forestière post-exploitation acquises sur 4 dispositifs permanents des trois régions amazoniennes (Guyane, Amapa et Amazonas). Nous réaliserons également une analyse prospective sur l'importance et le rôle de l'aménagement des forêts pour la prochaine décennie. Cette réflexion sur le devenir de l'aménagement des forêts pour produire des biens et des services environnementaux est particulièrement importante dans un contexte amazonien en pleine mutation. Nous faisons l'hypothèse que l'aménagement des forêts va devenir un outil de gestion important du territoire amazonien mais avec des prélèvements (intensité de prélèvements, nature des produits) qui peuvent être différents de ceux qui sont pratiqués aujourd'hui. Nous analyserons donc comment les dispositifs actuels de recherche peuvent constituer la base de plans d'aménagement qui tout en assurant le maintien de services environnementaux répondent à une plus grande diversité de besoins.

TmFO [2012-2016] Participant

« Tropical managed Forest Observatory : résilience des forêts amazoniennes à l'exploitation forestière»

Responsable : P. Sist, UR « Biens et Services des Ecosystèmes Forestiers » (Cirad)

Partenaires : réseau de 12 institutions de 5 pays amazoniens (France, Brésil, Surinam, Guyana, Bolivie)

Fonds : 150 000 € [CIFOR]

http://www.tmfo.org/

Ce projet analyse la capacité des forêts exploitées à produire de façon durable des biens (bois d'œuvre et des produits forestiers non ligneux) et des services (carbone, biodiversité). L'objectif est d'identifier les déterminants environnementaux et biogéographiques à l'échelle régionale qui expliquent les différentes réactions de la forêt à l'exploitation. Ce travail sera abordé à l'échelle de l'Amazonie à partir d'un réseau de 12 dispositifs forestiers permanents de suivi de la dynamique forestière après exploitation. Ce réseau, créé en 2012 à l'initiative du Cirad, du Cifor et de l'Embrapa rassemble des chercheurs de 12 institutions. Ces chercheurs et leurs équipes de recherche gèrent depuis plusieurs décennies ces dispositifs (35 ans pour le plus ancien).

Le travail consistera à analyser collectivement les impacts de l'exploitation forestière sur les peuplements forestiers, les stocks de carbone, sur la biodiversité, la production de bois et de produits forestiers non ligneux. Le but est de proposer aux gestionnaires des forêts des modalités de gestion qui soient adaptées à la typologie des différentes forêts du bassin amazonien en tenant compte des objectifs de gestion. Le réseau a déjà organisé deux séminaires scientifiques à Belém en 2012 et à Manaus en juin 2013. Le 3ème est prévu à Macapa en mars 2014.

ECOTERA [2014-2016] **Participant**

« ECOefficiences et développement TERritorial en Amazonie »

Responsable : M-G. Piketty (UR Green, Cirad)
Partenaires : UR « Biens et Services des Ecosystèmes forestiers tropicaux », UR Green, UMR Innovation, UMR Selmet, UMR Tetis, UMR ESO (Université du Maine), UMR SADAPT (AgroParisTech), Embrapa Belém, Université Fédérale du Para.
Fonds : 520 000 € [Agence Nationale de la Recherche]

L'objectif général du projet ECOTERA est de produire des connaissances multidisciplinaires et d'élaborer des outils permettant aux acteurs locaux d'un territoire confronté aux changements globaux de concilier leur objectif de développement durable avec la mise en place de systèmes productifs et d'utilisation des terres éco efficients. Il travaillera sur un territoire d'Amazonie brésilienne, le municipe de Paragominas.

Les changements globaux affectent particulièrement la région amazonienne, imposant de redéfinir les relations entre la production de biens agricoles et forestiers et l'environnement. En Amazonie brésilienne, l'expansion agricole sur la forêt, moteur du «développement du territoire» depuis cinq décennies, n'est plus possible. Cette rupture, imposée par une intervention forte de l'état fédéral, a abouti à une très forte réduction de la déforestation. Dans cet espace désormais limité, les territoires amazoniens doivent planifier et promouvoir une transition agraire et forestière rapide tout en répondant à des demandes sociales et productives croissantes. Face à ce défi, un nouveau discours politique émerge, porté par des leaders et élus locaux. Ils souhaitent promouvoir l'écoefficience des systèmes de production, qui deviendraient plus compétitifs et leurs produits plus valorisables grâce à une image verte, permettant ainsi une nouvelle voie de développement des territoires. Dans ce contexte, Paragominas est emblématique par la mise en œuvre d'un modèle de la« Municipalité Verte ». Toutefois un diagnostic réalisé en 2012 montre

que si les objectifs de réduction de la déforestation sont atteints, les connaissances et les outils pour promouvoir les écoefficiences dans le territoire restent limités et que les risques de ségrégation au sein du territoire sont élevés.

Dans un souci de mise en œuvre opérationnelle des résultats, cette construction repose sur une démarche de modélisation d'accompagnement (Commod) où les acteurs envisageront diverses hypothèses de réalisation de politiques publiques et d'évolution des contraintes et opportunités liées aux changements globaux. Cette démarche permettra de construire et explorer des stratégies d'action territoriale et individuelle qui pourront inspirer d'autres communes, permettant de concilier la recherche d'écoefficiences et un développement territorial durable.

Je suis impliqué dans latâche2 d'évaluation des écoefficiences des systèmes forestiers de production et du territoire à partir d'indicateurs spatialisés et d'outils cartographiques.

CARPAGG [2009-2013] **Participant**

« CARbone des PAturages de Guyane et gaz à effet de serre : Caractérisation de la dynamique du carbone, de l'évolution de la fertilité et des flux de GES dans des systèmes herbagers en lien avec le milieu forestier guyanais »

Responsable : Vincent Blanfort (UMR Selmet, cirad)
Partenaires : UR Selmet, UR « Biens et Services des Ecosystèmes forestiers tropicaux », UMR Ecofog, UREP Clermont-Ferrand (Inra), éleveurs guyanais, Embrapa (Belém), Université Fédérale du Para.
Fonds : 554 000 € [Fonds Européens de la Région Guyane]

La déforestation pour la mise en place de prairies constitue un changement radical d'usage de la terre qui impacte durablement la production de services écosystémiques, notamment ceux liés au cycle du carbone. Ce développement agricole doit se raisonner dans le cadre de la protection du patrimoine forestier et des mesures actuelles d'atténuation des Gaz à Effet de Serre qui concernent notamment l'agriculture. Le projet CARPAGG cherche à comprendre comment les pâturages issus de la déforestation peuvent continuer à stocker du carbone dans le sol tout en fournissant une production fourragère forte. Il contribuera à répondre aux questions scientifiques actuelles sur le rôle et les enjeux des écosystèmes pâturés dans le réchauffement climatique. Le projet contribue à créer en Guyane une plateforme de recherche originale sur la question des bilans carbone et gaz à effets de serre en forêt et en zones déforestées. Les systèmes herbagers étudiés par Carpagg sont en effet voisins de sites forestiers d'origine qui sont déjà l'objet de recherche sur ces thématiques. Cette plateforme expérimentale basée en Guyane vise à positionner le projet à moyen terme dans une coopération régionale dans d'autres contextes amazoniens à fortes problématiques de développement comme le Brésil.

TROPISAR [2009-2012] **Participant**

« Technical assistance for the development of airborne SAR and geophysical measurements during the TropiSAR 2009 experiment »

Responsable : Pascale Dubois-Fernandez (ONERA)
Partenaires : ONERA (Département Electromagnétisme et Radar), UMR CESBIO& UMR Evolution et Diversité Biologique (Université Paul Sabatier), UMR Ecofog
Fonds : [Agence Spatiale Européenne &Centre National d'Etudes Spatiales]

L'Agence Spatiale Européenne (ESA) a sélectionné dans le cadre du programme « *Earth Explorer* » la mission « Biomass », un programme pour l'estimation des stocks de biomasse à l'aide de méthodes aéroportées. L'enjeu est énorme, notre biosphère continentale (son état, sa dynamique, son évolution) est en effet l'élément le moins bien compris du cycle de carbone global. Les distributions géographiques et les variations dans le temps des réservoirs et des flux de carbone restent mal quantifiées. Pour les estimer précisément, il faut une meilleure évaluation de la biomasse forestière, et cela avec une bonne répétitivité à l'échelle du globe. Seuls les satellites peuvent assurer un tel suivi alors que l'on ne dispose actuellement que de mesures locales. L'outil le plus moderne est un radar qui travaille en bande P (70 cm). Cet outil, testé actuellement par moyens aéroportés, a été validé dans des environnements forestiers tempérés et boréaux mais il reste de nombreuses questions pour sa validation en milieu forestier tropical. Les questions essentielles liées à l'utilisation de ce radar pour l'estimation de la biomasse en forêt tropicale sont :

- La cohérence temporelle est-elle bonne ?
- La bande P permet-elle d'estimer la hauteur de la canopée en milieu tropical?
- Peut-on avoir confiance dans les allométries qui permettraient de convertir le signal radar en biomasse?

Les dispositifs forestiers de Guyane française ont été sélectionnés par l'équipe scientifique de la mission BIOMASS pour valider le radar en zones tropicales. Le choix de ces sites, et plus généralement de la conduite de cette expérience en Guyane française, est justifié par la qualité des stations scientifiques des Nouragues et de Paracou, qui depuis le début des années 80 ont fait l'objet de mesures de terrain complètes et régulières dans un objectif de suivi de la dynamique forestière.

GUYAFOR [2005-2011] **Responsable**

« Un observatoire des forêts guyanaises : estimation du stockage de carbone des forêts guyanaises »Phase 2 [2008-2011]

« Placettes permanentes de suivi de la dynamique forestière »Phase 1 [2005-2007]

Partenaires : UMR Ecofog, ONF (Guyane), UR B & Sef (Cirad), UMR AMAP (IRD, Cirad), UMR Lerfob (Inra Nancy), UMR EEF (Inra Nancy), UMR EDB (CNRS Toulouse).
Fonds : 70 000 & 496 000 € [phase 1 & 2, Fonds Européens de la Région Guyane]

Face aux enjeux économiques et écologiques, il est essentiel d'évaluer précisément le stock de carbone dans les forêts guyanaises et de comprendre le rôle des forêts et notamment son potentiel d'atténuation dans le réchauffement climatique. Ce rôle de la forêt est progressivement intégré dans les programmes nationaux de mesures de prévention et d'atténuation des causes des changements climatiques. L'intégration des forêts dans les mécanismes financiers liés au marché de carbone est clairement envisagée dans les années à venir (marché de carbone « d'origine forestière »). Pour la forêt métropolitaine, le stock de carbone est évalué à 8 milliards de tonnes équivalent CO_2 et le flux entrant est estimé à 52 millions de tonnes. Pour la forêt guyanaise, ces estimations ne sont pas disponibles. Or elle représente avec 8, 063 millions d'hectares plus du tiers des forêts françaises.

Le réseau GUYAFOR est un réseau de dispositifs forestiers guyanais caractérisant l'hétérogénéité spatio-temporelle du fonctionnement des forêts guyanaises. Ila été mis en place depuis 2000 grâce aux efforts conjoints du CIRAD et de l'ONF (en particulier avec l'aide financière du 12ème Contrat de Plan Etat-Région).

Les objectifs du projet que nous proposons sont les suivants :

- Déterminer à partir de données dendrométriques et biologiques du réseau GUYAFOR et de modèles d'estimation améliorés le stockage de biomasse aérienne ligneuses des grands types forestiers guyanais.
- D'extrapoler dans l'espace, à l'échelle de la Guyane et dans le temps (quels changements à venir ?) ces bilans.

Pour atteindre ce résultat, nous proposons donc d'étendre le réseau GUYAFOR à de nouveaux types forestiers et de poursuivre le suivi des dispositifs existants, d'améliorer les outils d'estimation de la biomasse aérienne ligneuse et des flux, d'extrapoler à l'échelle de la Guyane les résultats acquis sur le réseau GUYAFOR et de comprendre le fonctionnement à long terme des forêts quant à sa capacité à stocker du carbone.

Biodiversité et Gestion Forestière [2006-2009] **Participant**

« Influence de l'intensité d'exploitation et du degré d'ouverture de la canopée en forêt tropicale humide sur le maintien et la dynamique de la biodiversité »

Responsable: C. Baraloto (UMR Ecofog)
Partenaires : UMR Ecofog, ONF (Guyane), UMR AMAP (IRD, Cirad)
Fonds: 65 k€ [Ministère de l'Agriculture, programme « Biodiversité et Gestion Forestière » Ecofor]

L'objectif général du projet est (i) de caractériser les effets de l'intensité de l'ouverture de la canopée suite à l'exploitation forestière sur la dynamique (croissance, recrutement, mortalité) du peuplement forestier et de ses principales espèces arborescentes, (ii) de caractériser ces effets sur le maintien de la diversité spécifique (espèces arborescentes) et génétique, (iii) de caractériser les

traits fonctionnels ou associations de traits des espèces, en terme d'échanges gazeux foliaires, qui permettent d'expliquer les différences de tempérament et de stratégies des espèces en réaction à ces perturbations. Le but ultime est de comprendre et prédire les effets de l'intensité d'exploitation et du degré d'ouverture de la canopée sur le maintien de la biodiversité (ici, la diversité spécifique, génétique intra-spécifique et fonctionnelle à l'échelle locale. Cette proposition reposait sur une approche écologique transversale portée par l'UMR ECOFOG associée à d'autres partenaires hexagonaux, en collaboration étroite avec le pôle technique de l'ONF Guyane. Au-delà de son intérêt direct pour la gestion durable de la forêt guyanaise en particulier et tropicale humide en général, le projet se voulait alors également « prototype » d'une approche intégrée de l'écologie pour aborder la dynamique et le fonctionnement d'un écosystème très forte richesse spécifique dans le contexte de la définition de règles de gestion durable.

4 ACTIVITES D'ANIMATIONS SCIENTIFIQUES

- **Responsable d'équipe de recherche**

J'ai assuré de 2006 à 2009 la direction scientifique de l'équipe de recherche « Diversité, organisation et dynamique des écosystèmes forestiers » danse contexte multi-institutionnel de l'UMR « Ecologie des Forêts de Guyane ». L'équipe était constituée de 7 chercheurs, 4 ingénieurs, 7 thésards, 14 techniciens et collaborateurs appartenant à plusieurs organismes de recherche (CIRAD, AgroparisTech, INRA et Université Antilles Guyane).Mes différentes missions ont été de définir un projet collectif de recherche, d'organiser l'animation scientifique, de veiller à l'intégration des jeunes scientifiques (thésards, chercheurs junior) au sein de l'équipe et de représenter l'équipe et de faire connaître ses activités.

- **Responsable de l'équipe cirad (umr Ecofog)**

Au sein de j'ai assuré de 2004 à 2011la gestion d'une équipe d'agents du Cirad constituée d'un ingénieur (Volontaire Civil à l'Aide Technique), de deux agents de maîtrise et de huit collaborateurs. L'objectif de cette équipe est de collecter et de gérer les données recueillies sur les dispositifs forestiers permanents. Mes activités ont consisté à :

- Fixer les objectifs de travail ;
- Organiser, coordonner et assurer le suivi des activités ;
- Identifier les besoins de formation et veiller à la mise en œuvre de programmes de formation ;
- Gérer les carrières : rédaction de lettres de mission, entretien annuel, identification des besoins de formation et participation à la mise en place de programmes de formation.

Un important travail a été de réorganiser cette équipe pour répondre aux différentes missions qu'elle devait remplira après son intégration au sein de l'UMR « Ecologie des Forêts de Guyane » en 2006.

- **Gestion du réseau Guyafor**

En collaboration avec l'ONF (Stéphane Guitet), j'ai créé et assuré la direction scientifique d'un réseau de parcelles de suivi de la dynamique forestière des forêts guyanaises : le réseau GUYAFOR. Ce réseau est construit à partir de dispositifs permanents préexistants installés depuis les années 1970 (Bafog, Paracou) et de la mise en place de nouveaux dispositifs depuis 2000. Il couvre plus de 235 hectares de forêt sur 9 dispositifs répartis sur la bande côtière (voir carte page suivante). 152 739 arbres sont répertoriés et numérotés, déterminées botaniquement (au minimum avec un nom vernaculaire) et leur diamètre à hauteur de poitrine est mesuré à intervalles réguliers (1 118 215 mesures).

La gestion scientifique a consisté à :

- Etablir et mettre en œuvre le programme des inventaires forestiers pour obtenir les données sur la dynamique forestière avec les différents partenaires (ONF et CNRS) à partir de protocoles communs et valoriser ces résultats ;
- Faire connaître ce réseau auprès de la communauté scientifique afin de développer des partenariats scientifiques pour dynamiser les activités scientifiques sur ce réseau ;

Le label SOERE « Systèmes d'Observation et d'Expérimentation au long terme pour la Recherche en Environnement » attribué par le conseil de l'Alliance ALLENVI, a été obtenu en 2010. Cette labellisation a été l'occasion pour le réseau Guyafor d'être reconnu comme le réseau de référence pour le suivi des forêts tropicales françaises au sein du réseau français de suivi des écosystèmes forestiers F-ORE-T.

5 ACTIVITES D'ENCADREMENT

Co-encadrement de thèses

MOLTO Quentin. 2012. Estimation de biomasse en forêt tropicale humide. Propagation des incertitudes dans la modélisation de la distribution spatiale de la biomasse en Guyane française.

Thèse soutenue le 13 décembre 2012. Université des Antilles et de la Guyane. Ecole Doctorale pluridisciplinaire : Santé, Environnement, Sociétés dans les Amériques. 184 p.

Co-encadrement : V. Rossi, B. Hérault (directeur de thèse)

RUTISHAUSER Ervan. 2010. Changements à long terme de la structure des forêts tropicales : implications sur les bilans de carbone.

Thèse soutenue le 14 décembre 2010. Université de Montpellier 2. Ecologie forestière et tropicale. Ecole Doctorale SIBAGHE. 118 p.

Co-encadrement : E. A. Nicolini, D. Barthélémy (directeur de thèse)

Membre de comité de thèse

FONTY Emile (2008 - 2011) : « Étude de l'installation et du maintien d'une espèce monodominante, *Spirotropis longifolia* (DC.) Baill. (Leguminosae-Papilionoideae), au sein des forêts guyanaises ».

Thèse soutenue le 16 décembre 2011 - Université des Antilles et de la Guyane.

ZALAMEA Paul Camilo (2006-2009) : « Régularité d'expression des processus de croissance, de ramification et de floraison chez quelques espèces pionnières tropicales. Application à l'estimation de l'âge de zones perturbées et à la compréhension de la dynamique forestière. »

Thèse soutenue le 14 décembre 2009 - Université de Montpellier 2.

Encadrement d'étudiants de 2ème cycle universitaire

Aussenac Raphaël, 2012. Dynamique de la biomasse post-exploitation à faible impact et variabilité des réponses spécifiques. Master en Sciences-Technologies-Santé, Mention : ECOLOGIE, Spécialité : Écosystèmes Tropicaux Naturels et Exploités, Université Antilles Guyane, 43 p.

Pavoine Laura, 2012. Élaboration d'un protocole de suivi des impacts carbone de l'exploitation forestière sous aménagement forestier durable dans la Municipalité de Cotriguaçu au Brésil. Master « 3A Spécialité Gestion Environnemental des Ecosystèmes et Forêts tropicales » AgroParisTech. Rapport de diplôme d'Ingénieur forestier, AGroParisTech, 75 p.

Guerrère Vincent 2011. Quelles variables environnementales permettent d'expliquer la répartition spatiale de la biomasse forestière – cas d'étude de la forêt de Counami. Master en Sciences-Technologies-Santé, Mention : écologie, Spécialité : Écosystèmes Tropicaux Naturels et Exploités, Université Antilles Guyane, 43 p.

Barrabé L. Provot L. & Henry M. 2004. Estimations de biomasse en Forêt guyanaise. Cohérence avec les données radar. Module d'enseignement Forêts Tropicales Humides (10 jours), AgroParisTech.

Bonvalot A-F. 2010. Bilan carbone dans le sol : premières estimations et relation avec les habitats forestiers (Paracou). Ecole Polytechnique 3ème année (4 mois). Co-encadrement Heidy Schimann (INRA, UMR Ecofog)

Bose R., Diarrassouba A., Mc Lean P., Sall B. & Triquenot A. 2008. Effets des incertitudes de mesures des diamètres sur les bilans de carbone en forêts tropicales humides. Module d'enseignement Forêts Tropicales Humides (10 jours), AgroParisTech.

Massot H. 2006. Conséquences de l'ouverture de la canopée sur la diversité spécifique et la composition floristique des forêts tropicales humides. INAPG, année de césure, 33 p. Co-encadrement avec Chris Baraloto (INRA, UMR Ecofog).

Kerharo L. 2006. Traitement statistique et valorisation des données d'un réseau de dispositifs permanents forestiers en Guyane (ONF-CIRAD). Licence Professionnelle « Environnement », Université Antilles-Guyane, 35 p.

Roelens J-B. 2005. Structure et dynamique spatiale d'une espèce d'arbre, *Eperua falcata* Aublet, en forêt tropicale humide de Guyane française. DEA Université Antilles Guyane 30 p.

Cima M, Détourbe J. Forcet M. & Razafimamonjy N. 2005. Diagnostic de l'état de croissance des arbres dans une futaie hétérogène de forêt tropicale humide. L'angélique dans tous ses états.

Module d'enseignement Forêts Tropicales Humides (10 jours), AGroParisTech. Co-encadrement : E. Nicolini (UMR AMAP).

Mokrani A. 2004. Typologie des trouées d'abattage par télédétection. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier, année de césure, 30 p. Co-encadrement : V. Gond (UMR Ecofog, Cirad-forêt)

Ourabah A. 2004. Dynamique des espèces d'arbres après exploitation : effets de la distance et de la taille des trouées d'abattage. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier, année de césure, 10 p. Co-encadrement : JP Pascal (UMR Ecofog, CNRS)

Tanguy M. 2004. Impact potentiel des pathogènes du sol sur la germination et la croissance de plantules de *Vouacapoua americana* Aublet. Ecole nationale d'Ingénieur en Horticulture et Paysage. Co-encadrement : C. Dutech (INRA Bordeaux)

Barrabé L., Provot L. & Henry M. 2004. Dynamique de croissance et évolution de la forme d'individus de *Tachigali melinonii* sur le dispositif de Paracou. Module d'enseignement Forêts Tropicales Humides (10 jours), AGroParisTech. Co-encadrement : P. Heuret (UMR AMAP, INRA)

Gatelier S. 2003. Caractérisation d'une forêt tropicale humide par l'étude de sa canopée. DEA Ecologie des systèmes continentaux, Université de Toulouse II, 29 p. (+ annexes). Co-encadrement avec V. Trichon (UMR Ladybio, université Toulouse)

De Roubin A. 2003. Contribution à l'élaboration d'une méthode de diagnostic post-exploitation dans les forêts denses tropicales humides de Guyane française. DESS Gestion des Ecosystèmes Agro-Sylvo-Pastoraux, Université Paris XII Val de Marne, 50 p. (+ annexes).Co-encadrement avec S. Guitet (ONF Cayenne).

Ferreira F. 2003. Identification des trouées d'abattage par télédétection. Mestrado, Université Fédérale Rural d'Amazonie. Co-encadrement avec V. Gond (UMR Ecofog, Cirad-forêt).

Loiseau M, Garnier D., Miller K., Travers S., Mbaro T., Giordanengo T. 2003. Relation entre répartition spatiale de jeunes arbres et facteurs environnementaux. Module d'enseignement Forêts Tropicales Humides (10 jours), AgroParisTech.

Bouchet-Lannat F. 2002. Etude de l'impact de l'exploitation forestière en Guyane française à travers la structure et la composition floristique des peuplements. DAAAger INA Paris Grignon , 52 p. (+ annexes).Co-encadrement avec S. Gourlet-Fleury (upr105 Cirad).

Cluypers D., Glattard E., Lejonc G. & Oriol E. 2002. Elaboration d'une méthode de diagnostic post-exploitation à partir du cas de la forêt de Counami (Guyane française). Module d'enseignement Forêts Tropicales Humides (10 jours), AgroParisTech.

6 ACTIVITES D'ENSEIGNEMENT

- *TD de statistiques* (60 ETD en 1996-97), DEUG B1, Univ. Lyon 1

- Cours sur l'écologie forestière (biodiversité, dynamique forestière)

Master « Ressources en milieu Intertropical », Université Antilles-Guyane (2006)

Module « Forêt Tropicale Humide » ENGREF (2003 à 2007)
Licence professionnelle « environnement », Université Antilles-Guyane.

7 ACTIVITES EDITORIALES

Annals of Forest Science, Conservation Letters, Biogeosciences, Bois et Forêts des Tropiques, Forest Ecology and Management, Journal of Tropical Ecology, International Forestry Review, PLOS One.

8 LISTE DES PRODUCTIONS SCIENTIFIQUES

ARTICLES DANS DES REVUES A COMITE DE LECTURE A FACTEUR D'IMPACT

2013

27. Slik F., Paoli G., McGuire K., Amaral I., Barroso J., Bastian M., **Blanc L.**, Bongers F., Boundja P., Clark C., Collins M., Dauby G., Ding Y., Doucet J-L., Eler E., Ferreira L., Forshed O., Fredriksson G., Gillet J.-F., Harris D., Leal M., Laumonier Y., Malhi Y., Mansor A., Martin E., Miyamoto K., Araujo-Murakami A., Nagamasu H., Nilus R., Nurtjahya E., Oliveira A. , Onrizal O., Parada-Gutierrez A., Permana A., Poorter L., Poulsen J., Ramirez-Angulo H., Reitsma J., Rovero F., Rozak A., Sheil S., Silva-Espejo J., Silveira M., Spironelo W., ter Steege H., Stevart T., Navarro-Aguilar G.E., Sunderland T., Suzuki E., Tang J., Theilade I., van der Heijden G., Valkenburg J., Do T.V., Vilanova E., Vos V., Wich S., Wöll H., Yoneda T., Zang R., Zhang M.-G. & Zweifel N. Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 1261–1271.

26. Baraloto C., Molto Q., Rabaud S., Hérault B., Valencia R., **Blanc L.**, Fine P.V.A. & J. Thompson J. Rapid simultaneous estimation of aboveground biomass and tree diversity across neotropical forests: a comparison of field inventory methods. *Biotropica*, 45 (3), 288-298.

25. Molto Q, Rossi V. & **Blanc L.** Errors propagation in biomass estimation in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(2), 175-183.

2012

24. Vincent G., Sabatier D., **Blanc L.**, Chave J., Weissenbacher E., Pélissier R., Fonty E. , Molino J.-F. & Couteron P. Accuracy of small footprint airborne LiDAR in its predictions of tropical moist forest stand structure. *Remote Sensing of Environment*, 125, 23-33.

23. Ferry B., Bontemps J-D., **Blanc L.** & Baraloto C. Is climate a stronger driver of tree growth than disturbance? A comment on Toledo et al. *Journal of Ecology*, 100, 1065–1068.

22. Dubois-Fernandez P.C., Le Toan T, Daniel S., Oriot H., Chave J., **Blanc L.**, Villard L., Davidson M.W.J. & Petit M. 2012. The TropiSAR Airborne Campaign in French Guiana: Objectives, Description, and Observed Temporal Behavior of the Backscatter Signal. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 50(8), 3228-3241.

21. Baraloto C., Hérault B., Paine C.E.T, Massot H., **Blanc L.**, Bonal D., MolinoJ-F., Nicolini E.A. & D. Sabatier. Contrasting taxonomic and functional responses of atropical tree community to selective logging. *Journal of Applied Ecology,* 49 (4), 861-870.

20. Sist P., **Blanc L.**, Mazzei L., Baraloto C & Aussenac R. Current knowledge of general patterns of biomass dynamics after logging in eastern amazonian forest. *Bois et Forêts des Tropiques*, 314 (4), 41-49.

19. Vincent G., Caron F., Sabatier D. & **L. Blanc**. LiDAR shows that higher forests have more slender trees. *Bois et Forêts des Tropiques*, 314 (4), 51-56.

2011

18. Baraloto C., Rabaud S., Molto Q. **Blanc L.**, Fortunel C., Hérault B., Davila N., Mesones I., Rios M., Valderrama E., Fine P.V.A. 2011. Disentangling stand and environmental correlates of aboveground biomass in Amazonian forests.*Global Change Biology*, 17, 2677-2688.

17. Rutishauser E., Barthélémy D., **Blanc L.** & Nicolini E.A. 2011. Crown fragmentation assessment in tropical trees: method, insights and perspectives. *Forest Ecology and Management*, 261, 400-407.

2010

16. Wagner F. Rutishauser E., **Blanc L.** & Hérault B. 2010.Effects of plot size and census interval on descriptors of forest structure.*Biotropica*, 42 (6), 664-671.

15. Hérault B., Beauchêne J., Muller F., Wagner F., Baraloto C., **Blanc L.** & Martin J.-M. Modeling decay rates of dead wood in a neotropical forest. *Oecologia*, 164, 243-251.

14. Hérault B., Ouallet J., **Blanc L.**, Wagner F. & C. Baraloto. 2010. Growth responses trees to logging gaps.*Journal of Applied Ecology,* 47, 821–831.

13. Rutishauser E., Wagner F., Hérault B., Nicolini E. & **L. Blanc.** 2010. Contrasting above-ground biomass balance in a Neotropical rain forest.*Journal of Vegetation Science*, 21, 672–682.

12. Ferry B., Morneau F. Bontemps J-M., **Blanc L.**& Freycon V. 2010. Higher treefall rates on slopes and waterlogged soils result in lower stand biomass and productivity in a tropical rain forest. *Journalof Ecology*, 98, 106-116.

11. Phillips O.L., G. van der Heijden, Lewis S.L., Lopez-Gonzalez G., Aragao L.E.O.C., Lloyd J., Malhi Y., Monteagudo A., Almeida S., Alvarez Davila E., Amaral I., Andelman S., Andrade A., Arroyo L., Aymard G., Baker T.R., **Blanc L.**, Bonal D., Alves de Oliveira A.C., Chao K-J. , Cardozo N.C., da Costa L., Feldpausch T.R., Fisher J.B., Fyllas N.M., Freitas M.A., Galbraith D., Emanuel Gloor E., Higuchi N., Honorio E., Eliana Jimenez E., Keeling H., Killeen T.J., Lovett J.C., Meir P., Mendoza C., Morel A., Nunez Vargas P., Patino S., Peh K. S-H.Pena Cruz A., Prieto A., Quesada C.A., Ramırez F., Ramırez H., Rudas A., Salamao R., Schwarz M., Silva J., Silveira M., Ferry Slik J.W., Sonke B., Thomas A.S., Stropp J., Taplin J.R.D., Vasquez R. & Vilanova E. 2010. Drought–mortality relationships for tropical forests, *New Phytologist*, 187, 631–646.

2009

10. M. Gloor, O.L. Phillips, Y. Malhi, J.J. Lloyd, S.L. Lewis, T.R. Baker, G. López-Gonzalez, J. Peacock, S. Almeida, A.C. Alves de Oliveira, E. Alvarez, I. Amaral, L. Arroyo, G. Aymard, O. Banki, **L. Blanc**, D. Bonal, P. Brando, K.-J. Chao, J. Chave, N. Dávila, T. Erwin, J. Silva, A. di Fiore, T. Feldpausch, A. Freitas, R. Herrera, N. Higuchi, E. Honorio, E. Jiménez, T. Killeen, W. Laurance, C. Mendoza, A. Monteagudo, A. Andrade, D. Neill, D. Nepstad, P. Núñez Vargas, M.C. Peñuela, A. Peña Cruz, A. Prieto, N. Pitman, C. Quesada, R. Salomão, M. Schwarz, J. Stropp, F. Ramírez, H. Ramírez, A. Rudas, H. ter Steege, N. Silva, A. Torres, J. Terborgh, R. Vásquez & G. van der Heijden. 2009. Does the disturbance hypothesis explain the biomass increase in basin-wide Amazon forest plot data? *Global Change Biology*, 15(10), 2418-2430.

9. **Blanc L.**, Echard M., Herault B., Bonal D., Marcon E., Chave J. & Baraloto C. 2009. Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest. *Ecological Applications,* 19 (6), 1397-1404.

8. Phillips, O.L., Aragão, L., Fisher, J.B., Lewis, S.L., Lloyd, J., López-González, G., Malhi, Y,. Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Banki, O.S., **Blanc, L.**, Bonal, D., Brando, P., Chave, J., de Oliveira, A.C., Dávila Cardozo, N., Espejo, J., Feldpausch, T., Aparecida Freitas, M., Higuchi, N., Jiménez, E., Meir, P., Mendoza B. C., Morel, A., Neill, D., Nepstad, D., Patiño, S., Peñuela, M.C., Prieto, A., Ramírez, F., Schwarz, M., Silveira, M., Sota, A., ter Steege, H., Stropp, J., Vásquez, R., Zelazowski, P., Alvarez Dávila, E., Andelman, S., Erwin, T., di Fiore, A., Chao, K.-J., Honorio, E., Keeling, H., Killeen, T., Laurance, W., Nascimento, H., Peña Cruz, A., Pitman, N., Núñez Vargas, P., Ramírez, H., Rudas, A., Salamão, R., Silva, N., Terborgh, J. & Torres, A. 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science*, 323, 1344-1347.

7. Guitet S., **Blanc L.**, Trombe P.-J. & Lehallier B. 2009. Traitements sylvicoles en forêt tropicale guyanaise : le bilan de 10 ans d'expérimentations. *Bois et Forêts des Tropiques,* 301 (3), 7-19.

2007

6. Baraloto C., Morneau F., Bonal D., **Blanc L.** & Ferry B. 2007. Seasonal water stress tolerance and habitat associations within four neotropical tree genera. *Ecology* 88 (2), 478-489.

2006

5. Degen B., **Blanc L.**, Caron H. , Maggia L., Kremer A. & S. Gourlet-Fleury. 2006. Impact of selective logging on genetic composition and demographic structure of four tropical tree species. *Biological Conservation,*131, 386-401.

2005

4. Gourlet-Fleury S., **Blanc L.**, Picard N., Sist P., Dick J., Nasi R., Swaine M. & E. Forni 2005. Grouping species according to dynamics criteria: use and limits for studying and predicting tropical forest dynamics. *Annals of Forest Science,* 62 (8), 785-796.

3. Gourlet-Fleury S., Cornu G., Jésel S., Dessard H., Jourget J-G, **Blanc L.** & N. Picard .2005. Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests: a case study from French Guiana. *Forest Ecology and Management*, 209 (1-2), 69-86.

2003

2. **Blanc L.** & J.McP. Dick. 2003. Errors in repeated measurements of soil water content in pots using a ThetaProbe. *Soil Use and Management*, 19, 87-88.

2000

1. **Blanc L.**, Maury-Lechon G., & J-P. Pascal 2000. Structure, floristic composition and natural regeneration in the forests of Cat Tien National Park, Vietnam: an analysis of the successional trends. *Journal of Biogeography*, 27, 141-157.

ARTICLES DANS DES REVUES A COMITE DE LECTURE SANS FACTEUR D'IMPACT

Vincent G., Weissenbacher E., Sabatier D., Proisy C., **Blanc L.** & Couteron P. 2010. Détection des variations de structure de peuplements en forêt dense tropicale humide par lidar aéroporté. *Revue française de photogrammétrie et de télédétection*191, 42-51.

Sist P., Gourlet-Fleury S., **Blanc L.**, Mazzei L., Priyadi H. & Ruschel A.R. 2010. Limits of selective logging techniques including RIL in tropical forests to sustain timber yields and to achieve sustainable forest management in general.*International Forestry*, 12 (5), 116.

Blanc L., Flores O., Molino J.-F., Gourlet-Fleury S., Sabatier D. 2004. Diversité spécifique et regroupement d'espèces arborescentes en forêt guyanaise. *Revue Forestière Française*, numéro spécial 2003, 131-146.

CHAPITRES D'OUVRAGES A COMITE DE LECTURE

Elouard C. & **L. Blanc.** 2003. Regeneration strategy and spatial distribution pattern of Neobalanocarpusheimii (Dipterocarpaceae) in the lowland dipterocarp forest of Pasoh, Penisular Malaysia. In: Okuda T., Manokaran N., Matsumoto Y., Niiyama, K., Thomas, S.C., and P.S. Ashton, Editors. Pasoh: Ecology of a lowland tropical rain forest in Southeast Asia. Springer-Verlag, Tokyo, 273-284.

COMMUNICATIONS EN CONFERENCES INTERNATIONALES AVEC ACTES ET COMITE DE LECTURE

Daniel S., Dubois-Fernandez P., Thuy L.T., Chave J., **Blanc L.** & Davidson M. 2010.P-band SAR study of tropical forest in French Guiana. In: Neale CMU & Maltese A. (Eds). Conference on Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XII, Toulouse, France, sept 20-22, 2010. Remote sensing for agriculture, ecosystems, and hydrology XII Book Series: Proceedings of SPIE -The International Society for Optical Engineering. Volume 7824.

Dubois-Fernandez P., Oriot H., Coulombeix C., Cantalloube H., du Plessis O.R., Toan T.L., Daniel S., Chave J., **Blanc L.**, Davidson M., & Petit M. 2010. Tropisar : exploring the temporal behavior of P-Band Sar data. IEEE International Geoscience and remote sensing symposium, Honolulu, Hawaï, june 25-30, 2010. 2010 IEEE International Geoscience and remote sensing symposium. Book Series: IEEE International Symposium on Geoscience and Remote Sensing IGARSS, pp: 1319-1322.

Gourlet-Fleury S., Cornu G., Jésel S., Dessard H., Jourget J.G., **Blanc L.**, Picard N. 2005. Using models for predicting recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests. In : Parrotta John A. (ed.), Maître Henri-Félix (ed.), Auclair Daniel (ed.), Lafond Marie-Hélène (ed.). Meeting the challenge :silvicultural research in a changing world. Vienne : IUFRO, p. 46-48. Meeting the Challenge :Silviculture Research in a Changing World, 2004-06-14/2004-06-18, La Grande Motte, France.

Elouard C., **Blanc L.**, Appanah S. 1996. Fruiting and seedling survival of Neobalanocarpusheimii in Peninsular Malaysia.In : Proceedings Fifth Round Table Conference on Dipterocarps, 7-10, November, 1994, Chiang Mai, Thailand. pp 520-527.

COMMUNICATIONS EN CONFERENCES NATIONALES AVEC ACTES ET COMITE DE LECTURE

Blanc L., Maury-Lechon G., Pascal J-P. (1998). Etude des successions forestières dans le Parc National de Cat Tien. In : Systèmes Ecologiques et Actions de l'Homme, Programme Environnement, Vie et Sociétés, CNRS (Ed.). Meudon, France, pp 21-27.

COMMUNICATIONS INVITEES

Blanc L. Impact of climate change on the ecosystems of the Amazonian rainforests: summary of knowledge; 15èmes rencontres des forestiers de la Caraïbe, Guadeloupe, Sainte-Rose, 14-18 juin 2010.

COMMUNICATIONS SANS ACTES

Sist P. & TFO Network. 2013. Is tropical forest conservation through silviculture possible ? The contribution of tropical managed Foerst network, "Bosques, comptetividad y territories ostenibles" IUFRO Conference San José, Costa Rica. 12-15th June 2013

V. Blanfort, L. Ponchant, C. Dezecache, C. Stahl, V. Freycon, J. Huguenin, L. Blanc& S. Fontaine. 2012. Dynamique du carbone dans les sols de prairies issues de la déforestation de la forêt amazonienne : étude d'une chronoséquence en Guyane française. 19ème Rencontres autour des recherches sur les ruminants, 5-6 décembre 2012, Paris, France.

Sist P., Mazzei L., Blanc L., Ademir R., Rossi V.&Kanashiro, M.2012. Long term impact of logging on carbon storage and tree diversity in the Amazon Basin.In : 49th Annual meeting of the Association for Tropical Biology and Conservation (ATBC 2012) : Ecology, evolution and sustainable use of tropical biodiversity, Bonito-MS, Brasil, 18-22 june2012.

Sist P., Blanc L., Baraloto C. & Mazzei L. 2011.Current knowledge of general patterns of biomass dynamics after logging in amazonian forests. IUFRO Congress "Research priorities in tropical silviculture: towards new paradigms?".Montpellier, France, 15-18 November 2011.

Q. Molto, V. Rossi, L. Blanc. 2010. Error propagation through a Bayesian network for biomass estimation in neotropical forests, In 25th International Biometric Conference, Floripa, Brazil, 5-10 december 2010.

Dubois-Fernandez P., Oriot H., Coulombeix C., Cantalloube H., Ruault du Plessis O., Le Toan T., Daniel S., Chave J., Blanc L., Davidson M. 2010. TropiSAR, a SAR data acquisition campaign in French Guiana.8th European Conference on Synthetic Aperture Radar (EUSAR), 7-10 June 2010, Aachen, Germany.

Blanc L., Gourlet-Fleury S., Vielledent G., Rutishauser E., Namkosserena S., Yalibanda Y., Baya F. 2009. Effects of silvicultural treatments on the structure and dynamics of tropical moist forests.Examples from French Guiana and Central Africa. International Conference - Knowledge-based management of tropical rainforests, Cayenne, 22-28 november 2009.

Gourlet-Fleury S., Vielledent G., Blanc L., Rutishauser E., Namkosserena S., Yalibanda Y., Baya F. 2009. Effects of silvicultural treatments on the structure and dynamics of tropical moist forests.Examples from French Guiana and Central Africa.The Association for Tropical Biology and Conservation, annual meeting, "Impacts of global changes on tropical ecosystems-cross-cutting the abiotic, biotic and human spheres".Marburg, 27-30 Juillet 2009.

Vincent G. Weissenbacher E., Sabatier D., Couteron P., Blanc L., Proisy C. 2009. Détection des structures forestières à partir de données LIDAR: application à la forêt dense tropicale humide (Guyane). Colloque Techniques Laser pour l'étude des environnements naturels et urbains. SFPT – ESGT, Le Mans 20-21 janvier 2009.

Hérault B., Ouallet J., Baraloto C., Blanc L., Wagner F. 2008. Differential species growth response to canopy openings: a spatially-explicit approach. The Association for Tropical Biology and Conservation, annual meeting, "Past and Recent History of Tropical Ecosystems: Cross-Continental Comparisons and Lessons for the Future". Paramaribo, 9-13 juin 2008.

Rutishauser E., Blanc L., Nicolini E., Guitet S. 2008. Mortality of large trees: a critical process in biomass cycle of tropical forest. The Association for Tropical Biology and Conservation, annual meeting, "Past and Recent History of Tropical Ecosystems: Cross-Continental Comparisons and Lessons for the Future". Paramaribo, 9-13 juin 2008.

Blanc L., Fabre J. Echard M., Pascal J-P. & Freycon V. 2007. Accumulation de biomasse aérienne en forêt tropicale: mythe ou réalité? Analyse de la dynamique des parcelles témoins de Paracou. Ecole Thématique CNRS-Ecofor : « Réponse des écosystèmes forestiers tropicaux aux changements globaux », Fréjus, 21-25 mai 2007.

Blanc L., Guitet S., Gourlet-Fleury S. Sist P. & Mazzei L. 2006.GUYAFOR – Rede de monitoramento de parcelas permanentes para o estudo da dinamica florestal na Guiana Francesa. Alguns resultados da dinâmica florestal. Semaire: Dinâmica de Florestas tropicais, Belém 29 novembre-1 décembre 2006.

Dick J., Williams C., Smith R., Lawson G., Blanc L. & Redhahari. 2003 Comparing a functional classification of one guyanese and three indonesian forests. Biotic interactions in the tropics, British Ecological Society and Association for Tropical Biology and Conservation, University of Aberdeen, 7-10 July 2003.

Gourlet-Fleury S., Delcamp M., Blanc L.& Dessard H. 2003. Grouping species to study and model forest dynamics : what kind of variables do we use ? Biotic interactions in the tropics, British Ecological Society and Association for Tropical Biology and Conservation, University of Aberdeen, 7-10 July 2003.

Forget P.-M., Baraloto C., Blanc L., Charles-Dominique P., Gourlet-Fleury S., Jansen P., Pétronelli P., Riéra B. & Schmitt L. 2002. Sustainable Harvesting of Crabwood Seeds – Regeneration Rate and Predation. Regional Technical Workshop on a Non-TimberForest Product: Critical Issues in the Market and Sustainable and Equitable Use of Crabwood Oil in Guyana. LakeMainstayResort, Guyana, 22-23th November 2002.

Gourlet-Fleury S., Blanc L., Dessard H., Forni E., Nasi R. & Sist P. 2001. Grouping species according to dynamics criteria: use and limits for studying and predicting tropical forest dynamics. EuroWorkshop Functional Groupings of Tropical Trees, 10th-13th December 2001, Heriot-Watt University, Edinburgh.

Blanc L. 1999. Ecological aspects of Dipterocarp species in forests mosaic in Cat Tien National Park (Vietnam). Six Round Table Conference on Dipterocarps, 8-12 February 1999, Bangalore, India.

Blanc L. 1997. Forest communities in Cat Tien National Park, Vietnam.Conference Euroviet III, Session: Environmental Issues, 2-4, July 1997, Amsterdam, The Netherlands.

Blanc L., Maury-Lechon G., Pascal J-P. 1997. Etude des successions forestières dans le Parc National de Cat Tien. Colloque franco-vietnamien CNRS-CNST " La science en coopération pour le développement durable ", 23-25 septembre 1997, Hanoï, Vietnam.

MEMOIRES

Blanc L. 1998. Les formations forestières du Parc National de Cat Tien (Viêt-nam) : caractérisation structurale et floristique, étude de la régénération naturelle et de la dynamique successionnelle. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard, Lyon 1. 206 p.

Blanc L. 1994. De la dispersion des graines au recrutement des plantules : théories et modèles. Le cas des forêts tropicales. DEA "Analyses et Modélisation des Systèmes Biologiques". Mémoirebibliographique. Université Claude Bernard, Lyon 1. 34 p.

Blanc L. 1994. La stratégie de régénération d'une Dipterocarpaceae, Neobalanocarpusheimii par l'étude des structures spatiales à Pasoh (Malaisie). DEA "Analyses et Modélisation des Systèmes Biologiques". Mémoire Technique. Université Claude Bernard, Lyon 1. 44 p.

SEMINAIRES

Angusseau X. & Blanc L. Gestion territoriale des ressources. Les activités du cirad à la Réunion et en Guyane. Journée DOM, séminaire Cirad, Montpellier, 5 juillet 2011.

Blanc L. Bilan de carbone des écosystèmes forestiers et déforestés de Guyane. Une approche intégrée, interdisciplinaire, pluri-institutionnellerépondant aux enjeux des changements globaux. Biome amazonien - Réunion technique franco-brésilienne, Cayenne, 12 et 13 avril 2011.

Blanc L. Guyafor : a network of research permanent plots of tropical forests (French Guiana). Séminaire final Projet TROPISAR, ESA, Leiden, 6 janvier 2011.

Blanc L. &V. Blanfort. Bilan de C des écosystèmesforestiers et déforestés de Guyane une approche intégrée, interdisciplinaire, pluri-institutionnelle répondant aux enjeux des changements climatiques. Journée plénière scientifique département Cirad Environnement & Sociétés, 5 juillet 2010.

Blanc L. &V. Blanfort.Bilan de carbone des écosystèmes forestiers guyanais : quel rôle et quels enjeux pour le développement agricole de la Guyane? Petits déjeuners thématiques de Guyane Technopole – 18 juin 2010.

Blanc L. La forêt guyanaise et les données de terrain. Journées du projet Biomass – Tropisar, Paris 4 - 5 Février 2010.

Blanc L.& Bonal D. Stockage et flux de CO2 en forêt tropicale humide guyanaise. Rencontre chercheurs gestionnaires des espaces naturels (ONF et Parcs). Cayenne, 18 juin 2009.

Blanc L. (2008). Méthodologie et suivi à long terme des écosystèmes forestiers. Atelier placettes permanentes et suivi continu dans les DFA, Guadeloupe 23 au 25 juin 2008.

Blanc L. (2007). Présentation des activités de recherche de l'équipe "Diversité, organisation et dynamique des écosystèmes forestiers tropicaux: questions, moyens, projets et perspectives", comité de pilotage de l'UMR Ecologie des Forêts de Guyane, Kourou, 5-6 novembre 2007.

Baraloto C., Blanc L., Bonal D., Goret J.-Y., Guitet S., Hérault B., Nicolini E., Pascal J.-P., Pétronelli P. Scotti I., Scotti-Saintagne C. (2007). Influence de l'intensité d'exploitation et du degré d'ouverture de la canopée en forêt tropicale humide sur le maintien et la dynamique de la biodiversité. Séminaire intermédiaire ECOFOR" Biodiversité et Gestion forestière. Enjeux écologiques et sociaux ", Ferrières en Brie, 4-5 septembre 2007.

Blanc L., Baraloto C & Guitet S. 2007. Monitoring tree diversity in permanent census plots. BRIDGE – Work-Package 1, Kick-Off meeting, 20-21 Février, Kourou.

Blanc L. 2007. Le programme FONFOR : établir les conditions de la durabilité des écosystèmes. Journées de restitution CPER 2000-2006/SILVOLAB Guyane, Rémire-Montjoly, 6-7 mars 2007.

Gourlet-Fleury S. &Blanc L. (2004) Réaction des peuplements forestiers à l'exploitation : du suivi des arbres à l'écologie des populations et des peuplements. 1984-2004 : 20 ans de recherches sur le dispositif sylvicole expérimental de Paracou (Guyane française). Montpellier, Journées du Cirad , 2 septembre 2004.

Blanc L. (2004). Tree species dynamics: spatial pattern, demography and environment.Evaluation de l'UPR 37"Dynamique des forêts naturelles", Montpellier, 29 et 30 novembre 2004.

Blanc L. & Guitet S. 2004. Permanent plot: forest dynamics in French Guiana. Panamazonian, Project for the Advancement of Networked science in Amazonia, Toulouse, 2-4 February 2004.

Blanc L. 2003. Etude de la dynamique des écosystèmes forestiers : les placettes permanentes de suivi de la dynamique forestière après exploitation. Séminaire Silvolab « Bilans et perspectives des recherches sur les écosystèmes forestiers guyanais dans le cadre du XIIème CPER », Cayenne, 24-26 septembre 2003.

Blanc L. (2000). Floristic and forest structure long-term changes in Asian tropical forests: secondary vs mature forests.12 août 2000, Centre for Ecolgy and Hydrology, Edimbourg, Écosse.

Blanc L. (2000). Changes in the structure and floristic composition along a degradation gradient. An example from Patti Ghat Reserve Forest, Karnataka, India. 10 Juillet 2000, Institut français de Pondichéry, Inde.

Blanc L. (1999). Le contexte forestier et l'environnement humain dans la zone du Parc National de Cat Tien. 3ème séminaire "Reconstitution de forêts à Diptérocarpacées dans le Parc National de Cat Tien" (Contrat Communauté Européenne VNM/B7-5041/I/95/19), 25-27Janvier 1999, Bien Hoa, Vietnam.

Blanc L. (1997). L'étude des successions forestières en forêts tropicales : méthodes et problèmes.Seminaire de l'école doctorale "Analyse et modélisation des systèmes biologiques", 15 mars 1997, Université Claude Bernard Lyon 1, France.

Blanc L. (1996) Forests research activities in Cat Tien National Park : why do we need permanent plots ? 3ème séminaire "Reconstitution de forêts à Diptérocarpacées dans le Parc National de Cat Tien" (Contrat Communauté Européenne VNM/B7-5041/I/95/19), 11-13 décembre 1996, Bien Hoa, Vietnam.

RAPPORTS DE CONTRAT

Blanc L. 2011. Un observatoire des forêts guyanaises : 2008-2011 : estimation du stock de carbone dans les forêts guyanaises. Rapport final de contrat FEDER. 18 p.

Dubois-Fernandez P., Le Toan T., Chave J. &Blanc L. 2011. Technical assistance for the development of airborne SAR and geophysical measurements during the Tropisar 2009 experiment.Rapport final du projet TROPISAR - Agence Spatiale Européenne et Centre National d'Etudes Spatiales - rapport de projet, 161p.

Blanc L. 2010. Guyafor : un observatoire des forêts guyanaises. 2007-2010 : estimation du stockage de carbone des forêts guyanaises. Contrat de Plan Etat-Région Rapport de projet (2 ans) – 9 p.

Blanc L. 2009. Guyafor : un observatoire des forêts guyanaises. 2007-2010 : estimation du stockage de carbone des forêts guyanaises. Contrat de Plan Etat-Région Rapport de projet (1 an) – 13 p.

Blanc L. 2007. Etude de la régénération de quelques espèces forestières de Guyane. Contrat de Plan Etat-Région. « Silvolab programme FONFOR Fonctionnement de la forêt ». Rapport de fin de projet, 13 p.

Blanc L.& Guitet S. 2007. Placettes permanentes de suivi de la dynamique forestière. Contrat de Plan Etat-Région. « Silvolab programme VALOM Valorisation de la forêt ». Rapport de fin de projet, 11 p.

Maury-Lechon G., Millet J., Blanc L., Tronche R. & Debard N. 1999. Réalisation d'un dispositif expérimental de plantation forestière: concepts, méthodes et principaux résultats. Rapport de fin de projet, Contrat Communauté Européenne VNM/B7-5041/I/95/19. 189 p.

RAPPORTS D'EXPERTISE

Blanc L. 2012. Développement de projets pilotes REDD et aménagement forestier durable. Mission d'appui au stage deLaura Pavoine.Rapport pour le compte de l'ONF International - 18 p.

Blanc L. 2009. Expertise sur les programmes de recherche sur le carbone des forêts et de lutte contre la déforestation et la dégradation des forêts sur le plateau des Guyanes (Guyana, Surinam, Guyane Française et Amapa). Rapport pour le compte de l'ONF International - 42 p.

Guitet S., Blanc L., Chave J. & Gomis A. 2006. Expertise sur les références dendromètriques nécessaires au renseignement de l'inventaire national des gaz à effets de serre pour la forêt guyanaise. Rapport Ministère de l'Agriculture et de la Pêche – 40 p.

VULGARISATION

Presse écrite

Bonal D., Blanc L., Demenois J. 2009. Que sait-on aujourd'hui sur le rôle de la forêt guyanaise dans le cycle du carbone ? Une saison en Guyane n°3.

Blanc L. Guitet S. La gestion forestière durable et les questions posées à la recherche. Bande Dessinée « Terre Rouge » Ed. Quae.

Huet Sylvestre « Péril brun sur la forêt amazonienne », Libération, paru le 17-03 2009.Interview

Huet Sylvestre « Une bonne coupe favorise la repousse », Libération, paru le 10-11 avril 2004.Reportage

Radio

Interventions radio sur RFO Guyane diffusées la semaine du 9 au 13 mars 2009 (5 interventions) lors de l'émission « Paroles de scientifiques » sur le thème de l'évaluation des stocks de carbone dans les forêts tropicales guyanaises.

Conférences grand public

Blanc L., Bonal D. « Les forêts tropicales humides : un atout dans la lutte contre l'effet de serre ».Café des Sciences, Cayenne 14 mai 2009.

Film

Film « l'or vert de Guyane » sur le site universscience-vod (2010), la plate-forme vidéo des sciences et des technologies. Réalisation : Keen de Kermadec ; Production : Cité des sciences et de l'industrie. http://www.universcience-vod.fr/media/481/l-or-vert-de-guyane.html

MEMOIRE DE SYNTHESE

1 PREAMBULE

Les enjeux des forêts tropicales et les demandes sociétales qui en découlent ont fortement guidé mon activité de recherche. Ce n'est pas un constat étonnant pour un chercheur du Cirad, censé être aux prises avec les priorités du moment. On peut considérer comme soulignés par (Leroy *et al.*, 2013) que la science serait plus suiveuse qu'initiatrice de l'émergence des thèmes de recherche. L'analyse lexicométrique proposée par ces auteurs montre que l'évolution des thèmes de recherche suit ainsi les grands thèmes de discussion des négociations internationales : la déforestation dans les années 90, la diversité biologique en 2000 et les changements climatiques à partir de 2005. C'est un constat que je nuance dans le cas des recherches sur les forêts tropicales humides. Ces recherches, comme celles que j'ai menées, reposent beaucoup sur des données issues de dispositifs forestiers à long terme, en place depuis trois à quatre décennies pour les plus anciens. Les travaux comme les dispositifs sont lancés bien avant l'émergence de ces thématiques.

Les enjeux liés à l'aménagement des forêts ont beaucoup évolué lors de ces 30 dernières années faisant émerger progressivement des priorités environnementales et sociales fortes en plus des impératifs économiques liés à la production de bois. L'émergence de ces priorités a imposé une redéfinition profonde de l'aménagement des forêts tropicales dans un nouveau contexte de gestion des ressources ou les frontières entre agriculture, forêt et autres ressources naturelles deviennent très perméables. Cette évolution traduit en même temps un changement de perception des écosystèmes forestiers tropicaux. A titre d'exemple, l'exploitation forestière a d'abord été vue comme une cause de déforestation avant d'être considérée comme un outil de lutte contre la déforestation puis comme un outil de conservation des services écosystémiques grâce à un aménagement durable (Reid & Rice, 1997). L'analyse de ce contexte me parait importante car l'évolution des enjeux de l'aménagement durable des forêts a fortement orienté mes activités de recherche. La première partie de ce mémoire présente quelques éléments de ce contexte qui ont influencé mon activité.

L'objectif général des recherches que j'ai menées a été à comprendre le fonctionnement des forêts tropicales pour fournir les bases scientifiques pour une gestion durable des forêts. Ma question de recherche est comprendre le rôle des facteurs environnementaux et anthropiques sur la structure et fonctionnement des forêts dans une double dimension spatio-temporelle. Parmi ces facteurs je me suis particulièrement intéressé aux effets de l'exploitation forestière, de type coupe sélective, telle qu'elle est pratiquée en zones tropicales et à leurs conséquences sur deux services écosystémiques rendus par les forêts, à savoir le carbone et la biodiversité. A partir de ces bases scientifiques s'élaborent les règles de gestion des écosystèmes garantissant le maintien et la mise en valeur durable du patrimoine forestier.

La deuxième partie de ce rapport donne un aperçu des activités que j'ai menées et d'autres à venir. Elle est divisée en trois thèmes.

Le premier présente des travaux sur les aspects méthodologiques liés à la mesure des services écosystémiques. Le rôle des dispositifs permanents sera abordé. Ils ont joué un rôle fondamental dans l'avancée des connaissances sur le fonctionnement des forêts tropicales mais restent des dispositifs exceptionnels. Au-delà des connaissances qu'ils produisent, ils servent aussi de référence pour développer de nouvelles méthodologies, depuis des protocoles d'échantillonnage de terrain jusqu'à la calibration de capteurs aériens pour des suivis des structures forestière sur de grande surface. Le travail de thèse réalisé par Quentin Molto sur l'identification des sources d'incertitudes et la propagation de ces dernières lors de l'estimation du carbone des forêts sera également présenté.

Le second thème aborde les facteurs influençant le fonctionnement des forêts. Avant de comprendre les effets de l'exploitation forestière, il est nécessaire de comprendre la variabilité des différents services mesurés sous l'effet des facteurs environnementaux et des perturbations.

La troisième partie de ce mémoire thème présente trois axes de travail à venir qui, s'ils s'inscrivent dans la continuité des activités passées, se positionnent délibérément dans un cadre pluridisciplinaire afin d'aborder la gestion des ressources forestières en l'intégrant dans le développement d'un territoire.

2 QUELQUES PRECISIONS LEXICALES

L'utilisation du terme de « forêts tropicales naturelles », courante jusque dans les années 90, est désormais rare car sujette à controverses. Ce terme fait référence à des forêts qui n'ont jamais subi aucune influence anthropique. Or tous les écosystèmes terrestres sont, depuis quelques décennies, sous l'influence des changements climatiques dont l'origine anthropique est avérée. D'autre part, il est bien difficile de déterminer si une forêt a été influencée par des activités anthropiques passées, lorsque celles-ci se sont déroulées il y a plusieurs siècles. J'utiliserai donc le terme de « forêts matures »pour désigner des forêts qui n'ont pas subi dans un passé récent de perturbations majeures connues. Ce terme est utilisé avec le même sens que les « old-growth forest » de (Clark, 1996) dont je n'ai trouvé aucune traduction satisfaisante en français.

Au terme anglais unique de "sustainable forest management", correspond en français les deux termes d' « aménagement » et de « gestion » durable des forêts. L'aménagement forestier, concept né en France sous l'ancien régime (Leroy *et al.*, 2013), fait initialement référence à la planification des activités forestières pour l'exploitation. Cette définition a beaucoup évolué au cours des 40 dernières années, traduction des changements de paradigmes de la forêt tropicale évoqués plus loin dans ce document. Les objectifs d'aménagement se sont élargis intégrant les fonctions écologiques et sociales de la forêt. Ce terme d'aménagement rentre dès lors en résonnance avec le terme de gestion durable des forêts, popularisé beaucoup plus récemment au niveau international au début des années 90. La gestion durable est un terme plus englobant regroupant l'ensemble des dispositifs de gestion des forêts, de l'exploitation à faible impact aux paiements pour services environnementaux comme le REDD mis en œuvre par une diversité d'acteurs (populations locales notamment (Leroy *et al.*, 2013). Dans les documents de langue française, les deux termes

se substituent souvent et l'absence de définitions précises pour chacun d'eux peut induire de la confusion. Pour certains auteurs, les termes sont synonymes alors que pour d'autres l'aménagement fait référence plus spécifiquement à une planification d'activités forestières, première étape de la gestion des forêts, pour une durée fixée (25 à 40 ans) et au sein d'un domaine forestier délimité vocation non exclusive de production de bois (concession, domaine forestier permanent par exemple). C'est avec ce sens que j'utilise le terme d'aménagement durable des forêts dans la suite du document. Lorsqu'il sera fait référence dans ce document au terme de gestion durable des forêts, il désignera l'ensemble des dispositifs de gestion des forêts, de l'exploitation à faible impact aux paiements pour services environnementaux comme les mécanismes liés à la Réduction des Emissions dues à la Déforestation et à la Dégradation (REDD +).

J'utiliserai également le terme de services écosystémiques pour faire référence aux services rendus par les forêts tropicales aux êtres humains (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les deux services écosystémiques dont il sera essentiellement question dans ce document sont le stock et le stockage de carbone et la biodiversité.

3 ELEMENTS DE CONTEXTE : L'AMENAGEMENT DES FORETS, QUELS ENJEUX POUR QUELS MODELES?

3.1 UNE PRISE DE CONSCIENCE: LES FORETS TROPICALES HUMIDES SONT UNE RESOURCE MENACEE ET LIMITEE

Les années 70 et 80 marquent assurément un tournant majeur dans la prise de conscience mondiale des problèmes d'environnement et en particulier du problème de la déforestation tropicale. La conférence de Rio, organisée en 1992 sous l'égide de l'ONU, est (trop) souvent citée comme l'évènement et la date de référence. S'il est vrai que cet évènement a popularisé les notions de biodiversité et de gestion durable des ressources et mis dans l'arène médiatique le devenir des forêts tropicales, elle n'est que l'aboutissement d'une prise de conscience publique qui s'est progressivement opérée lors des deux décennies précédentes.

Les Organisation Non Gouvernementales (ONG) ont joué un rôle important par les campagnes de sensibilisation du public. La disparition des forêts tropicales et la nécessité de les protéger ont été le thème de la 1ère campagne mondiale lancée par le WWF en 1975 sur les trois grandes régions forestières tropicales. L'IUCN sensibilise le public sur les disparitions de ces habitats pour les primates. Au milieu des années 80, des campagnes plus radicales de boycott des bois tropicaux issus de la déforestation sont lancées par diverses Organisations Non Gouvernementales (Greenpeace, Rainforest Alliance, Friends of the Earth notamment). Ces premières campagnes, soutenues par un discours radical, dénoncent et accusent les responsables de la déforestation. Les suivantes viseront plus à accompagner des changements avec la certification des produits forestiers et la création du label FSC en 1993 par plusieurs ONG.

L'autre facteur important de la prise de conscience est une plus grande production et diffusion des connaissances scientifiques sur ces systèmes jusqu'alors peu étudiés. Jusqu'aux années 1950, les connaissances sont produites essentiellement par les institutions scientifiques des nations coloniales à forte tradition forestière. Le livre de Richard « The Tropical Rain Forest », issu de cette histoire coloniale et publié en 1952 (Richards, 1952), marque une rupture en attirant une partie de la communauté scientifique vers les forêts tropicales (Chazdon, 2002). Les travaux qui suivent se concentrent sur la biodiversité animale et végétale, qui devient une caractéristique forte de ces milieux, comme en témoigne l'ouvrage de Wilson (Wilson, 1988). Les mécanismes à l'origine de cette biodiversité sont le premier thème majeur, largement diffusé et débattu, des recherches en écologie tropicale (Connell, 1971; Hubbell, 1979).

Ces alertes lancées par les ONG et progressivement relayées par les scientifiques se justifient par les menaces grandissantes qui pèsent sur ces écosystèmes. La déforestation est de loin la principale menace évoquée. Si les forêts tropicales ne représentaient pas jusqu'à la deuxième guerre mondiale d'enjeux d'importants, tout change avec l'explosion démographique qui suit et qui induit un fort besoin en terres agricoles, en bois d'œuvre et bois de feux (Dupuy *et al.*, 1999; Leroy *et al.*, 2013; Cailliez, 1991). En Asie du sud-est, la pression sur les forêts est particulièrement importante en raison de fortes densités de populations. Les cultures à fort rendement économique, notamment l'hévéa puis le palmier à huile, favorisent une conversion des terres forestières. En Amazonie, et particulièrement au Brésil, c'est davantage la volonté de

coloniser un territoire à la fin des années 50 qui va provoquer une forte déforestation. Elle correspond à une volonté politique de l'état fédéral brésilien qui favorise la migration de populations pauvres, soutenue par des politiques publiques, et encourage la déforestation considérée alors comme une pratique de mise en valeur du territoire. Cette colonisation est mise en œuvre par la création d'un réseau routier pour pénétrer à l'intérieur du territoire (BR 10 Belém-Brasilia créée en 1958 et la transamazonienne). La déforestation apparait comme un processus par étapes qui s'enchainent avec sa propre logique économique (Verissimo *et al.*, 1992; Asner *et al.*, 2006). Elle débute par plusieurs passages d'exploitation des forêts pour la production de grumes à de faibles coûts répondant à une forte demande sur les marchés internationaux. Suivent d'autres prélèvements pour des bois à moindre intérêt économique pour les marchés locaux principalement (Uhl *et al.*, 1997). Ces activités forestières génèrent des ressources financières qui sont réinvesties principalement dans l'élevage achevant ainsi la conversion de terres forestières en prairies.

Ainsi les forêts tropicales vues jusqu'alors comme une ressource inépuisable deviennent à partir des années 1970-80 un système limité géographiquement et fortement menacé par les activités humaines. Sommer (1976) estime à 40% la régression de la superficie totale des forêts tropicales humides à partir de données qu'il estime cependant peu fiables en l'absence d'outils de surveillance régionale et continentale. Cet auteur défend une approche plus rationnelle de définition, d'évaluation des surfaces et des volumes, et de gestion des ressources. C'est à cette époque que sont lancés de grands chantiers d'évaluation des couverts forestiers : classification internationale et cartographie de la végétation par l'Unesco (UNESCO, 1973), programme de suivi et de l'état des ressources forestières lancé par la FAO (Sommer, 1976; Lanly, 1982), Plan d'Action des Forêts Tropicales (TFAP) proposé en 1985 par la FAO, la Banque Mondiale et les UNDP et le World Resources Institute. Les premiers résultats de ces programmes d'inventaire et de caractérisation des ressources, notamment les chiffres diffusés par la FAO sur la déforestation au début des années 1990, sont largement repris sous un ton très alarmiste par les ONG, légitimant leurs actions passées et justifiant les boycotts à venir.

Cette prise de conscience de la valeur des forêts tropicales, comme des menaces qui pèsent sur elles, ne s'est pas traduit par un accord international à la différence de ceux existant sur le climat et la biodiversité, essentiellement pour des raisons de souveraineté nationale (Karsenty, 2012). Mais elle a, me semble-t-il, eu deux conséquences majeures qui vont fortement influencer le rôle et l'apposition des chercheurs tout en orientant significativement les activités de recherche en écologie forestière tropicale.

Tout d'abord, cette prise de conscience a fait sortir les forêts tropicales du champ strictement scientifique voire économique pour en faire un sujet de société avec de fortes interactions avec le social et le politique (Leroy *et al.*, 2013). Les services rendus par ces systèmes, réservoir de biodiversité, régulation des climats et de l'eau, rôle dans les changements climatiques, ont positionné cet écosystème au cœur de problématiques de société.

Ensuite en changeant la vision de la forêt tropicale, cette prise de conscience a également remis en cause certains paradigmes (Lugo, 1995).

Ces deux évolutions majeures, présentées ci-dessous, ont eu des répercussions sur la nature des travaux de recherche et leur diffusion, le rôle du chercheur et une remise en cause des modèles de gestion des forêts tropicales.

3.2 QUELLES CONSEQUENCES POUR LA RECHERCHE FORESTIERE?

« … désormais nous aurons de plus en plus besoin de décisions « dures » prises par des hommes politiques pour lesquelles nous ne disposerons que d'évidences molles ou sujettes à controverses » … Il faut donc « apprendre à nous servir de l'ignorance, comme nous savons déjà nous servir de la connaissance ».

« La « science », du moins celle appliquée aux décisions publiques (policy), ne sera jamais plus la même. Elle ne peut plus être catégorique dans ses affirmations ; la présence de l'incertitude devra toujours être reconnue. Même l'ignorance, qui est l'incertitude la plus grande, devra être appréciée pour son interaction dialectique avec la connaissance »

(Ravetz & Funtowicz, 1991)

3.2.1 LA SCIENCE FORESTIERE ET LA DEMANDE SOCIETALE

Fait remarquable de ces dernières décennies, les enjeux liés à la gestion des forêts tropicales sont largement sortis des contextes scientifiques et de gestion de ressources. Les forêts tropicales humides sont donc progressivement devenues des enjeux politiques et sociaux. Ce changement s'est même accéléré ces deux dernières décennies en raison du rôle joué par les forêts dans les changements climatiques. Les taux de déforestation annuel en Amazonie brésilienne sont, par exemple, commentés dans les médias internationaux le jour même de leur sortie comme n'importe quel sujet d'actualité.

Les scientifiques travaillant sur ces enjeux sont donc au centre d'un jeu à plusieurs acteurs impliquant le social, le politique et l'économique comme le souligne dès le début des années 90 (Theys, 1991) : « *au rêve positiviste d'une société gouvernée par le vrai et le faux s'oppose l'image d'une science devenue l'otage ou l'instrument d'un jeu social où s'affrontent pouvoirs publics, groupes de pression et scientifiques eux-mêmes, jeu dans lequel experts et médias occupent désormais une place centrale* ».Ils sont sollicités en permanence. Sur le thème des changements climatiques, le scientifique est même devenu un « médiateur » (Dominique Bourg). Les changements climatiques n'ont pas « de représentation morale et politique », ne sont pas perçus et ressentis. C'est donc au scientifique de porter le message. Et il ne peut pas se soustraire à cette responsabilité.

Si cette évolution a modifié le rôle du chercheur, elle a également orienté les recherches et les questionnements en écologie forestière tropicale (Baker *et al.*, 2010).

Une de ces demandes a été de mieux comprendre le rôle des forêts tropicales dans le cycle du carbone atmosphérique. Les résultats attendus sont importants puisqu'ils visent à identifier les critères, les indicateurs et les méthodes à utiliser pour les projets de types REDD+ (Foley *et al.*, 2007). C'est le cas, par exemple, de la méthodologie MRV (« *Monitoring, Reporting, Verification* ») mis en œuvre dans le cadre de projets REDD+ par les programmes de la Banque Mondiale. Ainsi

ces 20 dernières années la quantification du carbone des forêts tropicales a été un thème majeur de recherche alors que ce thème était pratiquement absent de la littérature scientifique jusqu'en 1995. Cette quantification s'inscrit afin d'établir des bilans spatiaux (Saatchi *et al.*, 2007; Asner *et al.*, 2010; Baccini *et al.*, 2012) et temporelle en relation avec les impacts causés par l'homme. Ces travaux ont clairement fait émerger la nécessité d'améliorer les outils de mesure du carbone à grande échelle (> 1 km^2) donc essentiellement par une approche aérienne (Goetz *et al.*, 2009). Des avancées méthodologiques importantes ont été réalisées dans ce domaine. Il est d'ailleurs remarquable de noter que les outils plus classiques n'aient pas reçu le même intérêt (allométries pour quantifier la biomasse aérienne ou souterraine).

Outre la demande, c'est aussi la nécessité de diffuser rapidement les résultats qui a des incidences sur les activités de recherche. La science doit répondre à tout, très vite au risque de simplifications et d'approximations dans le choix des objets d'étude par le chercheur. Le rôle de la forêt dans le cycle du carbone a souvent été analysé à travers ses deux situations extrêmes, à savoir un couvert forestier considéré comme naturel ou une zone déforestée. Si les zones intermédiaires n'ont pas été prises en compte dans ces bilans c'est en partie à cause de la complexité d'établir une comptabilité carbone pour ces zones mais également à cause de la nécessité de produire rapidement des chiffres.

Dans cette nouvelle donne, certains résultats et les hypothèses associées vont recevoir un large écho et seront plus facilement médiatisés. Avancer l'hypothèse des changements climatiques pour expliquer des changements de fonctionnement des forêts sera beaucoup plus séduisant et rencontrera un écho plus large par rapport à d'autres hypothèses. A l'inverse, les résultats qui ne s'inscrivent pas dans cette approche carbone sont peu intégrés. Sur des sujets moins sensibles, la science ne se fait pas entendre comme la sylviculture (GNFT, 2012) ou les apports de l'écologie pour améliorer les plans d'aménagement forestier (Sheil & Van Heist, 2000). Toujours sur le thème du carbone, il est par exemple difficile, pour les scientifiques, de se faire entendre sur les notions de précision des estimations du carbone forestier. Or les estimations de stock de carbone stocké dans les écosystèmes (Clark & Kellner, 2012) comme les émissions de carbone issus du changement d'utilisation des terres (Arora & Boer, 2010) sont peu précises car entachées de beaucoup d'incertitudes. Les sources de ces incertitudes sont diverses et connues (Goodman *et al.*, 2012). Cette notion d'imprécision est totalement absente des discussions internationales sur les changements climatiques (Viard-Crétat, *comm. pers.*) alors que c'est un thème de recherche important. Un travail de doctorat, réalisé par Quentin Molto, a été lancé sur ce sujet. Les valeurs brutes de stock de carbone sont donc à manier avec précaution mais les scientifiques apparaissent désarmés pour communiquer efficacement sur ce thème. Ainsi en Amazonie brésilienne, un décret relatif à un plan d'action de lutte contre la déforestation (décret N° 7390[1], du 9 décembre 2010) applique une valeur unique de 132,3 tonnes de carbone/ha pour toute l'Amazonie brésilienne. Alors que la caractérisation de la variabilité du couvert carboné des forêts et la recherche des facteurs à l'origine de cette variabilité est un thème de recherche majeur !

[1] Voir http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/2010/decreto-7390-9-dezembro-2010-609643-normaatualizada-pe.html

3.2.2 VERS UNE REDEFINITION DES PARADIGMES

Une conséquence importante de cette prise de conscience a été également de requestionner plusieurs paradigmes liés à la place et au rôle de l 'homme dans le fonctionnement et l'évolution des forêts tropicales (Lugo, 1995).

La disparition, ou l'utilisation désormais réduite du terme de « forêts vierges » est certainement ce qui symbolise le mieux ce changement de paradigme. En l'espace de plusieurs décennies, on est progressivement passé d'une vision d'un système stable, car vierge de toutes perturbations (humaines notamment), et fragile à celle d'un système dynamique car perturbé à différentes échelles spatio-temporelles depuis longtemps (plusieurs siècles) et résilients. Les enjeux de conservation qui ne pouvaient être atteints qu'en protégeant intégralement des systèmes non perturbés (Sayer *et al.*, 2000) se réorientent davantage vers la matrice paysagère, mosaïque d'écosystèmes dans différents états.

L'homme, clairement hors de l'écosystème, fait progressivement partie prenante de son fonctionnement et de son évolution comme l'affirme Babin (Coll, 2004) en introduction du livre « Beyond tropical deforestation » : «*« We accept that people are an integral part of all forest systems and it is no longer acceptable to treat people as exogenous to these systems ».* Cette nouvelle vision n'est pas spécifique à la forêt, l'homme étant et devant être progressivement intégré comme partie prenante des systèmes biologiques (Hubert, 2008). Par exemple, on retrouve ce changement de paradigme dans la définition de la biodiversité donnée par Barbault : « *la biodiversité c'est le passage du concept de l'homme et la nature à celui de l'homme dans la nature* »[2]. Ce changement de paradigme aboutit même à la notion de socio-écosystèmes et à de nouveaux questionnements de recherche largement diffusés par le Millenium Ecosystem Assessment (Carpenter *et al.*, 2009).

Avant les années 1970, les forêts étaient donc considérées comme des systèmes très stables car non affectés par des perturbations majeures (Richards, 1973). Certes la chute d'un ou plusieurs arbres crée une perturbation locale, moteur de la sylvigénèse selon Oldeman (1990) et à l'origine d'une mosaïque d'unités à différents stades de succession, identifiée par les travaux précurseurs d'Aubréville (Aubreville, 1938) et sa notion de mosaïque. Mais en dehors des chablis, l'absence de perturbations majeures aurait permis une accumulation d'espèces. Ces écosystèmes complexes et stables, héritage de ces longues phases de développement sans perturbations, seraient très fragiles à toutes modifications de sa structure. Le premier article paru dans la revue Science sur la forêt tropicale par (Gomez-Pompa *et al.*, 1972) délivre un message fort : « *the incapacity of the rain forest throughout most of its extent to regenerate under present land-use practices* » (mais voir aussi les travaux de Budowski, 1963, 1965). Difficile à partir de ce constat d'envisager une exploitation durable des forêts !

Or un grand nombre de travaux menés dans les années 80 ont montré que ces écosystèmes étaient affectés par de fréquentes perturbations naturelles et d'origine anthropique dans des échelles spatio-temporelles très variables. A l'échelle locale, dans la lignée des travaux de Brokaw

---

[2] http://www.futura-sciences.com/magazines/environnement/infos/actu/d/developpement-durable-robert-barbault-biodiversite-plus-quun-catalogue-especes-22259/

(1985) et Denslow (1987), de nombreux travaux sont consacrés au rôle des chablis. Le rôle de ces perturbations est mis en avant comme mécanisme de maintien de la biodiversité (Connell, 1978; Hubbell, 1979; Sheil & Burslem, 2003). A des échelles spatiales intermédiaires les forêts subissent de fortes perturbations comme les tempêtes couvrant de larges surfaces (Sugden, 1992; Brokaw & Grear, 1991; Chambers *et al.*, 2009) et ces perturbations peuvent même avoir un effet bénéfique sur le maintien d'une forte diversité d'espèces. Enfin dans un espace temps encore plus dilaté, les forêts ont subi les aléas climatiques (Chambers *et al.*, 1998; Bush *et al.*, 2004; Mayle *et al.*, 2004), le passage du feu avec des charbons dans le sol (Hammond *et al.*, 2007) et ont été le lieu de vie de populations (Willis *et al.*, 2004). Les archéologues nous apprennent que les forêts que l'on voyait primaires ont pu être largement façonnées par l'homme (Bush & Silman, 2007; Bush *et al.*, 2008). Dans la région du haut Xingu, état du Mato Grosso au Brésil, (Heckenberger *et al.*, 2003)2008) ont montré l'existence de formes d'organisation urbaines pouvant s'étendre sur 25 000 km^2 avec une population estimée à 50 000 personnes. Dans certaines zones, faut-il considérer l'Amazonie comme une zone vierge ou un parc cultivé (Heckenberger *et al.*, 2003) ? En Amazonie brésilienne, la population amérindienne avant l'arrivée des européens est désormais estimée à 25 millions de personnes, soit la densité actuelle (Bush *et al.*, 2004; Beerling & Mayle, 2006). Or l'histoire de la présence humaine au sein de ces écosystèmes forestiers a été souvent négligée (Thompson *et al.*, 2002). Il est donc souvent difficile de connaître les effets de ces impacts anthropiques sur le fonctionnement actuel des forêts. Cependant les forêts semblent en place depuis longtemps (Freycon *et al.*, 2010) montrant ainsi une grande résilience aux variations climatiques.

Afin de mieux comprendre les dynamiques non linéaires observées dans les écosystèmes, les travaux de Holling (1973) ont apporté des définitions plus claires des termes de résilience et de stabilité et des relations entre stabilité et complexité. La résilience est la capacité des forêts à supporter une perturbation et à revenir à son état stable ou proche de celui précédant la perturbation (Holling, 1973). La stabilité est la capacité d'un système à se maintenir dans un état constant malgré les variations de conditions de l'environnement (van Andel & Grootjans, 2006).

Or les forêts ne sont pas stables mais sont résilientes. Ce sont des écosystèmes changeants (Sheil, 1996; Phillips & Sheil, 1997) ne serait-ce qu'en réaction au climat qui peut présenter des instabilités fortes sur le court terme (variation annuelles) ou des tendances à plus long terme (changements climatiques). La résilience de la forêt tropicale est donc beaucoup plus forte que ne le laissait présager Gomez-Pompa *et al.* (1972). Elles sont capables de réagir après perturbations (Hartshorn, 1980). Et l'homme, dans certaines zones géographiques a été un des moteurs de l'évolution des forêts sans que son impact n'ait été forcément négatif.

Ce changement de paradigme se retrouve également dans l'évolution des objectifs de conservation (Chazdon, 1998) comme dans les nouvelles perspectives de gestion des écosystèmes (Lugo, 1995). L'intérêt des zones de conservation (parcs) est discutée mais globalement efficaces (Armenteras *et al.*, 2009). Cependant les deux options ne s'opposent plus et il apparait de plus en plus évident que la conservation d'écosystèmes sélectionnés par leur haute valeur de biodiversité et l'absence de perturbations humaines (Sayer *et al.*, 2000) ne pourra pas atteindre les objectifs de conservation. Un consensus apparait sur le fait que les enjeux de conservation ne pourront être atteints qu'en intégrant les systèmes perturbés (Lugo & Brown, 1996; Fredericksen & Putz, 2003;

Gardner *et al.*, 2009). Toutes les zones forestières même celles étant impactées représentent un intérêt en terme de conservation (Turner & Corlett, 1996; Chazdon, 1998). Certains soulignent toutefois que la dégradation des systèmes ne se stabilise pas et que la perte de biodiversité est inéluctable (Soule & Sanjayan, 1998).

On passe donc en l'espace de quelques décennies d'un système vierge à celui de perturbés, d'un système stable à celui de système dynamique et d'un écosystème à celui de socio-écosystème.

3.3 LES FORETS AMENAGEES : LA SOLUTION POUR REPONDRE AUX NOUVEAUX ENJEUX ?

"Research activity and proactive management have key roles to play if tropical conservation is to succeed in the future. The fundamental question that requires a "yes" answer is wether or not future people can use, manage and coexist with forests of high biological diversity"

« Although nature's cornucopia might appear to be half empty, it could just be half full. Today we have a fleeting opportunity to build on these remnants, to refill the cornucopia, at least in part. If we fail to recognize the inherent worth of human-impacted areas, we will not only lose more species, but we may forfeit our last opportunity for a positive human impact on tropical forest »

Lugo (1995)

Conséquence de ce qui précède, la forêt n'est plus vue seulement comme une source de produits forestiers mais progressivement comme un écosystème produisant des biens et des services et assurant des fonctions sociales et patrimoniales (Nasi & Frost, 2009; Guariguata *et al.*, 2012). Les enjeux se diversifient et il faut alors repenser la gestion des écosystèmes forestiers tropicaux dans toutes ces dimensions. La gestion forestière tropicale doit répondre en même temps à plusieurs de ces objectifs de productions de biens et de services. La prise en compte de ces différents enjeux oriente les gestionnaires vers une gestion multifonctionnelle (« Multi-Use Forestry », (Guariguata *et al.*, 2012). Ce qui est nouveau, c'est la poursuite de différents enjeux en même temps et non plus la primauté de l'un sur un autre. Cette nouvelle gestion peut même être intégrée dans une approche spatiale intégrant d'autres écosystèmes, donnant naissance au concept d'ecosystem management (Lugo, 1995) ou aménagement intégré des ressources naturelles (Nasi & Frost, 2009). Les objectifs de production durable et de conservation des services environnementaux sont ainsi assurés à l'échelle du paysage, représentés par une mosaïque de socio-écosystèmes forestiers ou non (Sayer *et al.*, 2013).

3.3.1 A QUELS ENJEUX LA GESTION DES FORETS TROPICALES DOIT-ELLE DESORMAIS REPONDRE ?

Avec une couverture à l'échelle de la planète estimée à 1 343 millions d'hectares soit un tiers du couvert forestier mondial, l'écosystème forêt tropicales représentent à l'évidence de nombreux enjeux les élevant potentiellement au rang de « bien public mondial » (Karsenty & Pirard, 2007). Quelques-uns de ces enjeux sont rapidement rappelés ci-dessous.

3.3.1.1 LES ENJEUX SOCIAUX

60 millions de personnes environ vivent au sein des forêts tropicales humides (GNFT, 2012) et 1,6 milliard de personnes ont une activité qui en dépend à des degrés divers à travers la vente de bois d'œuvre, de bois de chauffe, de plantes médicinales et de denrées comestibles. Pour ces populations mais aussi pour la population mondiale, les enjeux sont sociaux et patrimoniaux à travers leurs dimensions culturelles, archéologiques, historiques.

La prise en compte des populations indigènes et locales et de leurs savoirs est affichée depuis plusieurs décennies comme une priorité dans la gestion des forêts à travers la foresterie communautaire (De jong *et al.*, 2010). Ces populations sont des acteurs majeurs en milieu rural et leurs droits sont progressivement reconnus même si les problèmes fonciers demeurent le principal obstacle à leur implication dans la gestion des forêts. De même, il est progressivement reconnu que les gestions traditionnelles des ressources présentent des intérêts en termes de conservation des services écosystémiques (Ruiz-Pérez *et al.*, 2005; Nepstad *et al.*, 2006) et peuvent être aussi performants que les aires avec un statut de protection. Tout en assurant l'équité locale, la gestion des forêts par ces acteurs peut aussi répondre aux problèmes de pauvreté (Sunderlin *et al.*, 2005). On estime que 25% des forêts de production sont gérées par des communautés rurales (Blaser *et al.*, 2011).

3.3.1.2 LES ENJEUX ECONOMIQUES

L'enjeu économique est évidemment important avec 279 millions d'hectares de forêts à vocation première de production de matière ligneuse et 124 millions d'hectares affectés à une multiplicité d'usages (estimation établie en 2011 par Blaser *et al.*, 2011 & FAO/OIBT, 2011). Cette fonction de production représente 30% de la superficie totale pour les forêts tropicales. A partir des années 2000, cette surface de production décroit légèrement à l'échelle des trois bassins malgré une augmentation des surfaces en Amazonie principalement due à un doublement des surfaces au Brésil (15 à 34 millions d'ha) entre les deux dernières décennies.

La récolte de bois dans l'ensemble des forêts tropicales est estimée à 700 millions de m^3 par an, soit 21 % des prélèvements mondiaux (FAO/OIBT, 2011). La production de bois rond tropicaux, issus de forêts naturelles et de plantation, ne représente qu'un tiers de cette production les deux tiers restants étant des combustibles ligneux[3]. On constate une stagnation de la production des bois tropicaux. Elle peut s'expliquer par les facteurs suivants dont l'importance varie beaucoup selon les pays :

- Concurrence accrue des bois non tropicaux et des matériaux de substitution tels que l'aluminium, les plastiques ou l'acier ;

[3] L'importance économique des forêts est difficile à quantifier car une bonne partie des activités forestières se situe en dehors d'un cadre formel et réglementaire. Le croisement d'informations issues de différentes sources est rendue difficile par les différents termes de référence (surface géographique considérée, estimation ou données officielles). A titre d'exemple, les chiffres officiels sur la production de bois (Fig. 2 p. 24 de Blaser *et al.*, 2011) peuvent être très éloignées d'autres estimations (Fig. 19 p 28 de FAO/OIBT, 2011).

- Exigences sur certains marchés de preuves attestant que les bois importés sont d'origine légale et dans certains cas, qu'ils ont été produits dans des forêts bien gérées ou encore qu'ils sont certifiés comme étant de production durable ;
- Mesures réglementaires et luttes contre l'exploitation illégale ;

D'autre part, il faut souligner l'augmentation de la production de bois issu de plantation. Il est difficile cependant dans les rapports fournis de séparer clairement la part issue de forêts naturelles et celle issue des plantations. Les surfaces plantées augmentent fortement pour atteindre en 2010 un total d'environ 25 millions d'hectares pour les 3 bassins, principalement en Asie mais aussi en Amazonie. Cependant il existe une tendance à la diminution progressive des bois tropicaux issus de forêts naturelles progressivement même si la diversité des situations est gommée dans ces indicateurs synthétiques. C'est pourquoi le cas du Brésil est étudié plus en détails ci-dessous.

Au Brésil, la production de grumes tropicales issues de forêts naturelles diminue régulièrement depuis les années 2000, passant de 28,2 à 14,1 millions de m^3 entre 1998 et 2009 (Pereira *et al.*, 2010) sur une production totale nationale de grumes estimée à 247 millions de m^3 en 2009 (Blaser *et al.*, 2011, p. 284). A l'échelle du Brésil, les forêts matures d'Amazonie fournissent moins de 10% de la production totale de bois. Cette réduction s'explique principalement par la forte diminution de la déforestation, source importante de production de bois (Ros-Tonen, 2007), suite à la mise en place d'un arsenal de mesures règlementaires par l'état fédéral. Mais également par la concurrence des produits issus de plantation et par d'autres produits (Pereira *et al.*, 2010) et par le contexte économique. Dans le même temps, la surface de forêts sous plan d'aménagement au Brésil a certes très largement augmentée (Blaser *et al.*, 2011) mais reste une petite proportion du domaine forestier permanent, à environ 10 %. Le secteur la production de bois issus de forêts matures en Amazonie est en pleine mutation en réaction aux changements socio-environnementaux et tous les acteurs de cette filière doivent redéfinir leur stratégie.

3.3.1.3 ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX

Mais parmi l'ensemble des enjeux relatifs aux forêts tropicales humides, ceux liés au maintien et à la gestion des forêts tropicales humides occupent une place particulière. C'est certainement cette dimension environnementale qui a le plus changé notre regard sur les forêts tropicales au cours de ces dernières décennies. D'une vision mythique de la « jungle » au caractère impénétrable, à la vie foisonnante et exubérante, on est progressivement passé à une vision plus pragmatique en liens avec les (récentes) préoccupations humaines, celle de refuge de la biodiversité, de réservoir de carbone, de manteau protecteur du sol et de régulateur du climat. Les rôles écologiques de la forêt tropicale sont aujourd'hui reconnus ... mais pas forcément bien connus. Parmi l'ensemble des services écosystémiques rendus par les forêts tropicales, les rôles qu'elles jouent dans le cycle du carbone et la biodiversité sont fondamentaux.

Un réservoir de biodiversité

Ces écosystèmes occupent la place honorifique de systèmes les plus (bio)diversifiés de la planète avec les récifs coralliens, la richesse des organismes, de même que la complexité des interactions tissées entre eux génèrent une complexité, véritable casse-tête pour les scientifiques. La biodiversité est une des caractéristiques fondamentales et emblématiques des forêts tropicales humides. A tel point que c'est souvent l'unique critère mis en avant pour décider du choix des zones forestières à protéger conserver comme pour les sites ayant reçu le label « World Heritage Convention » (Sayer *et al.*, 2000).

Ces forêts regroupent près de 50% des espèces sur seulement 7% de la surface du globe. Sur la base des données disponibles, les plus riches forêts en espèces d'arbres se trouvent dans l'archipel indonésien et au sein du bassin amazonien. A l'échelle de ces régions (ter Steege *et al.*, 2013) comme à l'échelle locale (diversité alpha de 0,1 à quelques hectares), la richesse spécifique atteint des niveaux remarquables, comme dans les forêts d'Equateur avec 250 espèces d'arbres à l'hectare (Valencia *et al.*, 2004). Cette richesse spécifique élevée des arbres est fortement liée à la grande complexité des forêts : elle est à la fois cause et conséquence, par l'intermédiaire des nombreuses interactions entre le peuplement arborescent et toutes les autres composantes de l'écosystème (flore, faune, microorganismes, champignons). Au-delà de la richesse, le très grand nombre d'espèces rares (ter Steege *et al.*, 2013) pose d'épineux problèmes de conservation.

… et de carbone

Les forêts tropicales représentent aussi un réservoir important de carbone, stockant près de la moitié de la biomasse terrestre (Houghton, 2005)) et sont responsables de plus du tiers de la productivité primaire globale terrestre. Un travail de synthèse récent proposé par Pan *et al.* (2011) établit une valeur moyenne de stock de carbone à 471 PgC (± 93) dans les forêts tropicales, soit 55% du stock de carbone des forêts mondiales.

La déforestation tropicale est la principale source de carbone parmi celles regroupées sous le terme de changement d'usage des terres qui représente 11% des émissions mondiales de carbone (Solomon *et al.*, 2007; Friedlingstein *et al.*, 2010). Les estimations d'émissions annuelles de carbone issues de la déforestation sont assez variables : de 0.8 $PgC.an^{-1}$ (Harris *et al.*, 2012) à 2.2 $PgC.an^{-1}$ (Houghton, 2003) avec une tendance à la diminution entre la période 1990-2000 et la suivante 2000-2007. Pan *et al.* (2011) estiment cette valeur à 1,3Pg $C.an^{-1}$ sur la période 1990-2007 pointant d'une part les grandes incertitudes sur les zones tropicales et d'autre part le potentiel rôle important des forêts secondaires et des forêts matures comme puits de carbone.

3.3.2 L'AMENAGEMENT FORESTIER : DE QUOI PARLE-T-ON?

L'aménagement forestier durable des forêts tropicales regroupe des pratiques non intensives basées sur la planification d'activités d'inventaires, d'exploitation et de sylviculture. Elle s'oppose donc surtout aux méthodes plus intensives de foresterie de plantation. Elle s'oppose également à l'exploitation dite conventionnelle caractérisée par l'absence de planification des activités.

Différents systèmes ont été proposés et testés, et peuvent être distingués selon le nombre de récolte des bois commercialisables : systèmes monocycliques ou polycycliques comme le « Malayan Uniform System », « Tropical Shelterwood System », « Selective Management System », « Celos Management System », etc. Toutes avaient pour objectif, souvent inspirés par la foresterie tempérée, de « conduire le peuplement par la régénération » de manière à régulariser progressivement la structure dépeuplement autour d'une même classe d'âge. Cependant, la diversité floristique des forêts denses induit une forte résistance à des sylvicultures trop dirigistes. Dans les faits, les systèmes complexes ont progressivement été remplacés par des systèmes très simples où l'exploitation est la principale intervention sylvicole, parfois associés à des méthodes sylvicoles simples comme le délianage ou l'éclaircie (Schmidt, 1987; Hartshorn, 1995; Dupuy *et al.*, 1999). L'exploitation est donc sélective par prélèvement de quelques gros arbres par hectare. La mise en œuvre de l'exploitation repose sur des critères simples tels que la durée du cycle de rotation, l'intensité d'exploitation, le diamètre minimum d'exploitation et la conservation de semenciers.

L'aménagement forestier tropical a été promu et soutenu dans les années 80 et 90 car il a été considéré comme une alternative à la déforestation et à la mise en valeur agricole des terres. Il est alors apparu comme une pratique conciliant à la fois objectifs de développement et lutte contre la déforestation. Cette évolution a été initiée par les agences de financement, les organisations de conservation et les organismes de recherche internationaux et nationaux afin de réconcilier développement et conservation à travers des plans d'envergure comme le plan TFAP (« Tropical Forestry Action Plan » initié notamment par le World Research Institute) lancé en 1985.

La conception traditionnelle visait comme objectif unique de produire du bois et de maintenir un couvert forestier (Bertrand *et al.*, 2004). Schmidt (1987) définit ainsi l'aménagement des forêts naturelles comme « *a controlled and regulated harvesting, combined with silvicultural and protective measures, to sustain or increase the comercial values of stands, all relying on natural regeneration of native species* ».Jusque dans les années 90, l'objectif de l'aménagement est clairement orienté vers la production de bois.

Au début des années 90, les objectifs s'élargissent pour intégrer une dimension environnementale. On cherche à réduire les impacts de l'exploitation en développant par exemple des méthodes d'exploitation à faible impact, afin de maintenir une certaine intégrité de la structure forestière et une composition floristique (Reid & Rice, 1997; Bawa & Seidler, 1998) favorisant ainsi le maintien de services écosystémiques. L'aménagement est donc progressivement considéré comme un des outils de conservation de la forêt. L'ITTO le définit comme un *« process of managing forest to achieve one or more clearly specified objectives of management with regard to the production of a continuous flow of desired forest products and services without undue reduction of its inherent values and future productivity and without undue undesirable effects on the physical and social environment ».*

La deuxième évolution majeure a été la prise en compte du rôle des acteurs, déjà perceptible dans la définition précédente. Selon Bertrand *et al.* (2004) « *L'aménagement des espaces forestiers tropicaux a longtemps procédé d'une approche centrée sur la connaissance et la gestion de l'espace naturel dans ses fonctions biologique et physique. Les sciences sociales étaient peu mobilisées. Dans un premier temps, la prise en compte des aspects sociologiques et de la communication n'a eu souvent qu'un seul but : préserver les forêts tropicales de tous ceux qui voulaient les exploiter à leur profit individuel. En schématisant, il fallait conscientiser les populations afin*

de les convaincre du bien-fondé de la gestion rationnelle des forêts ! Depuis quelques années, la prise en compte des relations qu'entretiennent les populations avec les espaces forestiers est l'une des préoccupations majeures des aménagistes». Or ces acteurs peuvent être nombreux et avec des intérêts et des objectifs très différents selon les échelles considères : droits d'usage des populations et intérêts des exploitants forestiers à l'échelle locale, valorisation de la ressource forestière pour le développement à l'échelle nationale et préoccupations environnementales globales (biodiversité, fixation du carbone, régulation thermique...) à l'échelle internationale. L'aménagement s'apparente alors à un «art du compromis » (Dubourdieu, 1997).

On aboutit alors à une définition séduisante, quoique peu opérationnelle, proposée par la banque Mondiale (in Bertrand *et al.* 1999): « *Conservation Forestry is the application of verifiable best practices for the management of forest resources, including woodlandand trees, in ways that are ecologically sound, economically viable, socially responsible and environmentally acceptable and which do not reduce the potential of these resources to deliver multiple benefits, now and in the future*».

3.3.3 Les controverses sur l'amenagement des forets : un outil de gestion efficace pour la conservation ?

Avec l'élargissement des objectifs est née la controverse de l'efficacité de l'aménagement forestier durable comme outil de conservation des ressources forestières et des services écosystémiques associés. Ce débat a largement été initié par l'ONG Conservation International à la fin des années 2000 (Bawa & Seidler, 1998; Bowles *et al.*, 1998; Howard *et al.*, 1996 ; Reid & Rice, 1997; Rice *et al.*, 1997) et a été relancé récemment avec l'intégration de la gestion durable dans les mécanismes REDD+. Avec en filigrane la question de savoir si les financements de la conservation doivent être orientés vers l'aménagement (Reid & Rice, 1997; Bawa & Seidler, 1998) ou exclusivement sur la mise en protection de ces territoires forestiers soustrait ainsi à toute activité humaine (Reid & Rice, 1997; Bowles *et al.*, 1998) même si une combinaison des deux peut être envisagée (exploitation et protection ensuite).

Bawa & Seidler (1998) posent trois hypothèses permettant de juger de la pertinence de l'aménagement forestier durable : il doit être économiquement et écologiquement viable (maintien des services écosystémiques) et doit assurer une production durale de bois.

Un des freins à l'adoption massive de l'aménagement des forêts est économique : les revenus générés par l'exploitation des forêts sont très souvent inférieurs à ceux qui pourraient être générés par des produits issus de l'agriculture et plusieurs études le démontrent (Howard *et al.*, 1996; Reid & Rice, 1997). Le coût d'opportunité de maintenir des couverts forestiers est trop élevé par rapport à d'autres usages des terres.

Viabilité économique

Cependant l'analyse économique est évidemment très dépendante du contexte socio-économique. D'une part le coût d'opportunité dépend des possibilités de changements d'usage des terres élément crucial. Des choix politiques et règlementaires peuvent réduire ces possibilités. Ainsi au Brésil les propriétés doivent selon le code forestier maintenir un couvert forestier sur 80 % de

leur superficie. La comparaison de la rente issue de l'agriculture et de la forêt n'a donc pas de sens dans ce cas (Reid & Rice, 1997) car elle n'est pas autorisée par la loi. D'autre part le coût d'opportunité peut être compensé par d'autres revenus : paiements pour services environnementaux, accès à des marchés protégés de la certification, diversification des revenus issus d'un multi-usage (écotourisme, produits forestiers non ligneuse. Enfin Nasi & Frost (2009) soulignent à juste titre que l'AFD a reçu très peu de soutien de la part des politiques publiques ni en termes de financement incitatifs ni en termes de luttes contre les autres pratiques. Des mécanismes réglementaires ou économiques pourraient donc permettre d'atteindre un domaine de viabilité.

Production de bois et viabilité écologique

Chazdon (1998) pose les termes du débat et identifie les principales questions liées à l'exploitation forestière : vulnérabilité des espèces rares, sensibilité accrue des forêts aux feux et aux aléas climatiques, importance de la matrice paysagère dans les phases de recolonisation. Mais elle souligne, comme d'autres travaux précurseurs (Bawa & Seidler, 1998; Cannon *et al.*, 1998), que l'analyse des effets de l'exploitation sur les services écosystémiques bute sur un très faible nombre de travaux qui ne permettent pas de généraliser l'intérêt de l'AFD pour la conservation. Bawa & Seidler (1998) fournissent la 1ère synthèse des effets de l'exploitation sur la structure forestière et la biodiversité, en basant son analyse sur des données de faune essentiellement. Ils concluent à une augmentation de la diversité localement mais à une possible perte d'espèces au niveau régional.

Les travaux deviennent plus nombreux à partir des années 2000 avec la multiplication d'études testant les effets des méthodes d'exploitation à faible impacts. Putz *et al.* (2012) proposent une méta-analyse et évalue la reconstitution de bois d'œuvre, le stock de carbone et la richesse des espèces (figure 1). Chacun de ces trois services est présenté plus en détails ci-dessous.

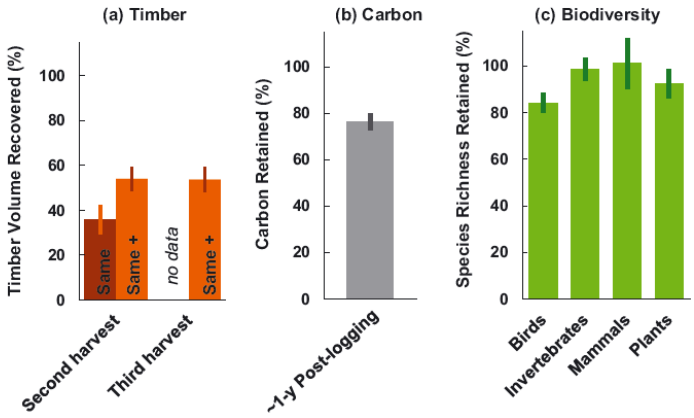


Figure 1 : Méta-analyse pour estimer la durabilité des forêts exploitées. Reconstitution du volume commercial (a) avec le même pool d'espèces (« same ») ou un pool plus large (« same + ») au début du 2ème et 3ème cyde (de 20 à 40 ans), quantité de carbone (b) de la biomasse aérienne une année après exploitation et le maintien de la richesse d'espèces pour 4 taxons (c). Moyennes et écart-types calculées à partir de 59 études (a), 22 (b) et 109 (c). Extrait de Putz *et al.* (2012).

Dans les années 70, Leslie considérait que le principe du rendement soutenu, appliqué à des forêts naturelles de faible productivité, est quasi indéfendable (Leslie, 1977). Même si le 1er cycle de rotation n'est pas encore achevé, les 59 études reprises par Putz *et al.* (2012, Putz *et al.*(2012, voir aussi Gourlet-Fleury *et al.* 2013 a) révèlent effectivement que le renouvellement d'un volume commercial est médiocre. Putz *et al.*, (2012) estiment que seulement 54% du volume de bois extrait lors de la première rotation sera reconstitué à la deuxième et à la troisième rotation avec seulement 35 % des espèces commerciales initiales disponibles. Ces auteurs soulignent cependant que les taux de reconstitution sont très variables, certainement dus aux différences d'intensité, de pratiques d'exploitation et de comportement écologique des espèces. Les forêts matures bénéficient d'un « primary forest premium effect ». Pour Zimmerman & Kormos (2012), la durabilité de la production de bois, dans le cas d'exploitation industrielle, ne pourra pas être atteinte avec les critères actuellement utilisées: cycle de rotation trop court (25-35 ans), diamètre d'exploitation trop bas (50 cm), intensités d'exploitation trop élevé (environ 8 arbres à l'hectare, voir aussi Sist *et al.*, 2003) et trop faible densité de semenciers mise en réserve.

La réduction de la richesse spécifique pour les quatre taxons est faible avec l'exploitation forestière (figure 1). Elle atteint au maximum 16 % pour l'avifaune. C'est un argument fort pour affirmer que l'exploitation forestière est compatible avec des objectifs de conservation de la biodiversité (Plumptre, 1996; Cannon *et al.*, 1998; Berry *et al.*, 2010). Cependant si la richesse spécifique des arbres et la diversité des arbres (Gourlet-Fleury *et al.*, 2013 b) diminue peu avec la perturbation, la composition floristique change en intégrant un plus large pool d'espèces héliophiles (Molino & Sabatier, 2001; Bongers *et al.*, 2009). D'autre part, Sheil & Van Heist (2000) attirent l'attention sur une possible perte des espèces rares qui ne peut être évaluée qu'à une échelle régionale alors que toutes les études sont réalisées à l'échelle de la parcelle.

Putz *et al.* (2012) estiment que l'exploitation réduit le stock de carbone de 24% avec une très forte grande variabilité (47-97%). Ce travail reprend les données de 22 travaux publiés sur l'ensemble des trois bassins tropicaux. Cette forte variabilité s'explique certainement par les intensités d'exploitation, par les méthodes d'exploitation et par des différences biogéographiques et de structure des forêts à l'échelle intra-bassin et inter-bassin. Il semble évident que le stock de carbone diminue avec l'intensité d'exploitation. De même l'utilisation de méthodes à faible impact permet de réduire significativement cette perte de carbone (Putz *et al.*, 2008a) grâce à une réduction de la sur-mortalité sur le peuplement résiduel (Pinard & Putz, 1996; Sist & Ferreira, 2007). La plupart des jeux de données présentés dans l'étude ne permettent pas d'identifier sur chaque site le rôle respectif de l'intensité d'exploitation et des méthodes d'exploitation pour ensuite avec ces co-variables comparer ces sites entre aux à une échelle régionale.

Au-delà des impacts immédiats sur le stock de carbone, la dynamique du carbone après exploitation a fait l'objet de peu de travaux (Chambers *et al.*, 2004; Mazzei *et al.*, 2010).

3.3.4 QUEL FUTUR POUR LES FORETS AMENAGEES ?

Bowles *et al.* (1998) considèrent que l'aménagement a été un échec car elle n'a pas permis de ralentir la déforestation malgré les financements consacrés (Programme « Tropical Forestry Action Plan »). Dans les faits, et malgré ces avancées notables, les forêts gérées durablement représentent moins de 10 % du domaine forestier permanent de production dans les pays producteurs de bois tropicaux membres de l'OIBT (Blaser *et al.*, 2011). L'exploitation forestière de forêts tropicales reste donc largement dominée par des pratiques illégales.

Ces constats amènent les auteurs à considérer qu'aucun plan d'aménagement mis en œuvre n'a prouvé qu'il pouvait être durable, en atteignant des objectifs de rentabilité économique et de maintien des services. Plus précisément Bawa & Seidler (1998) considèrent que les aspects économiques, sociaux et politiques peuvent être des freins majeurs à l'adoption de l'aménagement alors que d'un point de vue technique le modèle est bon.

L'aménagement serait au mieux « *a way to buy time* » selon Bawa & Seidler (1998) qui l'accepte faute de mieux, à condition de minimiser les impacts et en attendant qu'apparaissent d'autres modèles de production de bois : exploitation des forêts secondaires, plantations mises en place sur les zones dégradées, exploitation très intensive mais sur de petites surfaces, exploitation intensive suivies d'une mise en conservation. Ou arrêter l'exploitation et « *payer pour ne pas produire* » comme le dénoncent (Karsenty & Nasi, 2004) grâce aux instruments de type PSE ?

Force est de constater que l'on juge de la pertinence de plans d'aménagement mis en œuvre il y a plusieurs décennies à la lumière d'objectifs qui sont apparus après leur mise en place. Les plans ne mettent pas ou peu en œuvre les évolutions récentes comme l'aménagement des forêts pour un usage multiple et l'intégration des divers outils de paiements pour services environnementaux. D'où le titre révélateur de l'article proposé par Guariguata *et al.* (2012) : comment passer de la théorie à la pratique ? Nous n'avons donc pas de recul sur la pertinence de ces plans récents. L'adoption des nouveaux concepts est lente et pas toujours bien comprise de la part des acteurs privés, parfois peu préparés (Nasi & Frost, 2009). D'autre part le contexte a beaucoup changé à la fois au niveau institutionnel et réglementaire. La gouvernance s'est clairement renforcée dans certains pays au Brésil notamment. Dans ce pays, on peut espérer que la dynamique de lutte contre la déforestation avec des résultats convaincants sera suivie par une lutte contre l'exploitation illégale et une volonté de généraliser l'aménagement des forêts

Au regard de ces quelques éléments, deux perspectives émergent :

- On pourrait largement améliorer ces plans grâce aux connaissances acquises depuis plusieurs décennies. Les plans d'aménagement et les règles ont vu le jour avec les 1ers résultats des dispositifs de recherche installés dans années 80 : dispositif CELOS en 1975 au Surinam, Paracou en 1982, Tapajos en 1983 et Jari en 1981 au Brésil, le dispositif M'Baïki en 1981 en Centrafrique, etc. Les plans d'aménagement ont été élaborés à partir des résultats acquis lors des 1ères années. Depuis ces dispositifs ont fourni beaucoup de nouvelles informations qui permettent d'envisager actuellement une 2ème génération de plan. Un effort particulier doit être fait afin de traduire ces résultats en message, déjà prôné par (Sheil & Van Heist, 2000) qui souligne le manque

de transfert de l'écologie vers la foresterie. Une analyse approfondie des techniques sylvicoles doit être faite.

- L'aménagement des forêts peut et doit prendre différentes formes (Babin *et al.*, 2004) combinaison d'une diversité d'objectifs (production, conservation), d'acteurs (groupe industriel et communautés villageoises) et de types de produits (bois et produits forestiers non ligneux) et être en adéquation avec le contexte socio-économique local.

SYNTHESE DES TRAVAUX

1.1 PROTOCOLES ET OUTILS POUR MESURER LES FORETS ET LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES

1.1.1 DE L'IMPORTANCE DES DISPOSITIFS FORESTIERS PERMANENTS

Comme pour les systèmes tempérés (Bakker *et al.*, 1996), les dispositifs de recherche à long terme, installées au début des années 80, ont joué un rôle fondamental dans les avancées des connaissances en écologie des communautés appliquées aux forêts tropicales. Rôle fondamental car ils ont fourni des données originales sur l'organisation et le fonctionnement des forêts à l'échelle locale (Condit *et al.*, 1996) et leurs changements face au changement climatique (Clark & Clark, 2011). Mais aussi parce que rassemblés en réseaux, ces dispositifs de long terme ont permis d'identifier des tendances régionales en relation avec des facteurs environnementaux comme la répartition de la biomasse en Amazonie (Baker *et al.*, 2004) ou de l'abondance des espèces d'arbres (ter Steege *et al.*, 2013). Enfin ces suivis longitudinaux sur plusieurs décennies ont permis de capter des événements rares comme les tempêtes (Sugden, 1992) ou la sécheresse (Phillips *et al.*, 2009) et de mesurer leurs effets sur le fonctionnement des forêts.

C'est sous l'impulsion de Steve Hubbell et Robin Foster que le premier dispositif a été installé à Barro Colorado Island en 1980 au Panama (Condit, 1995). L'objectif initial était d'acquérir des données sur l'organisation spatiale de la diversité et sur la démographie des espèces pour étayer les premières idées de Hubbell sur la dérive écologique, rassemblées deux décennies plus tard dans la théorie neutre unifiée de la biodiversité (Hubbell, 2001). Parce qu'il était convaincu que cette théorie ne s'appliquait pas aux forêts de diptérocarpacaées d'Asie, Peter Ashton fut à l'origine du deuxième dispositif majeur de ce réseau installé à Pasoh en Malaisie péninsulaire en collaboration avec le Forest Research Institute of Malaysia (Condit, 1995).

Depuis, cinquante-trois nouveaux dispositifs ont vu le jour principalement en Amérique et en Asie (http://www.ctfs.si.edu/) rassemblés au sein du réseau CTFS (Losos & Leigh, 2004). Les données démographiques sont recueillies sur de grandes parcelles (de 25 à 50 ha) à intervalles réguliers (5 ans) et sur les arbres (à partir de 1 ou 10 cm de diamètre à hauteur de poitrine). Depuis d'autres réseaux ont vu le jour comme le réseau RAINFOR « Amazon Forest Inventory Network », présenté par Malhi *et al.* (2002) (voirhttp://www.rainfor.org/) et son équivalent dans le bassin du Congo, le réseau AFRITRON « African Tropical Rainforest Observation Network (Lewis et al. 2009, www.afritron.org). Ils regroupent des parcelles pré-existantes au réseau installées de plus petites surfaces. D'autres s'intéressent à l'organisation de la diversité des espèces d'arbres comme l'Amazon Tree Diversity Network (ATDN) (ter Steege *et al.*, 2013).

Ces réseaux qui ne cessent de s'étendre de part le nombre de sites et de thématiques sont désormais des plate-formes de recherche aux objectifs larges et ambitieux. Au-delà de la compréhension des modèles d'organisation et de fonctionnement des forêts tropicales à l'échelle régionale ou mondiale, tous affichent désormais dans leurs objectifs l'étude des impacts des changements climatiques.

L'avancée des connaissances sur ces objectifs grâce à ces dispositifs et aux réseaux associés a été et est encore indéniable. En revanche et malgré les prétentions affichées, les connaissances acquises ont peu participé à une amélioration des modèles et pratiques de gestion forestière orientée vers l'utilisation des ressources. Les bases scientifiques ont peu alimenté la gestion forestière.

C'est principalement pour répondre à cet écueil qu'un important travail a été entrepris en Guyane afin d'organiser et coordonner les dispositifs de recherche permanents.

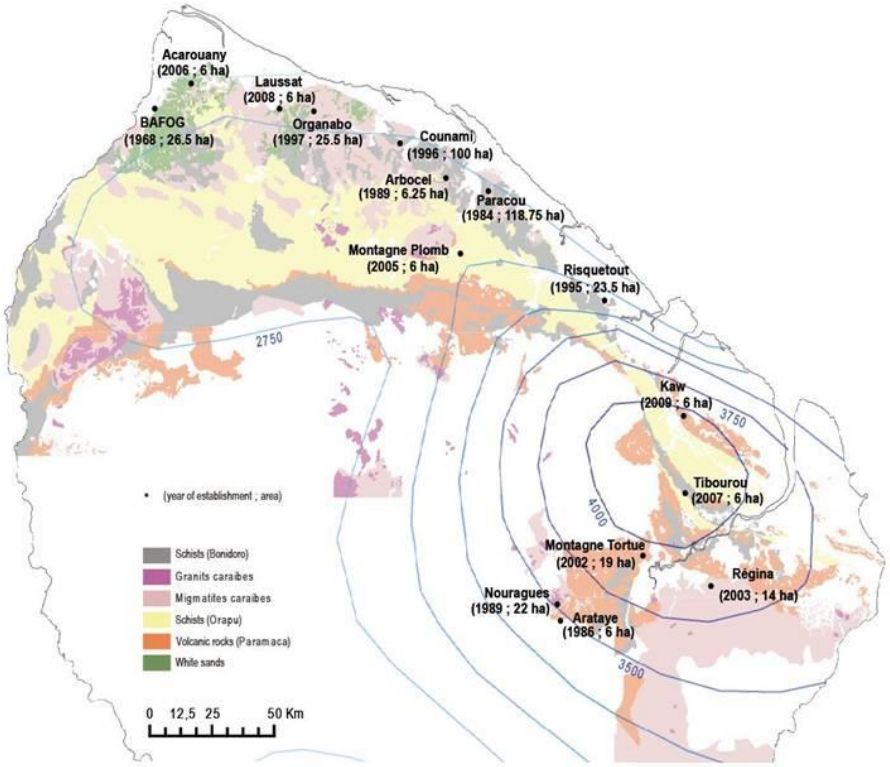
Il existe en effet en Guyane plusieurs dispositifs de recherche de terrain remarquables dont les premiers ont été mis en place dans les années 70 (figure 2). Les résultats de Paracou (figure 3), mis en place en 1984, ont largement alimenté la réflexion des forestiers de l'ONF pour élaborer et améliorer les plans d'aménagement. Les principales règles de l'aménagement des forêts comme la durée d'exploitation et les taux de prélèvements sont issus des travaux de ce dispositif (Gourlet-Fleury *et al.*, 2004). Mais ce dispositif unique ne représente qu'un point sur un domaine forestier permanent de près de 2 millions d'hectares. Or les règles d'aménagement doivent tenir compte de la diversité du fonctionnement des forêts, résultat complexe de leur histoire, de leur structure et de leur composition. En particulier les vitesses de croissance des forêts sont un paramètre clef.

Afin de connaitre cette variabilité de la dynamique forestière à l'échelle de ce domaine, les dispositifs anciens de Guyane ont été réunis au sein d'un réseau GUYAFOR et complétés par de nouveaux dispositifs. L'implantation de ces derniers, mis en place après 2000, a été choisie en fonction de deux critères : le substrat géologique et la pluviométrie. A la différence des autres réseaux existants, ce réseau intègre sur certains dispositifs des parcelles de forêts exploitées (Paracou, Montagne Tortue, Bafog) et des parcelles avec des traitements sylvicoles (Paracou, Organabo et Risquetout). De 2002 à 2007, mes activités ont consisté à organiser et structurer le réseau en relation étroite avec l'ONF (Stéphane Guitet et Olivier Brunaux): définition de protocoles communs de collecte et de gestion des données sur la communauté d'arbres et l'environnement, réorganisation et formation des équipes de terrain à ces protocoles, apurement des données (vérification, correction), mise en place de nouveaux dispositifs (figure 2), rédaction d'une charte de gestion, d'utilisation et de valorisation des données, recherche de financements.

Le réseau GUYAFOR a obtenu en 2010 le label SOERE « Systèmes d'Observation et d'Expérimentation au long terme pour la Recherche en Environnement » attribué par le conseil de l'Alliance ALLENVI. Cette labellisation a été l'occasion pour le réseau Guyafor d'être reconnu comme le réseau de référence pour le suivi des forêts tropicales françaises au sein du réseau F-ORE-T pour les forêts tempérées. En 2012, le réseau comptait 15 dispositifs et 49 parcelles (figure 2).

A partir de 2007, la priorité a été mise sur la valorisation des données dans le cadre d'un projet de recherche que j'ai coordonné (projet Guyafor 2007-2011, voir p 10) avec notamment le co-encadrement de deux thésards. La valorisation des données, dont il est question dans les pages qui suivent, a été faite essentiellement avec les données de Paracou.

Je dois avouer qu'inscrire mes activités dans ce projet collectif à long terme a été une très grande source de satisfactions et d'épanouissement professionnel. La valorisation des données à laquelle j'ai contribuée a été faite essentiellement avec les données de Paracou ... grâce principalement au travail entrepris par de nombreuses personnes depuis 1982 sous la direction de Laurent Schmitt, Sylvie Gourlet-Fleury et de Vincent Favrichon.



15 sites, 49 placettes, 235 ha, 164 470 arbres, 1 258 779 mesures

Figure 2 : localisation des dispositifs forestiers permanents du réseau GUYAFOR en Guyane française.

Figure 3 : Localisation des parcelles témoin et exploitées sur le dispositif de Paracou (Guyane française).

1.1.2 ...POUR TESTER DES METHODES D'INVENTAIRE LEGERES

Une des spécificités du dispositif de Paracou est la grande taille des parcelles et la durée du suivi (30 ans en 2014). Elles peuvent donc servir de références pour tester des protocoles plus légers et comparer la précision des estimateurs par rapport à des mesures « vraies ».

Deux travaux sur ce thème sont présentés ci-dessous :

Comme cela a déjà été précisé, les dispositifs avec des suivis de plusieurs décennies comme les réseaux de dispositifs permettent d'appréhender les dimensions temporelles et spatiales du fonctionnement des forêts. Les forêts tropicales humides présentent une grande variabilité de structure et de fonctionnement à ces différentes échelles. Cette variabilité est générée par

plusieurs facteurs dont les relations sols-végétation (forêts de terre-ferme, forêts marécageuses), le fonctionnement interne de la forêt, l'histoire de la forêt, etc. Ainsi Fisher *et al.* (2008) démontre à partir d'un modèle que le type de mortalité (événements rares couvrant de grandes surfaces ou évènements plus fréquents sur de plus petites surfaces) associée à la taille des parcelles introduit un biais d'accroissement de biomasse. Chambers *et al.*, (2009) ont démontré ensuite que ce type d'évènements existe.

Ces estimateurs sont donc très dépendants du nombre et de la taille des parcelles (Keller *et al.*, 2001; Chave *et al.*, 2003) et de la durée du suivi. L'estimation de l'incertitude de ces estimateurs expliquée par la taille des parcelles et par la durée du suivi est indispensable mais n'a jamais été faite dans cette double dimension. Ce fut le but du travail présenté par Wagner *et al.* (2010) à partir des données de Paracou. Les estimateurs concernent la structure forestière (densité du peuplement, surface terrière, biomasse aérienne) et la dynamique (croissance des arbres, taux de mortalité et de recrutement, flux de biomasse). L'incertitude est mesurée par le coefficient de variation. Le cadre méthodologique proposé par Wagner *et al.* (2010) permet de connaitre le nombre de parcelles et la durée du suivi selon les estimateurs concernés (table 1). Ce travail a démontré que pour estimer la moyenne de chacun des 3 estimateurs de structure avec une erreur de 20%, il faudra 4 parcelles de 0,25 hectares (table). Pour des parcelles de taille supérieure à 2 ha, l'erreur ne dépassera pas 10%. Parmi les descripteurs de la dynamique forestière, la mortalité est un processus démographique difficile à estimer avec précision. Quatre parcelles de 6,25 ha sont nécessaires pour estimer la moyenne de la perte de biomasse aérienne (« Above Ground Biomass ») sur une période 16 ans, avec une erreur de 20 % sur la moyenne. Ceci contraste avec le gain de biomasse, via la croissance et le recrutement, qui est bien mieux estimé sur de plus petites parcelles et pur des suivis plus courts. Ce résultat est particulièrement important car dans le cadre de la thèse d'Ervan Rutishauser, nous démontrons que cette perte de biomasse est le principal paramètre démographique à prendre en compte pour comprendre le bilan de biomasse à l'échelle de la parcelle. Ce travail fournit une méthode facile de quantification des limitations des jeux de données utilisés pour estimer les descripteurs de structure et de dynamique forestière.

Table 1 : Estimation du nombre de parcelles nécessaires pour estimer des paramètres de structure et de dynamique avec une erreur de 20%. Extrait de Wagner *et al.* (2010).

	Estimated number of plots											
Plot size (ha)	0.25				1.56				6.25			
Forest structure descriptors												
Aboveground biomass (AGB)	4				1				1			
Basal area	2				1				1			
Stand density	2				1				1			
Census intervals (yr)	2	6	10	16	2	6	10	16	2	6	10	16
Forest dynamic descriptors												
Recruitment rate	84	30	20	19	39	10	6	5	28	6	2	2
Mortality rate	68	26	17	12	11	4	2	2	4	2	1	1
dbh growth	8	5	5	4	4	3	2	2	2	1	1	1
AGB gain	13	5	4	4	4	1	1	1	2	1	1	1
AGB loss	358	124	76	51	62	21	14	9	17	8	6	4

Un autre intérêt est de tester des protocoles plus simples qui devront être mis en œuvre pour des évaluations rapides et précises des valeurs des services écosystémiques. C'est une priorité pour les projets REDD comme souligné par Baker *et al.* (2010) « *Monitoring will be a significant cost in any PES project and, together with project set-up, on average accounts for more than 40% of project expenditure (…). Ecologists will therefore have an important role in designing cost-effective monitoring strategies*. Ainsi le travail mené avec (Baraloto *et al.*, 2013) a consisté à mesurer le compromis entre le temps passé et la précision d'estimateurs de la biomasse et de la diversité des espèces d'arbres. On a considéré un seuil de précision avec un coefficient de variation inférieur à 10%. Ces estimateurs sont calculés pour cinq protocoles de mesure (figure 4). Ils sont simulés sur les parcelles de grande taille de 6 dispositifs d'Amérique centrale et du Sud qui représentent un large gradient en termes de structure et de composition floristique. Ce travail sur ces 6 dispositifs répond à une critique majeure du travail précédent. Si l'approche méthodologique est généralisable, les résultats, au-delà des grandes tendances, ne le sont pas car ils sont totalement dépendants du fonctionnement des forêts de Paracou.

Le travail de (Baraloto *et al.*, 2013) a montré que le protocole de Gentry 0,1 ha ou modifié à 0,5 ha apparaissent comme les méthodes les plus performantes pour estimer respectivement la biodiversité et la biomasse. Ce résultat nous a donc amené à utiliser le protocole de Gentry modifié à 0,5 hectares pour le projet TROPISAR qui visait à obtenir des estimations de biomasse dans différents habitats de la zone de Paracou.

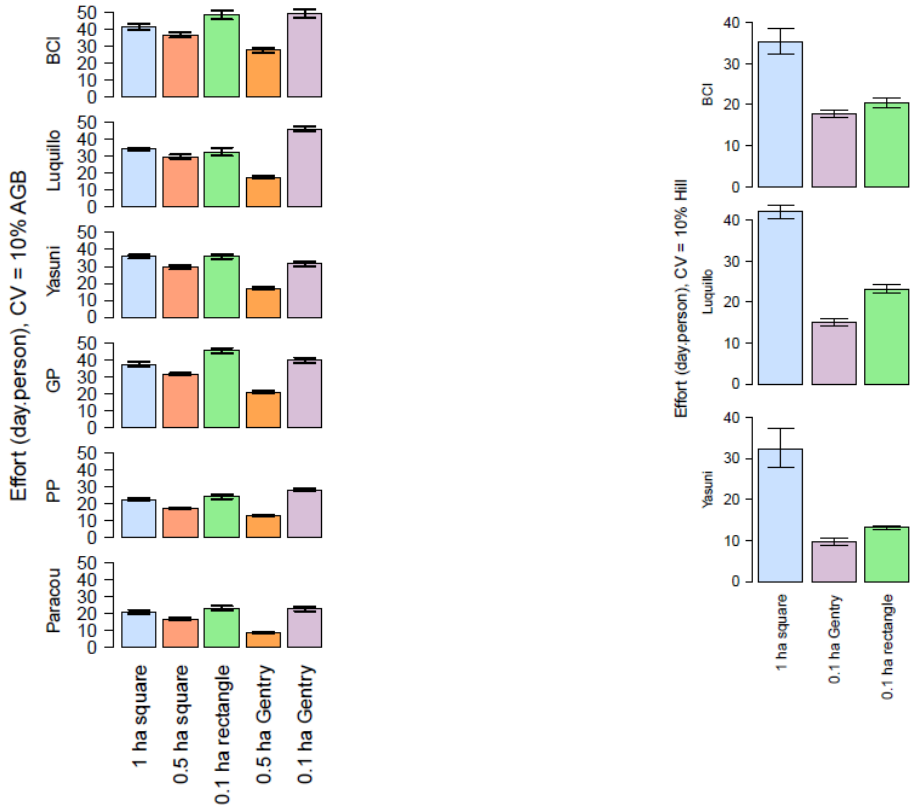


Figure 4 : Effort d'échantillonnage nécessaire pour estimer la moyenne de la biomasse et de la biodiversité avec un coefficient de variation inférieur à 10% pour 6 dispositifs d'Amérique du Sud. La biodiversité est estimée grâce à l'indice de Hill qui représente le nombre d'espèces. Les 6 dispositifs d'Amérique du Sud sont : Paracou et les Nouragues (Petit Plateau et Grand Plateau) en Guyane française, Yasuni en Equateur, Luquilo au Porto Rico et Barro Colordao Island au Panama. Extrait de Baraloto *et al.* (2013).

1.1.3 ...POUR TESTER DE NOUVEAUX OUTILS DE MESURE DU CARBONE

Au-delà de ces avancées méthodologiques, le dispositif de Paracou a contribué à la mise au point de nouvelles méthodes d'estimation du carbone des forêts à partir de données aériennes. Face aux enjeux économiques et écologiques liés aux estimations du carbone contenu dans les écosystèmes forestiers, une partie de mon activité de recherche a consisté à participer à l'amélioration des méthodes d'estimation du carbone. Ces estimations, produits de la recherche et par la recherche, suscitent un vif intérêt auprès des gestionnaires de l'environnement et des décideurs publics en relation avec le rôle désormais reconnu des forêts tropicales dans le changement climatique mais également (et surtout !) avec les perspectives de valorisation financière via les paiements pour services environnementaux.

Il existe deux grandes approches pour estimer le carbone des forêts selon l'échelle considérée (figure 5).

A l'échelle de quelques hectares, l'estimation sera faite grâce à un modèle allométrique qui utilise des informations sur la taille (diamètre, hauteur) des arbres et la densité du bois. Ce modèle est élaboré à partir de mesures directes de biomasse par abattage et pesée des divers compartiments (troncs, branches, feuilles, litière, arbustes, etc.). Ce travail est très contraignant et peu de données sont disponibles (Lescure *et al.*, 1983; Araujo *et al.*, 1999; Nogueira *et al.*, 2008).

A l'échelle d'un massif forestier à partir de quelques centaines d'hectares, l'estimation est en général dérivé d'un signal lidar ou radar et calibré et confronté avec les données de biomasse, elles-mêmes estimées à partir du modèle allométrique. Le développement de méthodes aéroportées est en plein essor Goetz *et al.* (2009).

Le dispositif de Paracou présente un intérêt particulier pour valider ces techniques car les variations naturelles de la couverture pédologique et les différents régimes d'exploitation sylvicoles contribuent à l'existence d'une forte variabilité locale de la structure des peuplements. Deux exemples sont présentés ci-dessous.

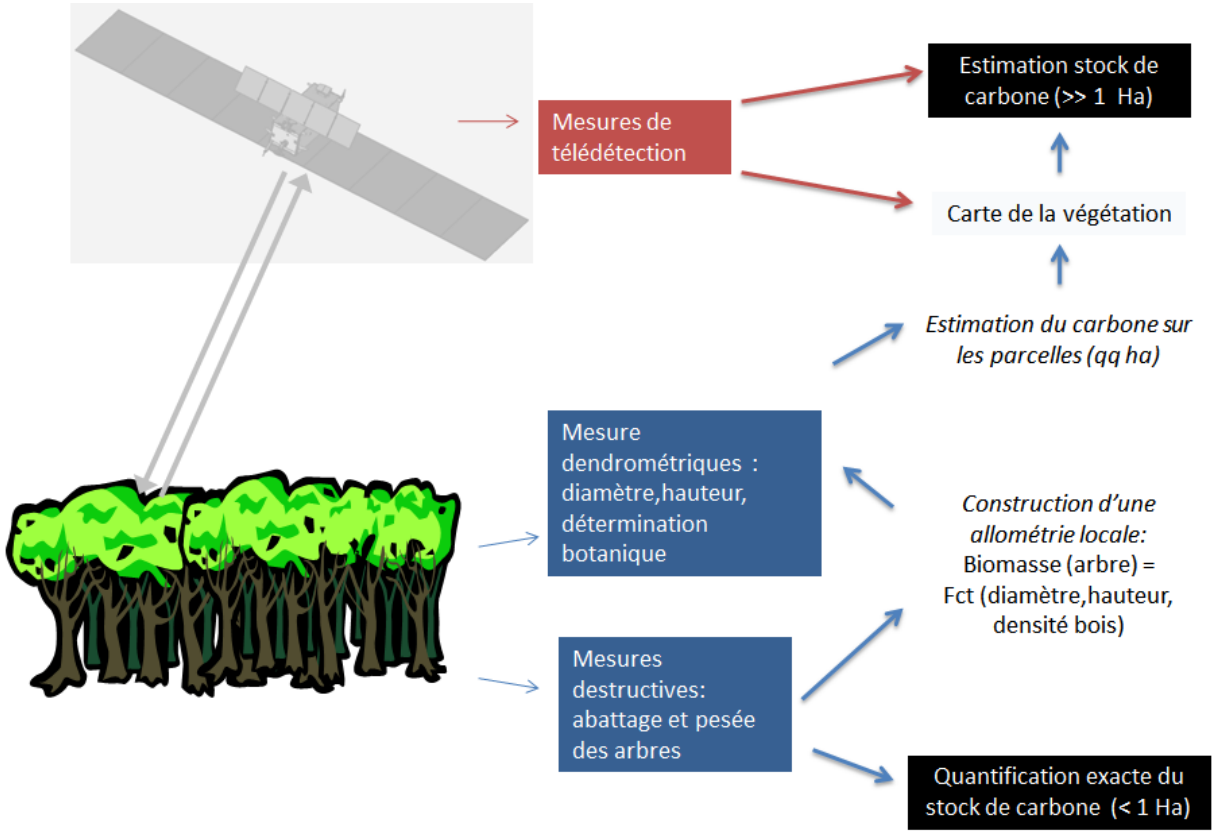


Figure 5 : Représentation schématique des différentes étapes d'estimation du carbone des forêts. Deux approches peuvent être distinguées selon l'origine des mesures : données acquises au sol (mesures dendrométriques) ou à partir de moyens aéroportés (mesures de télédétection). Ces deux approches vont utliser une allométrie, établies à partir de mesures directes de biomasse par pesée (mesures destructives).

Le projet Biomass est un ambitieux programme de conception d'un radar à synthèse d'ouverture en bande P (432-438 MHz, longueur d'onde 68 cm) pour mesurer la distribution spatiale de la biomasse à l'échelle globale. Ce projet a sélectionné en 2012 par l'Agence Spatiale Européenne pour devenir le septième satellite du programme scientifique d'observation de la terre de l'Agence Spatiale Européenne.

Avant cette sélection, un important travail de validation du radar sur différents biomes forestiers a été fait. Après une validation des techniques de télémétrie radar sur les forêts boréales et

tempérées, le réseau Guyafor a été sélectionné comme unique site tropical pour valider ces techniques en forêts denses humides. Une intense campagne de collecte de données aériennes (projet Tropisar, Dubois-Fernandez *et al.*, 2012) s'est déroulée en août 2009 sur les dispositifs de Paracou et des Nouragues. Notre travail a consisté à fournir les estimations de biomasse des parcelles de Paracou et des Nouragues en relation avec le travail entrepris par Quentin Molto.

D'autres techniques comme le Lidar ont également été testés. Ce travail a été mené sous la direction de Grégoire Vincent dans le cadre du projet Guyafor. Un levé LiDAR réalisé en mode simple retour à une densité moyenne de 3.6 pt/m^{-2} en 2004 est utilisé pour évaluer la capacité de ce type de données à détecter les différences de structure forestière observées. Le pouvoir discriminant des statistiques extraites des données LiDAR s'avère aussi bon que celui issu des données dendrométriques à l'échelle de l'hectare ou au-delà (Vincent *et al.*, 2012). Les données LiDAR permettent en outre de déceler des variations beaucoup plus fines comme celles survenant dans les bas-fonds étroits grâce au Modèle Numérique de Terrain extrait des données LiDAR. Cette étude a confirmé donc sans ambiguïté l'intérêt du LiDAR pour la cartographie de types forestiers à grande échelle et notamment dans les zones d'accès difficile.

1.1.4 Identification des sources d'incertitude pour ameliorer les estimations de carbone

Les estimations fournies par ces différentes méthodes sont peu précises à l'échelle des biomes comme à l'échelle des pays (Gibbs *et al.*, 2007) car entachées de beaucoup d'incertitudes (Clark & Kellner, 2012). On comprend aisément, d'après la figure 6, que les erreurs se propagent depuis les mesures de terrain jusqu'à l'estimation finale à l'échelle d'une région, les mêmes modèles étant utilisés. Or les sources de cette incertitude ne sont pas toujours identifiées (mais voir Chave *et al.*, 2004) et jamais quantifiées.

Il m'est paru essentiel de lancer un travail d'évaluation de la précision des estimations des stocks de carbone. Cette réflexion a fait l'objet de travail de thèse que j'ai initié en 2009 avec Vivien Rossi et qui a été réalisé par Quentin Molto. L'objectif de la thèse a été de développer un cadre méthodologique permettant d'identifier et de quantifier l'incertitude associée aux estimations de biomasse et de comprendre comment cette incertitude évolue avec les méthodes choisies et les données utilisées pour l'estimation.

L'approche conceptuelle a été la suivante (figure 6). L'estimation de la biomasse à l'échelle d'un arbre est obtenue grâce à un modèle allométrique (tree AGB model) qui implique d'avoir des informations sur trois variables : le diamètre, la hauteur et la densité de bois. Le diamètre (DBH_{tree}) est en général toujours mesuré[4], la hauteur l'est parfois et la densité de bois ne l'est jamais. Les variables non mesurées sont donc issues de sous-modèles (WSG_{model} et $Height_{model}$).

[4] Selon la méthode d'inventaire, différents modèles peuvent être nécessaires, apportant chacun leur incertitude. Par exemple, dans le cas d'inventaires forestiers avec des diamètres par classe de diamètre, un modèle de diamètre (DBHtree) doit être également utilisé.

Chaque variable de la figure est considérée comme une variable aléatoire, source de variabilité. Afin de quantifier l'incertitude associée à une estimation de biomasse, l'incertitude apportée par chaque variable doit être propagée jusqu'à l'estimation finale. La nature des données, les formes des lois d'erreurs, et les modèles utilisés sont autant d'éléments dont nous voulons connaitre l'influence sur la précision de l'estimation finale. Ainsi connaître l'incertitude associée à l'estimation de la biomasse d'une parcelle impliquera de propager l'incertitude du modèle allométrique et des sous-modèles de densité de bois et de hauteur. Enfin en estimant la biomasse à l'échelle d'une région, il faudra rajouter aux incertitudes précédentes celle liée au modèle spatial utilisé.

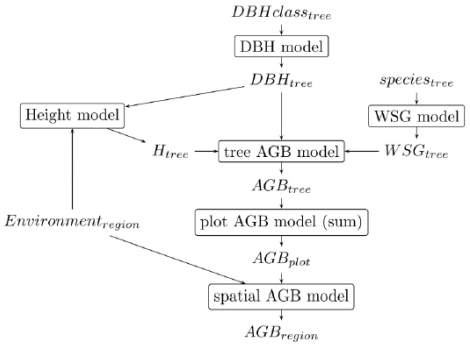


Figure 6: Séquence des données et modèles utilisés pour estimer la biomasse à l'échelle d'une parcelle (AGB_{plot}) et d'une région (AGB_{region}). Extrait de Molto *et al.* (2013).

J. Chave a publié en 2005 un modèle pantropical issu d'une compilation de nombreux jeux de données qui constitue la référence actuelle la plus classiquement utilisée (Chave *et al.*, 2005) après que le modèle de S. Brown pour la FAO ait longtemps été une référence (Brown, 1997). Parmi ces données, celles collectées en Guyane par Lescure *et al.* (1983) représentent une part importante (361 arbres/2410 arbres). Le travail de thèse a consisté à reprendre ces données et à reconstruire un modèle allométrique. On avait donc pour chaque arbre sa vraie mesure de biomasse et celle estimée par le modèle allométrique. De même des modèles de hauteur et de densité de bois ont été construits à partir des données disponibles en Guyane.

Les lois de chacun des paramètres des modèles précédents ont été estimées par des méthodes bayésiennes classiques. Des réalisations de la loi de la masse de chaque arbre sont obtenues par simulation du modèle global. La somme des réalisations de masses d'arbres, obtenues par simulation, donne des réalisations de la loi de la biomasse de la parcelle à laquelle les arbres appartiennent. Il est alors possible de calculer les intervalles de confiance de la biomasse. Afin de comparer les sources d'incertitudes, les sous-modèles sont considérés comme déterministes tour à tour. Quand un sous-modèle est considéré comme déterministe, ce sous-modèle n'apporte alors plus aucune incertitude aux prédictions du modèle global et la variance des prédictions du modèle global diminue donc. Nous considérons cette diminution comme la part de variabilité dont est responsable le sous-modèle dans le modèle global.

Ce travail aura donc permis de quantifier l'incertitude associée à l'estimation de la biomasse de chaque arbre et de la parcelle (figure 7) en proposant un cadre conceptuel proposé qui peut être utilisé dans d'autres contextes que celui de la Guyane à condition que les données soient disponibles pour construire les sous-modèles.

Cette quantification est particulièrement importante pour pouvoir comparer les différences entre la biomasse mesurée sur plusieurs parcelles. Cette incertitude provient essentiellement du modèle allométrique et très peu des modèles de hauteur et de densité de bois. Basé sur ces résultats plusieurs recommandations pratiques peuvent être faites. Afin d'améliorer les estimations de biomasse, les efforts doivent se concentrer sur l'amélioration du sous-modèle de biomasse avec deux voies :

- Ajouter plus d'arbres et surtout des gros qui représentent peu d'individus dans les jeux de données et qui sont mal estimés (Goodman *et al.*, 2012) ;
- Ajouter de nouvelles variables pour expliquer la variance résiduelle sur la forme de l'arbre et de son houppier. Mais ces données doivent être facilement collectées sur le terrain.

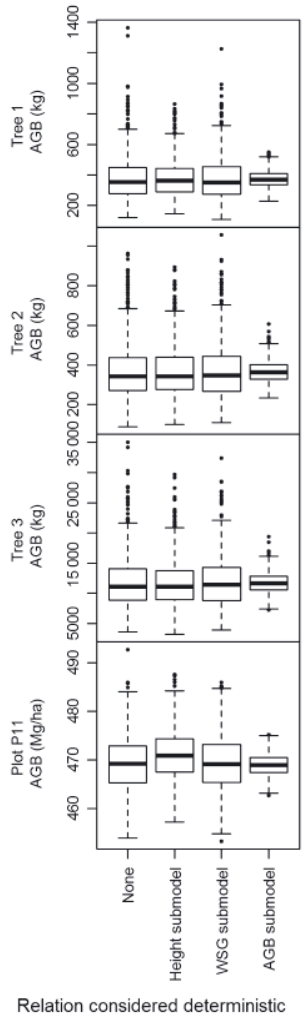


Figure 7 : Boxplot de la biomasse de trois arbres (arbre 1 : *Eperua falcata* avec un diamètre de 20,2 ; arbre 2 : indeterminé, diam : 20,2 ; arbre 3 *Eperua grandiflora*, diam 82,1) et de la parcelle 11 (6,25 hectares) du dispositif de Paracou. Extrait de Molto *et al.* (2013).

1.2 ROLE DES FACTEURS AL'ORIGINE DE L'HETEROGENEITE DE STRUCTURE ET DE FONCTIONNEMENT

Les données produites par ces dispositifs permanents, depuis plusieurs décennies, ont permis de mieux caractériser la gamme de variations des structures forestières et de sa dynamique. Les peuplements forestiers sont désormais considérés comme des ensembles très dynamiques et résilients mais dont on ne connait pas bien les limites des variations et les facteurs à l'origine de ces variations. Cette mosaïque de paysages forestiers résulte en effet de plusieurs facteurs qui agissent à des échelles spatiales et temporelles très différentes. Cette mosaïque peut être dominée par des forêts dégradées, éléments dominants dans les fronts de colonisation, dont il n'est pas question ici. Je me suis intéressé aux forêts matures.

Les travaux présentés ci-dessous visent à comprendre comment les facteurs liés à l'environnement et aux perturbations modifient la structure forestière des forêts matures. Je me suis intéressé particulièrement à la biomasse. Identifier le rôle des facteurs environnementaux dans la répartition spatiale de la biomasse est une étape indispensable pour produire des cartes de biomasse, support essentiel à la démarche REDD. Il est important de caractériser cet état dynamique des forêts matures que l'on peut assimiler à un domaine de variation sous l'influence de ces facteurs, pour ensuite comprendre les effets de l'exploitation forestière. Les effets de l'exploitation sont analysés pour la biomasse et la biodiversité.

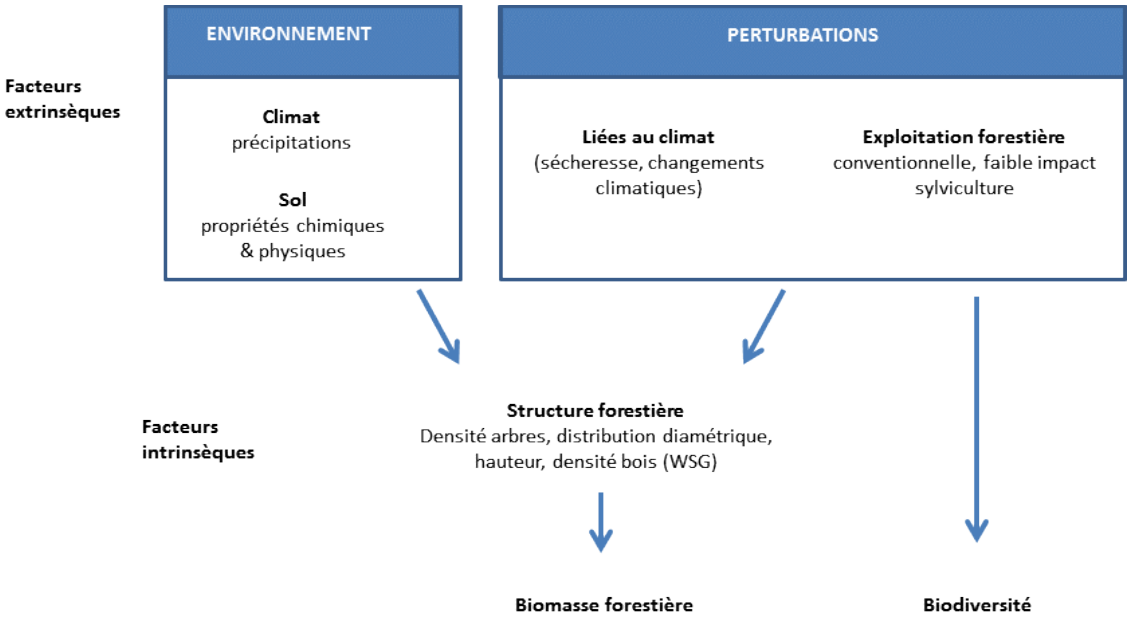


Figure 8 : Cadre d'analyse des effets des facteurs de l'environnement et des perturbations sur la structure forestière et les services écosystémiques (biomasse et biodiversité).

1.2.1 LES FACTEURS DE L'ENVIRONNEMENT ET LA BIOMASSE

Beaucoup de travaux se sont concentrés sur la recherche de relations entre les facteurs de l'environnement et les variations spatiales de la biomasse. Des relations ont été mises en évidence : les climats à forte pluviométrie, à saison sèche courte ou absente sont associés à des forêts à biomasse élevée au Panama (Chave *et al.*, 2003), à Bornéo (Slik *et al.*, 2010) et en

Amazonie (Malhi *et al.*, 2006; Lewis *et al.*, 2009a). Mais aucune variable environnementale ou groupe de variables n'a un pouvoir prédictif suffisamment fort pour extrapoler à grande échelle et générer des cartes avec la précision voulue.

Pour comprendre comment ces facteurs influencent sur la biomasse, il faut dans un premier temps comprendre les relations entre la biomasse et la structure forestière (densité des arbres, taille avec hauteur et diamètre et densité du bois) et la biomasse. Dans ce cadre d'analyse (figure 8), Il est bien souvent difficile de séparer les effets des différents facteurs par l'absence de jeux de données adéquats, complets et de qualité. Des éléments de réponse sont apportés par les études proposées par Slik *et al.* (2013) et Baraloto *et al.* (2011).

Un des résultats majeurs a été de montrer que parmi les facteurs intrinsèques, la variation de densité de gros arbres est très fortement reliée aux variations spatiales de biomasse.

Ceci a été démontré à l'échelle mondiale pour les trois bassins forestiers. Le travail mené par (Slik *et al.*, 2013b) a récemment démontré qu'à l'échelle des trois grands bassins tropicaux, les forêts à forte biomasse ont une densité plus élevée de gros arbres (≥ 70 cm de diamètre, table). Cette densité explique 70% de la variabilité pantropicale de la biomasse. Les plus fortes valeurs de biomasse sont enregistrées pour les forêts du bassin du Congo et de l'Asie du sud-est (table). C'est un résultat nouveau et original à cette échelle.

Table 2 : Valeurs moyennes de biomasse (SD) des forêts tropicales (< 600 mètres) des 3 bassins mondiaux. Extrait de Slik *et al.* (2013b).

Region	AGB all trees (Mg ha^{-1})	AGB small trees (d.b.h. < 70 cm) (Mg ha^{-1})	AGB big trees (d.b.h. ≥ 70 cm) (Mg ha^{-1})	Sample size (*n*)
America	287.8 ± 105.0^{A}	215.7 ± 67.5	72.2 ± 62.9^{A}	33
Asia	393.3 ± 109.3^{B}	239.4 ± 58.6	153.9 ± 87.8^{B}	42
Africa	418.3 ± 91.8^{B}	222.9 ± 37.9	186.2 ± 79.8^{B}	45
n	120	120	120	
Test statistic	17.0 (ANOVA)	3.3 (KW)	36.5 (KW)	
P	< 0.0001	n.s.	< 0.0001	

A l'échelle régionale, cette relation entre les gros arbres et la biomasse avait déjà été mise en évidence pour les forêts des néotropiques (DeWalt & Chave, 2004) et celles de Bornéo (Slik *et al.*, 2010) dominée par les Dipterocarpacées, famille d'arbres atteignant de grandes tailles et d'un grand intérêt économique. En comparant trois habitats au Pérou et en Guyane Française, Baraloto *et al.* (2011) ont montré également que la densité de gros arbres (> 30 cm) expliquait la différence de biomasse entre ces deux régions amazoniennes alors que le climat et les données pédologiques étaient peu liés aux variations de biomasse.

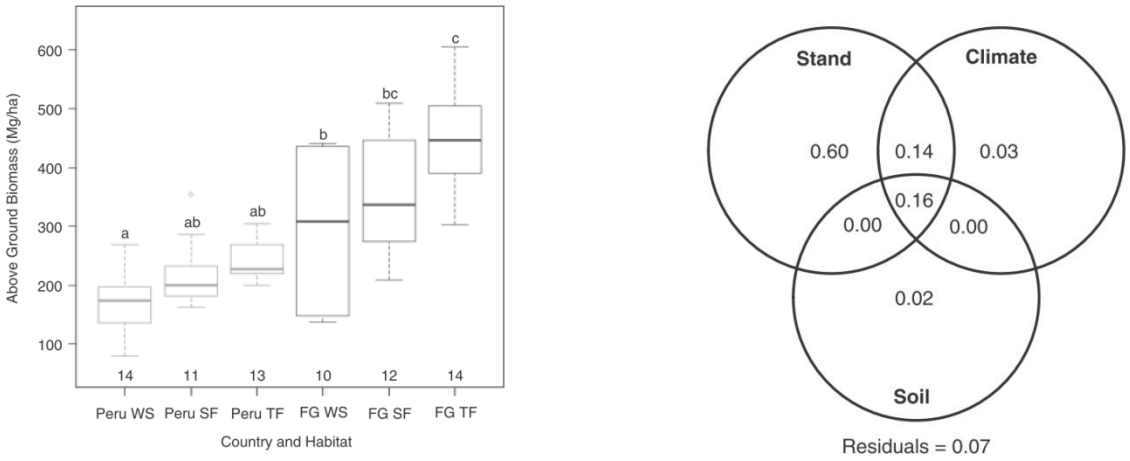


Figure 9 : (A) : Biomasse mesurée dans 3 habitats (WS : forêts de sable blanc, SF : forêts inondées temporairement, TF : Forêts de Terra Firme) au Pérou et en Guyane française. (B) : décomposition (diagramme de Venn) de la variation spatiale de l'AGB entre les facteurs sols, structure et climat. Les chiffres sont les proportions de la variance expliquées par chaque combinaison de variables. Extrait de Baraloto *et al.* (2011).

Parmi les autres facteurs de la structure forestière, Baker *et al.* (2004) ont montré que les gradients de biomasse à l'échelle de l'Amazonie étaient reliés positivement à des gradients de densité de bois (Wood Specific Gravity) de la communauté d'arbres. A l'échelle de cette région, cette densité s'organise sur un gradient Ouest-Nord Est : les forêts de l'Est et du Centre de l'Amazonie ont des espèces au bois plus dense que dans l'ouest de l'Amazonie, au pied des Andes (ter Steege *et al.*, 2006). Cependant la relation est moins forte que pour les gros arbres car Baraloto *et al.* (2011) montrent que les forêts de sable blanc dominées par des espèces à forte densité de bois, présentent une biomasse faible.

Dans un second temps, on peut alors tenter d'identifier les relations entre la densité de gros arbres et les facteurs environnementaux. En Asie et en Amérique plusieurs travaux ont montré l'existence de relations entre la densité des gros arbres et les variables de sol ou climatiques pour chaque continent. Une plus forte densité de gros arbres est associée avec des sols alluvionnaires riches (Paoli *et al.*, 2008; Clark & Clark, 2000; Malhi *et al.*, 2006; Quesada *et al.*, 2012). Mais cette relation n'est pas trouvée en Afrique (Slik *et al.*, 2013a).

Un autre exemple est proposé par Ferry *et al.* (2010). Toujours par manque de données adéquates, il est encore plus rare de comprendre les relations entre les facteurs environnementaux et les variables de structure forestière grâce aux données sur la dynamique forestière. Ferry et al. (2010) proposent une telle analyse sur les variations de biomasse à l'échelle locale, le long d'un transect topographique depuis les habitats de terre-ferme jusqu'aux bas-fonds. Entre ces deux extrêmes topographiques, la biomasse diminue de 43%. Elle est associée à une diminution de la densité d'arbres (27,5%), de la surface terrière (28,6%) et de la densité de bois de la communauté (9,7%). Ces différences de structure sont expliquées par des différences de dynamique forestière. Le processus clef est la mortalité des arbres, plus élevée dans les zones basses, en relation avec les contraintes hydromorphiques. Cette mortalité entraine une fréquence plus élevée d'espèces de lumière (voir figure) avec des densités de bois plus légères, des arbres moins nombreux, moins élancés et moins gros.

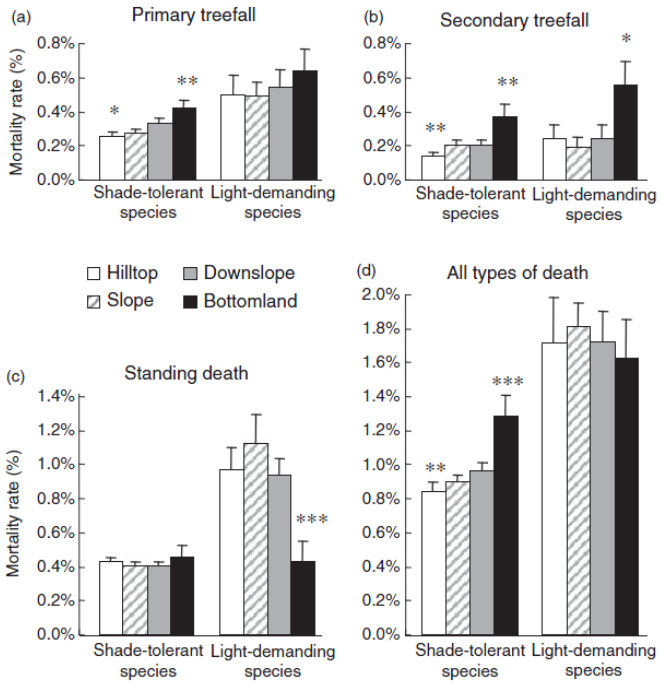


Figure 10 : Taux de mortalité des espèces d'arbres (espèces de lumière ou tolérantes à l'ombre) selon le type de mortalité (chablis primaire, chablis secondaire, mortalité sur pied). Extrait de Ferry *et al.* (2010).

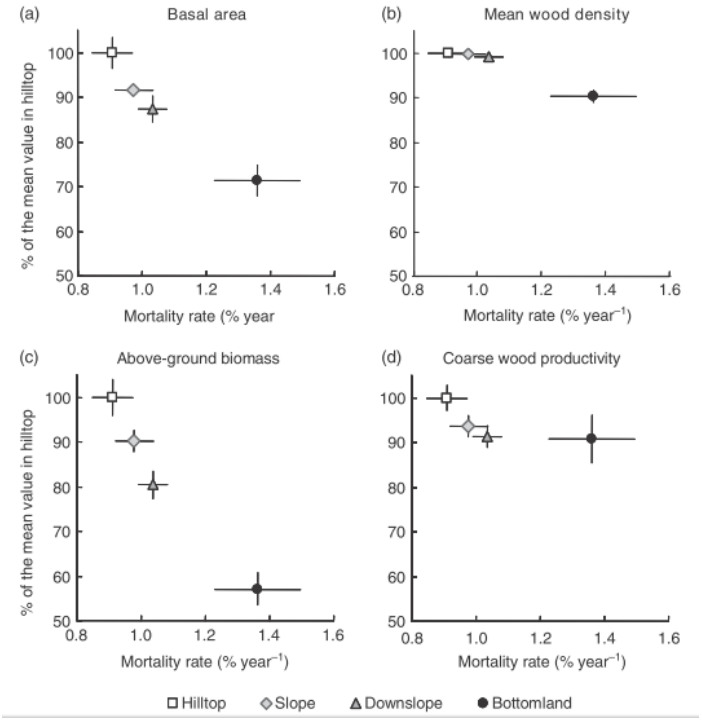


Figure 11 : Relations entre des paramètres de structure et de dynamique avec la mortalité pour 4 habitats (sommet de pente, pente, bas-de pente, bas-fonds) sur le dispositif de Paracou. Les paramètres de structure sont : la surface terrière (a), la densité moyenne du bois pour la communauté (b) et la biomasse aérienne (c). Le paramètre de dynamique est la croissance (d). Ils sont calculés pour tous les arbres de diamètre supérieur à 10 cm sur les parcelles témoin de Paracou (voir figure 3). Extrait de Ferry *et al.* (2010).

1.2.2 Les perturbations et la biomasse

Le rôle des perturbations naturelles a également été appréhendé comme facteur pouvant expliquer les variations de biomasse.

Les forêts tropicales naturelles matures sont classiquement considérées comme des écosystèmes ayant atteint un état d'équilibre dynamique avec des fluctuations causées par des perturbations locales comme les chablis (Pickett & White, 1985; Hubbell & Foster, 1986). Pour ces écosystèmes à l'équilibre, les variables caractérisant sa structure et son évolution sont considérées comme stables dans le temps. Par conséquent, la biomasse vivante doit présenter une valeur constante, les pertes régulières (mortalité des arbres) étant compensées par le gain (régénération et croissance).

Or depuis le début des années 1990, plusieurs études ont montré des changements structurels au sein de diverses forêts tropicales. Ces résultats sont issus du suivi à long terme de dispositifs forestiers permanents dans lesquels les arbres, parfois les lianes, sont régulièrement mesurés (circonférence). Les résultats montrent (i) une augmentation du turn-over des arbres pour les forêts pantropicales (Phillips & Gentry, 1994) ; (ii) un accroissement de la biomasse aérienne ligneuse pour les forêts néotropicales (Phillips *et al.*, 1998; Baker *et al.*, 2004) ; (iii) une augmentation du taux de recrutement et de mortalité en Amazonie (Phillips *et al.*, 2004) ; (iv) une augmentation de la biomasse des lianes en Amazonie de l'ouest (Phillips *et al.*, 2002) et sur le dispositif de BCI (Panama, Wright *et al.* 2004). Des changements de composition floristique sont également reportés (Laurance *et al.* 2004). Pour Lewis (2006), ces changements de structure et dynamique forestière serait la conséquence d'une disponibilité accrue des ressources (température et CO_2) faisant suite aux changements climatiques globaux. Le fonctionnement des forêts serait alors fortement perturbé par ces nouvelles conditions climatiques.

Cependant, ces résultats et leur interprétation est remis en cause par différents auteurs qui remettent également en cause le paradigme énoncé plus haut, à savoir que les forêts matures ont atteint une stabilité. Ils soulignent l'importance des perturbations passées, agissant à différentes échelles de temps et d'espace, sur le fonctionnement actuel des forêts (Wright, 2005). Ainsi, les phénomènes climatiques de type El Niño sont souvent à l'origine de sécheresses, parfois aggravées par de vastes incendies, qui perturbent profondément le fonctionnement des forêts (ralentissement de la croissance et augmentation de la mortalité des arbres). Comme par exemple sur l'île de Barro Colorado (Panama), où la mortalité des arbres a augmenté de 50 %, durant 3 ans, suite à l'épisode El Niño de 1983 (Condit *et al.*, 1995). Chave *et al.* (2003) ont ensuite montré que la biomasse aérienne estimée dans les mêmes carrés permanents, avait significativement augmenté durant les 5 années suivantes (1985-90), pour revenir ensuite fluctuer autour de zéro (1990-2000). D'autres phénomènes climatiques comme les tempêtes, les coups de vent violents, peuvent aussi perturber les forêts tropicales. De même que l'activité humaine, dont les traces sont régulièrement retrouvées dans des forêts considérées aujourd'hui comme matures. Ces perturbations ont certainement affecté durablement le fonctionnement de ces écosystèmes actuels. Il faudrait donc voir les forêts matures comme une communauté d'arbres, ayant résisté à ces divers événements et marquées dans son fonctionnement par l'empreinte de ces perturbations (Wright, 2005). Les forêts matures, affectées par ces perturbations sur des périodes pouvant être

courtes (dans le cas d'événements climatiques par exemple), se reconstitueraient sur de longues phases (Korner, 2003). Ces perturbations récurrentes ne permettraient pas (ou rarement) aux forêts d'atteindre une stabilité mais plutôt un état d'équilibre dynamique. Ces résultats corroborent l'hypothèse de fluctuations de biomasse au sein des forêts matures qui seraient plutôt à mettre en relation avec des perturbations climatiques et non pas avec les changements climatiques..).

La thèse que j'ai co-encadrée soutenue par Ervan Rutishauser en décembre 2010 s'est concentrée sur cette thématique.
Sur le dispositif de Paracou, les données démographiques analysées sur la période 1991-2007 sur les six parcelles de 6,25 hectares montrent que la forêt naturelle se comporte comme un puits de biomasse, avec une accumulation très variable sur les 6 parcelles, de 0,34 à 1,59 tonnes/ha/an (table 3). Ces résultats confirment donc les conclusions d'études menées dans le bassin amazonien et plus récemment dans le bassin du Congo (Lewis *et al.*, 2009b).

Table 3 : Flux annuel de biomasse pour les 6 parcelles témoin de Paracou. Le flux net est la différence entre les flux positifs (croissance et recrutement) et le flux négatif (mortalité). Extrait de Rutishauser *et al.* (2010).

	Annual biomass fluxes (Mg ha $^{-1}$ yr $^{-1}$)			
	Recruitment	Growth	Mortality	Net change
Plot				
1	0.55 (0.44–0.68)	4.51 (4.14–4.90)	4.67 (3.64–5.88)	0.40 (− 0.8–1.45)
6	**0.48 (0.37–0.59)**	**4.51 (4.20–4.72)**	**3.96 (3.18–4.82)**	**1.02 (0.10–1.73)**
11	0.39 (0.32–0.46)	4.27 (4.01–4.44)	4.18 (3.49–4.82)	0.48 (− 0.30–1.16)
13	**0.41 (0.30–0.52)**	**4.31 (4.05–4.56)**	**3.21 (2.58–3.85)**	**1.50 (0.81–2.17)**
14	0.37 (0.30–0.44)	4.14 (3.93–4.34)	4.16 (2.82–5.95)	0.34 (− 1.40–1.71)
15	**0.37 (0.33–0.42)**	**4.15 (3.88–4.35)**	**2.93 (2.35–3.53)**	**1.59 (0.90–2.21)**

Le deuxième résultat majeur a été de montré que la mortalité est, parmi les trois processus démographiques, celui qui explique les variations de biomasse pour la période étudiée (figure 12). L'augmentation de biomasse n'est pas due à une augmentation de la croissance ou du recrutement, mais bien à l'absence de pertes liées à la mort d'un ou plusieurs arbres de gros diamètres. Les parcelles qui accumulent de la biomasse sont celles qui perdent peu d'arbres par la mortalité. Ces résultats diffèrent donc de ceux enregistrés sur le réseau RAINFOR qui montrent que les trois processus démographiques « s'emballent » (Lewis *et al.*, 2004).

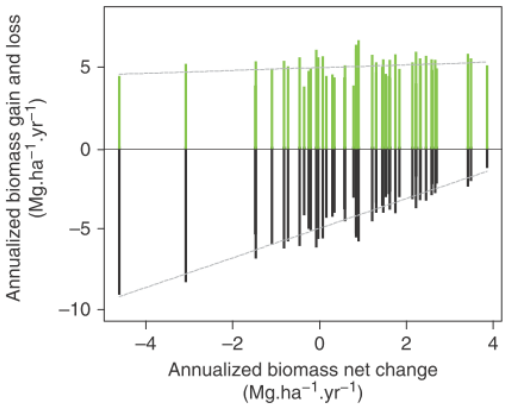


Figure 12: Flux annuel entrant (en vert) et sortant (en noir) de la biomasse pour chaque période d'étude (intervalles de 2 ans entre 1991 et 2007) pour les six parcelles (6,25 ha) naturelles du dispositif de Paracou. Les périodes d'études sont ordonnées en fonction de la valeur de leur bilan annuel (= flux entrant - flux sortant). Extrait de Rutishauser *et al.* (2010).

En outre, les données de structure forestière analysée montrent également une forte diminution de la densité d'arbres de petits diamètres et une augmentation des gros. Ce qui est caractéristique de forêts en reconstitution. Nous avons donc cherché à définir plus précisément la maturité des forêts de Paracou.

Cette maturité a été définie pour chaque quadrat (25 x 25 m) à partir d'une analyse associant des paramètres de la structure forestière observée en 2007 (densité, diamètre quadratique moyen) et un diagnostic des arbres. Ce diagnostic a été mis au point en collaboration avec Eric Nicolini (UMR Analyse et Modélisation des Plantes) et combine des informations sur l'architecture des arbres (Hallé & Oldeman, 1978) et la morphologie des couronnes. Elle a permis de distinguer une séquence d'arbres depuis les arbres d'avenir (« juveniles trees ») jusqu'aux arbres du passé (« declining trees ») caractérisés par une couronne fragmentée (Rutishauser et al. 2011). En combinant ces informations architecturales et les paramètres de structure, chaque quadrat a été associé à une des quatre phases suivantes: « mature », « disturbed », « recruitment » et « growing » (Rutishauser, 2010), figure 13).

a

	Disturbed (n = 44)		Recruitment (n = 23)		Growing (n = 43)		Mature (n = 30)			
	mean	SD	mean	SD	mean	SD	mean	SD	R^2.	P
Stem density * (ha^{-1})	596 ^{a}	52	763 ^{b}	40	622 ^{ac}	50	587 ^{ad}	46	0.17	0.00
Quadratic mean diameter * (cm)	24.5 ^{a}	1.15	24.1 ^{ab}	0.88	25.0 ^{ac}	0.79	27.6 ^{d}	1.01	0.42	0.00
Basal Area * (m^2 ha^{-1})	28.0 ^{a}	2.3	34.9 ^{b}	2.6	30.5 ^{c}	3.3	35.0 ^{b}	3	0.28	0.00
Juveniles * (%)	12 ^{a}	5.8	4 ^{b}	4.5	4 ^{b}	2.8	4 ^{b}	3.3	0.36	0.00
Adults * (%)	61 ^{a}	9.6	75 ^{b}	10.3	78 ^{b}	7.5	70 ^{c}	7.4	0.24	0.00
Declining * (%)	14 ^{a}	7.8	9 ^{b}	5.3	8 ^{b}	4.5	16 ^{a}	8.4	0.04	0.45
Biomass stock (Mg ha^{-1})	377 ^{a}	38	471 ^{b}	45	421 ^{c}	51	514 ^{d}	54	0.36	0.00
Stem density DBH > 40 cm (ha^{-1})	12 ^{a}	2.4	16 ^{b}	3.8	14 ^{ab}	3.2	18 ^{c}	3.5	0.29	0.00

b

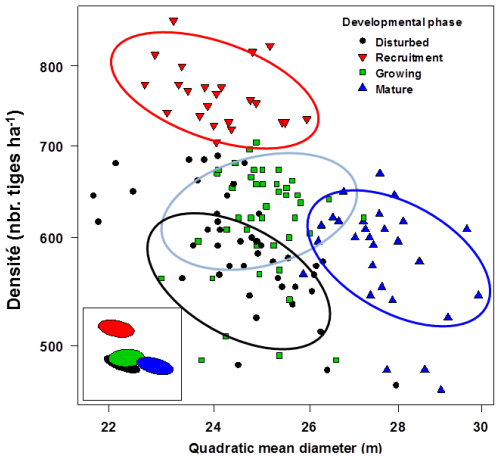


Figure 13 : a) paramètres de structure et pourcentage d'arbres juvéniles, adultes et du passé pour chacune des 4 phases de développement identifiés au sein des parcelles témoin de Paracou. b) Densité et diamètre quadratique moyen calculas pour chaque quadrat de 25 * 25 m. Extrait de (Rutishauser, 2010).

Chacune de ces phases peut être rattachée à une des phases de maturité, inspirées du concept de « shifting phase mosaic » proposé par (Likens *et al.*, 1978; Oldeman, 1990).On peut proposer la

dynamique suivante : la phase mature est caractérisée par une forte biomasse et une forte densité de gros arbres dont beaucoup d'arbres du passé. La disparition de ces arbres va fortement réduire la biomasse (phase « disturbed ») pour laisser place à une abondante régénération (phase « recruitment ») dominée par des arbres juvéniles et adultes avant que la mortalité par éclaircie réduise progressivement la densité d'arbres et aboutisse à une phase mature.

L'analyse de l'accumulation de biomasse pour chacune de ces quatre phases montre que les phases de « recruitment » et « mature » sont celles qui stockent le plus pendant la période 1991-2007 alors que la phase « growing » stocke moins et que la phase « disturbed » a perdu de la biomasse (figure 14). Chaque parcelle est constituée par une mosaïque de ces différentes phases. Celles qui stockent le plus sont dominées par des phases de « recruitment » (parcelle 15, figure 14a) et de phases « matures » et par une faible proportion de phases « disturbed » (parcelle 6, figure 14 a).

Ce travail de thèse a permis de montrer que l'accumulation de biomasse est très dépendante de l'existence de ces différentes phases de maturité, qui au sein d'un même massif forestier, peuvent être la conséquence de différentes perturbations asynchrones. Parmi les causes qui sont à l'origine de ces perturbations, il est probable qu'une perturbation climatique comme la sécheresse joue un rôle prépondérant. Il a déjà été démontré que ce type d'évènements provoque une forte mortalité chez les gros arbres (Slik 2004; Van Nieuwstadt & Sheil, 2005) ce qui peut entrainer une forte chute de biomasse, comme cela été démontré en 2005 en Amazonie (Phillips *et al.*, 2009).

Nous considérons donc que les forêts agissent comme des « tampons » qui peuvent temporairement absorber du carbone au gré de perturbations. Les variations de biomasse observées depuis plusieurs décennies seraient plutôt la conséquence de ces perturbations plutôt qu'une modification à long terme du fonctionnement sous les effets du forçage climatique.

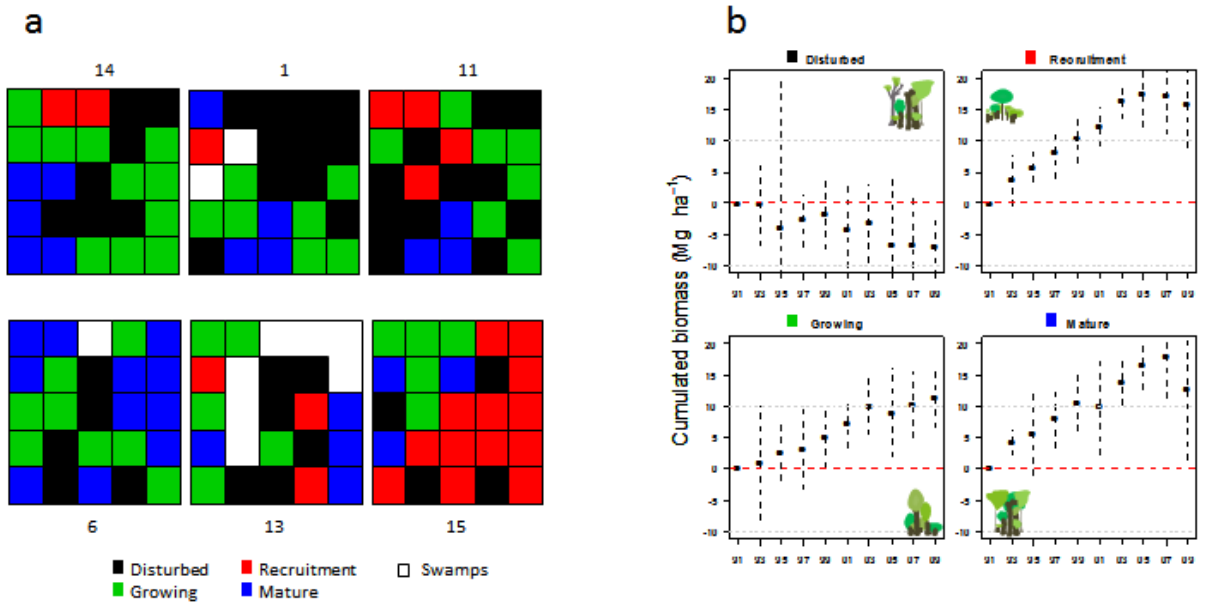


Figure 14 : a) Phases de développement pour chaque quadrat des 6 parcelles témoin. Les parcelles sont classées par ordre croissant de leur flux net de biomasse (de la parcelle 14 à la parcelle 15 voir tableau 3).b) Flux cumulé pour tous les quadrats de chacune des quatre phases de développement. Extrait de Rutishauser (2010).

1.2.3 LES IMPACTS DE L'EXPLOITATION FORESTIERE SUR LA BIOMASSE ET LA BIODIVERSITE

Les plans d'aménagement durable des forêts regroupent toute une série d'interventions dont on peut retenir deux principales :

- L'exploitation associée à une intensité (nombre d'arbres coupés ou volume extrait par hectare) et à une durée de rotation, période entre deux exploitations qui doit permettre la reconstitution d'un stock de bois ;
- Une diversité de pratiques sylvicoles comme les éclaircies par abattage ou par dévitalisation, le délianage effectuées avant ou après exploitation, l'enrichissement en espèces commerciales. Ces pratiques sont appliquées au moment de l'exploitation ou pendant toute la phase de reconstitution.

L'objectif de ces plans pour le gestionnaire est double :

- Minimiser les dégâts de l'exploitation sur la communauté résiduelle en veillant à ce que les principaux services de l'écosystème soient maintenus (carbone, maintien de la biodiversité).
- Augmenter la productivité pour qu'elle reconstitue, dans une durée compatible avec des critères économiques, un potentiel commercial.

Le rôle de la recherche est donc d'évaluer les impacts de l'exploitation et de ses différentes modalités sur la structure de la communauté d'arbres pour ensuite caractériser la dynamique post-exploitation et en comprendre ses déterminants.

1.2.3.1 LES MODES D'EXPLOITATION ET LEURS IMPACTS

Les différentes modalités ne concernet que l'exploitation conventionnelle et l'exploitation à faible impact. La synthèse des données disponibles proposées par Putz *et al.* (2012) montre que la quantité de biomasse perdue par ces deux modalités présente une très grande variation : de quelques % à plus de 50% selon le type de forêts considérées, l'intensité et les modalités d'exploitation. L'exploitation à faible impact est mise en œuvre pour réduire la surmortalité sur la communauté résiduelle, l'ouverture de la canopée et les distances de pistes. Putz *et al.*, (2008b) estiment que l'utilisation de ces techniques permettrait une réduction de perte de biomasse à plus de 30 T/ha. Nous avons fourni une quantification de la réduction de perte de biomasse avec la mise en œuvre de règles d'exploitation à faibles impacts (figure 15) sur les dispositifs de Paracou et de la Cikel (état du Pará, Brésil). Quelle que soit l'intensité d'exploitation, nous montrons que les règles d'exploitation à faibles impacts réduisent la perte de biomasse de 12,2 T/ha.

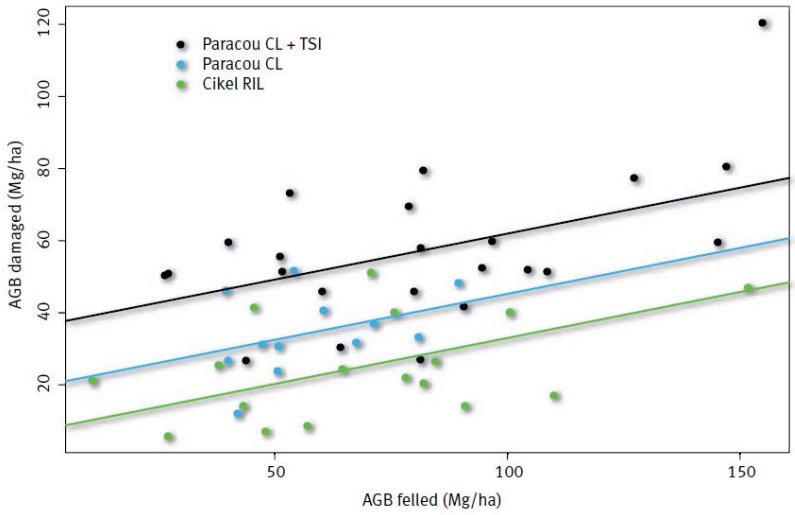


Figure 15 : Biomasse détruite en fonction de la biomasse récoltée pour 3 traitements : exploitation classique et exploitation + sylviculture (Paracou) et exploitation à faible impact pour la Cikel. Extrait de Sist *et al.* (2012).

1.2.3.2 LES IMPACTS SUR LA BIOMASSE

Un résultat original produit grâce au dispositif de Paracou concerne l'évolution du stock de carbone dans les forêts exploitées (Blanc *et al.*, 2009). Cette dynamique de stockage de carbone dans les forêts exploitées n'est pas prise en compte dans la littérature (Asner *et al.*, 2005) car peu de données sont disponibles (Chambers *et al.*, 2004).

Les données du dispositif permanent de Paracou en Guyane française (60 000 arbres mesurés depuis 25 ans) sont une source rare pour quantifier l'évolution du stock de carbone en distinguant les forêts exploitées de façon conventionnelle des forêts ayant reçu une sylviculture de type éclaircie. Pour établir ce bilan carbone, la séquestration de carbone a été quantifiée en distinguant les processus de croissance et de recrutement (figure 16 Dd et E). Les émissions de carbone ont été calculés séparément pour les arbres exploités et sortis de la parcelle (figure 16 C) et les arbres morts suite aux dégâts d'abattage (figure 16 B) grâce à des modèles de décomposition de la biomasse proposés par le seul modèle disponible dans la littérature (Chambers et al. 2000). Un modèle de décomposition établi à partir des données de Paracou a d'ailleurs été proposé par la suite Hérault *et al.* (2010b). La différence entre ces flux entrants et sortants produit le flux net (figure 16 A) pour chaque période.

Nous montrons que les forêts exploitées sont des sources de carbone pendant les 10 à 12 années qui suivent l'exploitation (figure 16 F). Pendant cette période, le flux net est dominé d'abord par les émissions de carbone des arbres exploités (déchets de scierie figure 16 C), puis par les émissions de carbone des arbres morts restés en forêt (figure 16 B). Au-delà de cette première décennie, les forêts exploitées deviennent des puits de carbone par réduction très forte des émissions et augmentation de la séquestration. Si le flux de recrutement montre un pic entre 8 et 12 années après l'exploitation, la croissance reste stable durant les 23 années après l'exploitation.

Ce dernier résultat est original car les autre sites en Amazonie montrent au contraire un très net ralentissement de la croissance (voir table 1 de Blanc *et al.*, 2009).

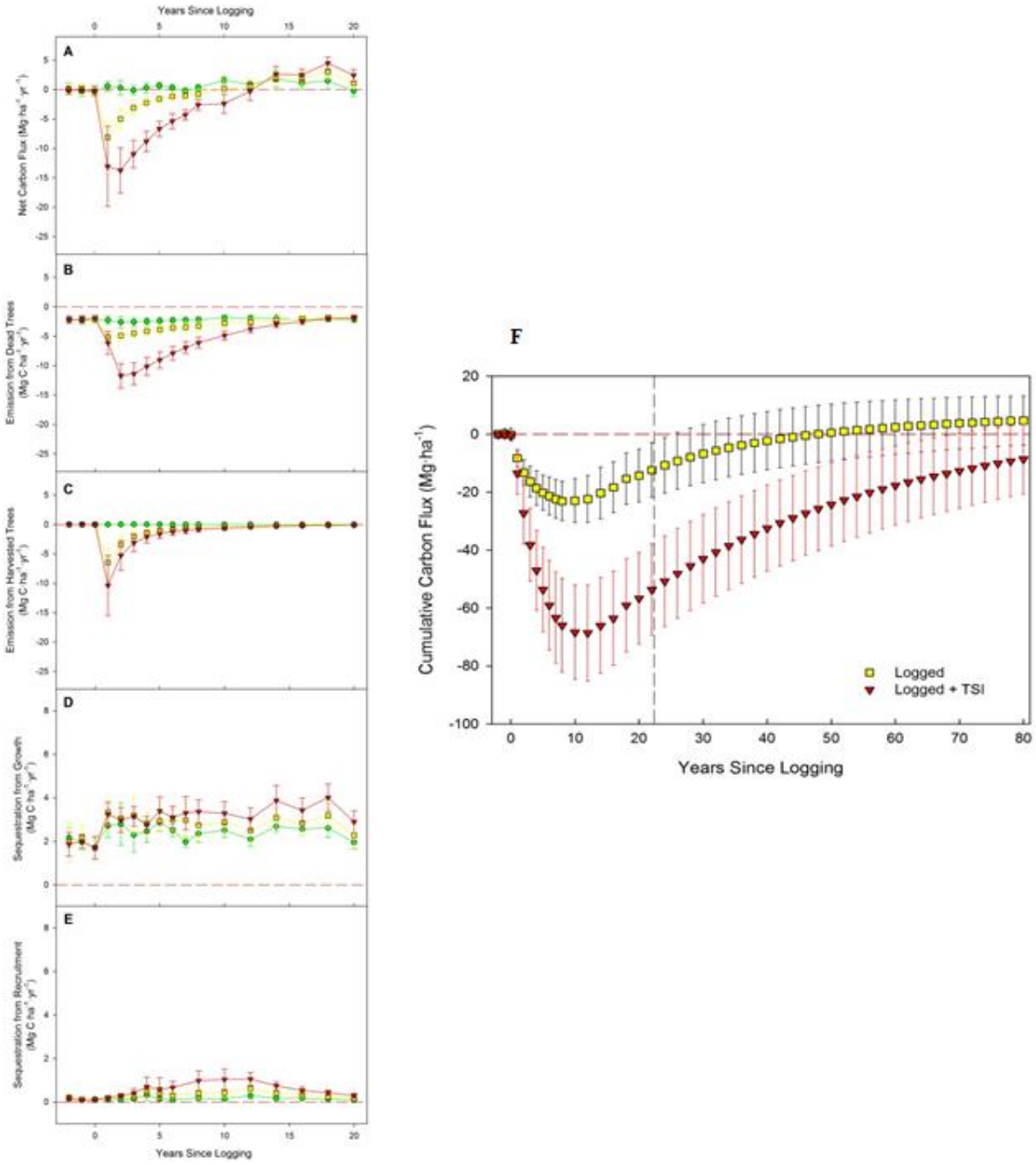


Figure 16 : Flux cumulé de carbone de la biomasse aérienne dans les parcelles exploitées du dispositif de Paracou. Les points indiquent les données observées (<20 années après exploitation) et simulées (> 20 années) pour les parcelles de 1.56 ha qui ont été exploitées (carré jaune) et exploitées avec des interventions sylvicoles de type dévitalisation (triangle rouge). Les barres d'erreur indiquent les valeurs maximum et minimum pour les parcelles de chaque traitement. Les flux de carbone ont été calculés avec le modèle suivant : $dC(t)/dt = R * [1-(Ct-C2007)/(Cmax-C2007)]$ avec C(t) le stock de carbone à chaque pas de temps, R le flux net moyen entre 2001 et 2007, C2007 le stock de carbone en 2007, Cmax la valeur la plus élevée du stock de carbone entre 1984 et 1986. Extrait de Blanc *et al.* (2009).

Il est par ailleurs remarquable de noter que le flux net de biomasse peut être aussi fort dans les forêts dites « naturelles » que dans les forêts exploitées après cette première décennie (figure 16 A).

Le flux cumulé indique que la durée de restockage du carbone perdu lors d'une exploitation forestière pour le bois d'œuvre est de 45 années pour les forêts exploitées et de plus de 80 ans pour les forêts exploitées avec la sylviculture.

Il serait possible de réduire la durée de reconstitution du stock de carbone. Tout d'abord avec l'utilisation de techniques d'exploitation à faible impact qui, comme nous l'avons montré, diminuent les dégâts et les pertes de matière en forêt. D'autre part avec des techniques de transformation du bois plus performantes recommandées par la certification forestière (nous avons considéré que deux tiers du volume de bois extrait constituait des déchets en scierie).

1.2.3.3 Les impacts sur les communautes d'arbres

L'étude précédente a montré que la sylviculture par éclaircie provoque une perte de carbone deux fois supérieures à celle enregistrée en forêt exploitées (figure 16 B) et n'est pas compensée par un gain de carbone suffisamment élevé (figure 16 D et E). Dans une autre étude produite par Guitet *et al.* (2009), il est montré que la sylviculture par éclaircie ne permet pas non plus de reconstituer rapidement un volume commercial. Bien que la croissance des arbres commerciaux soit largement supérieure à celle enregistrée en parcelles sans éclaircie (de 39 à 50%), le gain de biomasse pour ce groupe des arbres commerciaux est faible à cause d'une très forte mortalité. Telle qu'elle a été pratiquée, la sylviculture ne présente donc pas d'intérêts ni en termes écologiques ni en termes économiques.

L'ouverture de la canopée par l'abattage d'arbres peut donc constituer l'unique intervention sur le peuplement forestier tropical. Il est donc important de définir les modalités spatiales de ces ouvertures qui favoriseraient le meilleur gain de croissance. Nous avons montré, avec les travaux d'Herault *et al.* (2010a) que la croissance des arbres était davantage favorisée par la distance à une trouée que par la taille de la trouée. Pour une même intensité d'exploitation, il est donc préférable pour dynamiser le peuplement de privilégier plusieurs petites trouées plutôt qu'un nombre plus réduit de grandes trouées. Cependant cette stratégie présente l'inconvénient de créer plus de pistes de débardage (Putz *et al.*, 2008a).

1.2.3.4 Les impacts sur la biodiversite

Toujours à partir des données de Paracou, les effets de l'exploitation forestière ont été évalués par les réponses taxonomiques mais aussi fonctionnelles des communautés d'arbres (Baraloto *et al.*, 2012). Si l'aspect taxonomique a déjà fait l'objet de plusieurs travaux (Cannon *et al.*, 1998; Berry *et al.*, 2010), les réponses fonctionnelles ont en revanche rarement été traitées. Le travail a été mené par Baraloto *et al.* sur les jeunes tiges de 2 à 10 cm dans trois habitats : le centre et le bord de la trouée et la forêt non exploitée. Il montre plusieurs résultats marquants :

- la richesse spécifique et la richesse fonctionnelle est la même dans les trois habitats.
- Les compositions taxonomiques et des traits fonctionnels changent entre les habitats du centre et du bord des trouées et celui de la forêt non exploitée. Parmi les 13 traits analysés, on observe notamment une plus faible densité de bois (6%) et une plus faible dureté des feuilles (11 %).

L'approche fonctionnelle montre ainsi que les forêts exploitées auraient ainsi une plus faible capacité de stockage de carbone et une plus grande sensibilité à la sécheresse.

1.3 PERSPECTIVES DE TRAVAIL

Les plans d'aménagement actuellement mis en œuvre ont été élaborés à partir de connaissances fragmentaires acquises durant les toutes premières années de suivi des dispositifs forestiers, c'est-à-dire au début des années 80 et 90.

A cette époque l'aménagement était un outil de lutte contre la déforestation et était surtout mis en œuvre pour produire du bois. Or, on l'a vu, les enjeux autour de l'aménagement des forêts tropicales se sont largement diversifiés. Cet aménagement doit répondre à une demande sociétale plus diversifiée et doit composer avec plus d'acteurs et de nouveaux instruments de gestion comme les paiements pour Services Environnementaux. La gestion des forêts et dealeurs ressources, désormais considérées comme multiples, doit donc être raisonnée dans ce nouveau contexte dans lequel les frontières s'effacent entre les différents types de forêt, entre la forêt et les autres formes d'utilisation des terres. Les services environnementaux comme les services économiques peuvent être rendus par la même forêt, qu'elle soit mature ou dégradée.

Il est cependant remarquable de noter que malgré cette très nette évolution du contexte, il existe actuellement bien peu de cas concrets de ces nouvelles formes de gestion multifonctionnelle. Ces deux dernières décennies ont été marquées par une phase d'évolution des pensées et des acteurs grâce à « une construction de normes et de représentations partagées en matière de gestion des forêts tropicales et à « façonner l'agenda » international relatif aux forêts tropicales » (Karsenty *et al.*, 2004). Elles ont été marquées également par une avancée significative des connaissances sur le fonctionnement écologique des forêts exploitées comme sur l'identification des besoins sociaux.

Il existe donc un décalage important entre ce qui est mis en œuvre actuellement dans les plans d'aménagement d'une part et la connaissance des systèmes et les nouveaux enjeux auxquels l'aménagement doit répondre.

Ces connaissances doivent être désormais intégrées pour élaborer une nouvelle génération de plans d'aménagement. Je présente ci-dessous quelques axes de recherche dont la finalité est de participer à la définition de cette nouvelle génération de plans. Plusieurs axes de travail sont présentés mais ils ne doivent pas être considérés comme indépendants. Il me semble évident également que ces travaux ne pourront se dérouler que grâce à une approche pluridisciplinaire. Ces activités doivent mobiliser l'écologie autant que les sciences humaines et sociales (GNFT, 2012).

Parce qu'elles vont se dérouler en Amazonie, une présentation du contexte me parait indispensable.

Une Amazonie en pleine mutation

On peut considérer le taux de déforestation comme un indicateur de cette mutation. Ce taux a augmenté de manière continue sur la décennie 1994-2004 pour atteindre 2,7 millions d'hectares par an et il a systématiquement diminué depuis 2005 pour atteindre moins de 0,5 million en 2012 (http://www.obt.inpe.br). L'analyse de l'évolution de la déforestation du territoire amazonien

depuis le début des années 50 montre que cette évolution a connu deux grandes phases avec la dominance exclusive d'un des facteurs :

Dans la 1ère phase (1960 - milieu des années 2000) : dominance des facteurs socio-économiques avec des programmes nationaux incitatifs de migration vers la région amazonienne. Cette colonisation du territoire était considérée comme un moyen de lutte contre la pauvreté et la déforestation comme une mise en valeur du territoire.

Dans la 2ème phase (à partir de 2004 – en cours) : dominance des facteurs environnementaux imposée par l'état fédéral à travers un Plan d'action pour la Prévention et le Contrôle de la Déforestation dans l'Amazonie légale (PPCDAM) qui regroupe une série de mesures contraignantes, de contrôle et d'application de nouvelles politiques publiques. Ces mesures ont été associées à la mise en place d'outils de surveillance par satellite (http://www.obt.inpe.br). Ces initiatives ont été relayées par les acteurs du secteur privé par des engagements volontaires, anticipant ainsi une demande croissante pour des produits n'impactant pas la déforestation sous l'influence des lobbies environnementaux[5]. Lors de cette phase d'autres facteurs ont joué un rôle important comme la conjoncture internationale des marchés, la baisse des flux migratoires, et les perspectives d'incitations positives via les Paiements pour Services Environnementaux issues des débats sur le REDD+. Une étude d'Assunçao *et al.* (2012) démontre que le cycle de la déforestation est principalement expliqué par les prix agricoles du soja et de la viande jusqu'en 2003, puis par une combinaison de mesures de contrôle et de répression de la part de l'Etat avec des prix soutenus sur la période 2004-2007; enfin à partir de 2008, les politiques de lutte contre la déforestation sont déterminantes pour expliquer la chute des surfaces défrichées et ce malgré la forte reprise des cours du soja en 2007.

Après cette période de lutte contre la déforestation (en cours depuis 2005) se pose désormais la question du passage à d'autres systèmes de production. Les activités de production ne peuvent plus être basées sur une avancée du territoire par déforestation et une approche extensive. Il faut donc repenser les systèmes de production avec notamment pour l'agriculture l'interdiction de l'usage du feu, pratique courante pour l'agriculture familiale. Concernant les activités forestières, peu de changements dans les pratiques sont encore visibles avec près de 60 % de la production de bois provenant d'activités illégales (Pereira *et al.*, 2010). Mais fait très marquant on note une baisse très nette de la production de bois issus de forêts matures, passant de 28,2 à 14,1 millions de m^3 entre 1998 et 2009 (Pereira *et al.*, 2010). Si le bois ne provient plus des fronts de déforestation, il est issu d'activités d'exploitation illégale, mais sans ouverture de la canopée, donc moins repérables par télédétection. La baisse de la déforestation s'est donc accompagnée d'une augmentation notable de la dégradation forestière. Ce qui prouve que la transition d'un modèle de production de bois intimement liée à la colonisation du territoire et à l'ouverture du couvert forestier par l'agriculture à un autre modèle n'est pas faite. Cet autre modèle pourrait être la généralisation de plans d'aménagement. Ce nouveau contexte pourrait être très favorable à la

[5] L'initiative connue comme Moratoire du soja est un engagement volontaire, un pacte signé en 2006 par l'association brésilienne de l'industrie des huiles végétales (ABIOVE) et l'association brésilienne des exportateurs de céréales (ANEC).

mise en place de plans d'aménagement des forêts (Ros-Tonen, 2007; Sablayrolles *et al.*, 2008) qui jusqu'à présent étaient des outils de gestion peu utilisés.

Les prémisses d'une troisième phase se font sentir avec une prise en compte non exclusive des deux drivers précédents. Elle se traduit notamment à travers les concepts d'économie verte (thème phare des rencontres de Rio+20). Une hypothèse est de considérer qu'une transition réussie est l'équilibre entre ces deux drivers avec l'émergence des notions écoefficience, terme impliquant des dimensions économiques et environnementales. Cela correspond au modèle de développement vert «Municipio verde », initié à une échelle locale, qui sont mis en avant actuellement dans les états du Pará notamment (Coudel *et al.*, 2012).

1.3.1 MAINTIEN DES SERVICES EN FORETS EXPLOITEES : VERS UNE GENERALISATION DES RESULTATS

Beaucoup de connaissances ont été accumulées ces dernières années sur le fonctionnement des forêts après exploitation. Les indicateurs clefs des plans d'aménagement (intensité d'exploitation, durée de rotation, sensibilité des espèces) peuvent être largement redéfinis à la lumière de ces connaissances et adaptés à la variabilité du fonctionnement des forêts. Mais ces connaissances sont fragmentaires, et sujettes à des interprétations contradictoires. A titre d'exemple, les impacts de l'exploitation sur les services écosystémiques ont toujours été étudiés sur un seul site et très souvent en se concentrant sur un seul service (mais voir Berry *et al.*, 2010). La situation est différente pour les forêts matures dont l'analyse du fonctionnement grâce à des réseaux de dispositifs a permis de produire une grande quantité de connaissances originales, d'avancer de façon significative dans la connaissances des processus de fonctionnement (maintien de la biodiversité), en plus de fédérer une communauté de chercheurs et de créer une indéniable émulation.

Les résultats accumulés sur le fonctionnement des forêts après exploitation souffrent donc d'un manque de validation à d'autres dispositifs, préalable indispensable pour les consolider et les généraliser. Cette validation doit se faire à l'échelle de plusieurs dispositifs par une comparaison régionale et/ou inter-régionale. Ce travail permettrait également d'identifier et de comprendre les facteurs environnementaux à l'échelle considérée qui peuvent expliquer les différences de réaction. On pourra alors proposer de plans d'aménagement adaptés à la variabilité du fonctionnement des forêts. Il apparait donc prioritaire de valider ces résultats afin de produire une synthèse des connaissances accumulées depuis deux à trois décennies.

Afin d'atteindre cet objectif un réseau, créé en 2012 à l'initiative du Cirad, du Cifor et de l'Embrapa, rassemble un collectif de chercheurs appartenant à 12 institutions. Ces chercheurs et leurs équipes de recherche gèrent depuis plusieurs décennies des dispositifs forestiers sur le modèle de celui de Paracou (voir carte). Ce réseau, intitulé Tropical managed Forest Observatory, fonctionne depuis fin 2012 (http://www.tmfo.org/, voir descriptif du projet p 6).

Dans le cadre de ce travail collectif je m'intéresse plus particulièrement à la dynamique du carbone après exploitation.

Les connaissances produites doivent constituer les bases scientifiques d'une nouvelle série de plans d'aménagement qui seront mieux adaptés pour répondre à la diversité des enjeux en Amazonie.

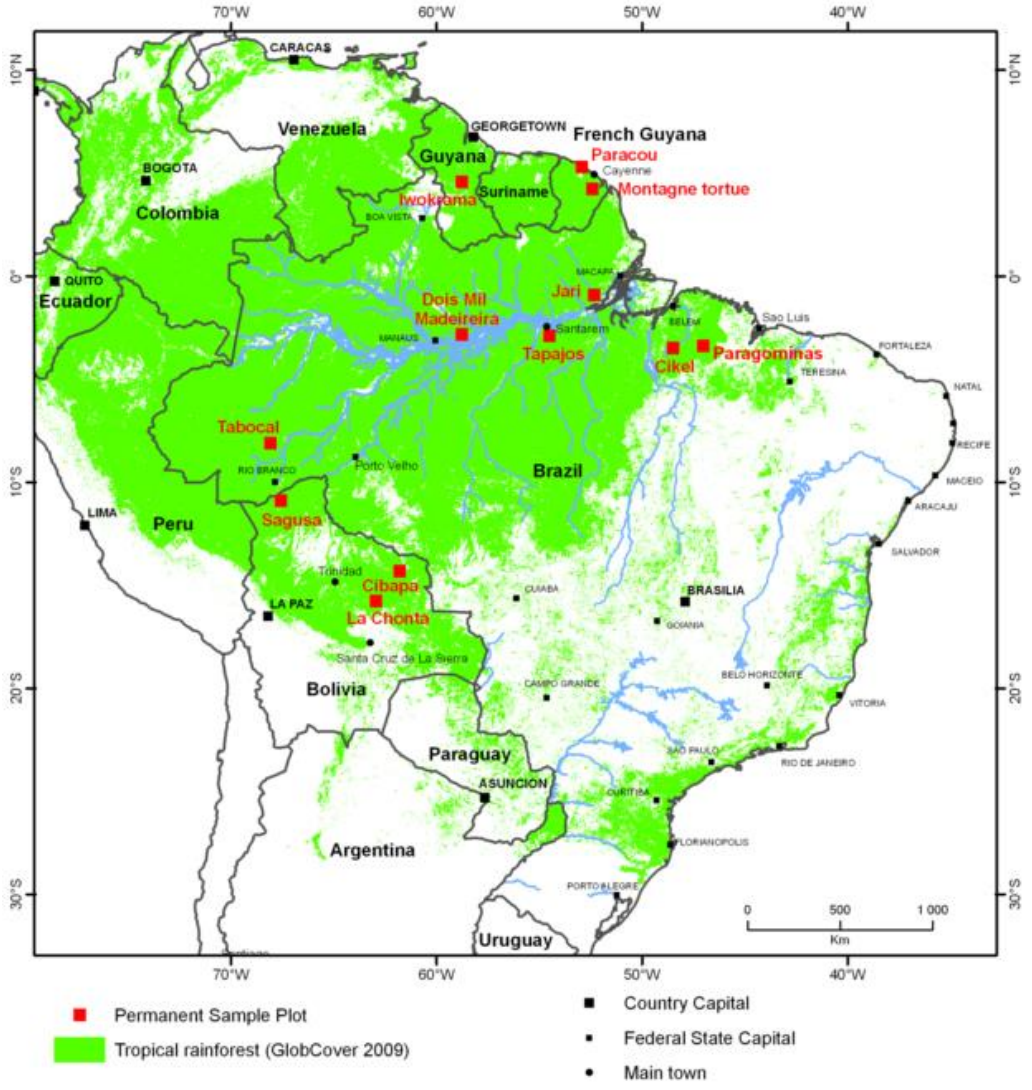


Figure 17 : Carte de localisation des dispositifs forestiers permanents du réseau Tropical managed Forest Observatory (TmFO).

1.3.2 QUEL FUTUR POUR L'AMENAGEMENT DES FORETS EN AMAZONIE ?

Dans le nouveau contexte décrit plus haut, il y a nécessité de faire correspondre à la diversité d'acteurs, de produits et d'objectifs une diversité de plans d'aménagement. Au-delà des réponses écologiques des forêts à l'exploitation développée dans l'axe précédent, il me semble important d'analyser l'évolution des demandes auxquelles répond l'exploitation forestière. Cette activité, qui se déroulera dans le cadre du projet GUIAMAFLOR, vise donc à identifier les facteurs qui vont orienter et influencer l'aménagement des forêts en Amazonie.

Il s'agira de réaliser une analyse prospective de l'importance et du rôle de l'aménagement des forêts pour la prochaine décennie dans le contexte de changements profonds qui caractérisent actuellement l'Amazonie brésilienne. Nous faisons l'hypothèse que dans les décennies à venir l'aménagement des forêts va devenir un outil de gestion important du territoire avec la poursuite des contrôles et de la mise en place de cadres réglementaires (régularisation foncière, licence d'exploitation, traçabilité des produits, etc.). La production de bois sera désormais plus intimement liée à une gestion organisée et contrôlée des ressources avec une généralisation des plans d'aménagement. Il convient donc de travailler sur les différents facteurs qui vont influencer positivement l'évolution de l'aménagement forestier (lutte contre la déforestation et la dégradation forestière, mécanismes de paiements pour services environnementaux, diversification des produits issus de la forêt, etc.) ou négativement (arrivée massive du bois issu de plantation, coûts de l'exploitation, etc.). La question à laquelle nous voulons répondre est la suivante : Comment ces facteurs vont modifier le rôle de l'aménagement des forêts pour la production de bois et quelles seront les nouvelles stratégies des acteurs ? Dans cette évolution, il sera notamment important d'identifier les modalités des prélèvements (intensité de prélèvements, nature des produits) qui seront privilégiées afin de savoir si les connaissances disponibles sur les dispositifs sont suffisantes pour répondre à ces futures demandes et à de nouvelles modalités d'aménagement des forêts. Les résultats attendus de ce projet sont d'élaborer des scénarios d'évolution du marché du bois en Amazonie pour la prochaine décennie.

1.3.3 LES RESSOURCES FORESTIERES, UN ELEMENT A INTEGRER DANS UNE GESTION DU PAYSAGE

La forêt et ses ressources sont intégrées dans une matrice paysagère dont on peut distinguer les différents éléments selon leur mode d'utilisation de la terre. Comme pour les autres ressources (agriculture, pêche, eau), la gestion des ressources issues de la forêt est restée cloisonnée à son domaine. Elle n'a jamais (ou rarement) été intégrée et pensée à l'échelle du paysage (Nasi & Frost, 2009). Reconnaitre cette interdépendance des éléments du paysage et abolir les frontières entre chercheurs et gestionnaires de ces différents secteurs sont les axes directeurs du « landscape management » largement promu par le Cifor, héritage de l'"ecosystem management" ou "integrated natural resource management". Approche conceptuelle séduisante qui doit cependant se traduire par l'élaboration des cas concrets, aujourd'hui rares.

Cette approche parait très pertinente en Amazonie. Une propriété privée représente une mosaïque de paysages, imposée par la loi, car celle-ci exige des propriétaires le maintien d'un couvert forestier sur 80% de la surface incluant les aires de protections permanentes (cours d'eau, pentes). A cette échelle, la gestion doit donc assurer à la fois le maintien des services écosystémiques et la production de biens. Le même compromis doit être atteint à l'échelle d'un municipe[6].

[6]Avec un taux de déforestation trop élévé, les municipes sont « blacklistés » avec perte des financements publics et des restrictions fortes concernat la commercialisation des produits agricoles.

Les travaux initiés en Guyane avec le projet Carpag (voir projet p 9) ont abordé la question du maintien d'un service (stockage de carbone) à l'échelle du paysage en se concentrant sur les forêts et les prairies issues de déforestation. Le long de cet axe d'utilisation de la terre qui représente le principal changement d'usage en Amazonie, les premiers résultats montrent que les sols de prairies de plus de 20 ans maintiennent une capacité de stockage de carbone équivalent à celle enregistrées en forêts matures. Ils indiquent également que certains modes de gestion des prairies augmentent cette capacité de stockage. Ces travaux sont très complémentaires de ceux réalisés sur le dispositif de Paracou sur la capacité de stockage des forêts exploitées et ses variations en fonction de la durée post-exploitation et des modes d'exploitation.

Nous possédons donc un ensemble de connaissances et d 'outils qui permettent ainsi d'établir le bilan d'un service écosystème à l'échelle d'un paysage. Ce corpus sera mis en œuvre en Amazonie dans le cadre du projet Ecotera, sur un territoire qui reste dominé par une mosaïque de paysages issus principalement d'activités d'élevage et forestières.

Ce travail permettra d'identifier le potentiel de séquestration/émission de carbone pour chacune des unités de paysage. Il permettra aussi de mesurer la « performance environnementale » des choix de gestion des différentes unités qui est un indicateur soutenu par les décideurs dans ces territoires en pleine transition. En le confrontant avec les biens produits par chacune de ces unités, on évaluera également l'écoefficience de ces modes d'utilisation de la terre. Ces connaissances doivent constituer les bases scientifiques pour une gestion à l'échelle du paysage dans la cadre de nouvelles politiques publiques et d'aborder aussi le problème d'appropriation de ces techniques par une approche participative.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Araujo, T.M., Higuchi, N. & Junior, J.A.D. (1999) Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Para, Brazil. *Forest Ecology and Management*, **117**, 43-52.

Armenteras, D., Rodriguez, N. & Retana, J. (2009) Are conservation strategies effective in avoiding the deforestation of the Colombian Guyana Shield? *Biological Conservation*, **142**, 1411-1419.

Arora, V.K. & Boer, G.J. (2010) Uncertainties in the 20th century carbon budget associated with land use change. *Global Change Biology*, **16**, 3327-3348.

Asner, G.P., Loarie, S.R. & Heyder, U. (2010) Combined effects of climate and land-use change on the future of humid tropical forests. *Conservation Letters*, **3**, 395-403.

Asner, G.P., Knapp, D.E., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J.C., Keller, M. & Silva, J.N. (2005) Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science*, **310**, 480-482.

Asner, G.P., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J.C., Keller, M., Knapp, D.E. & Silva, J.N.M. (2006) Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **103**, 12947-12950.

Assunçao, J., Gandour, C.C. & Rocha, R. (2012) Deforestation slowdown in the legal amazon: prices or policies? In: *Climate Policy Initiative Rio de Janeiro*, 7 p.

Aubreville, A. (1938) La forêt coloniale: les forêts de l'Afrique occidentale française. *Annales des Sciences Coloniales*, 1-9.

Babin D. (2004) Introduction. *Beyond tropical deforestation. From tropical deforestation to forest cover dynamics and forest development.* (ed. by D. Babin), p xxxv. Man and the Biosphere series, UNESCO Publishing - CIRAD, Paris.

Babin, D., Weber, J. & Sayer, J. (2004) Conclusions. *Beyond tropical deforestation. From tropical deforestation to forest cover dynamics and forest development.* (ed. by D. Babin), p 465. Man and the Biosphere series, UNESCO Publishing - CIRAD, Paris.

Baccini, A., Goetz, S.J., Walker, W.S., Laporte, N.T., Sun, M., Sulla-Menashe, D., Hackler, J., Beck, P.S.A., Dubayah, R., Friedl, M.A., Samanta, S. & Houghton, R.A. (2012) Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, **2**, 182-185.

Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Monteagudo, A., Neill, D.A., Vargas, P.N., Pitman, N.C.A., Silva, J.N.M. & Vasquez Martinez, R.V. (2004) Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **359**, 353-365.

Baker, T.R., Jones, J.P.G., Thompson, O.R.R., Cuesta, R.M.R., del Castillo, D., Aguilar, I.C., Torres, J. & Healey, J.R. (2010) How can ecologists help realise the potential of payments for carbon in tropical forest countries? *Journal of Applied Ecology*, **47**, 1159-1165.

Bakker, J.P., Olff, H., Willems, J.H. & Zobel, M. (1996) Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science*, **7**, 147-155.

Baraloto, C., Molto, Q., Rabaud, S., Hérault, B., Valencia, R., Blanc, L., Fine, P.V.A. & Thompson, J. (2013) Rapid Simultaneous Estimation of Aboveground Biomass and Tree Diversity Across Neotropical Forests: A comparison of field inventory methods. *Biotropica*, **45**, 288-298.

Baraloto, C., Hérault, B., Paine, C.E.T., Massot, H., Blanc, L., Bonal, D., Molino, J.F., Nicolini, E.A. & Sabatier, D. (2012) Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *Journal of Applied Ecology*, **49**, 861-870.

Baraloto, C., Rabaud, S., Molto, Q., Blanc, L., Fortunel, C., Herault, B., Davila, N., Mesones, I., Rios, M., Valderrama, E. & Fine, P.V.A. (2011) Disentangling stand and environmental correlates of aboveground biomass in Amazonian forests. *Global Change Biology*, **17**, 2677-2688.

Bawa, K.S. & Seidler, R. (1998) Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology*, **12**, 46-55.

Beerling, D.J. & Mayle, F.E. (2006) Contrasting effects of climate and CO_2 on Amazonian ecosystems since the last glacial maximum. *Global Change Biology*, **12**, 1977-1984.

Berry, N.J., Phillips, O.L., Lewis, S.L., Hill, J.K., Edwards, D.P., Tawatao, N.B., Ahmad, N., Magintan, D., Khen, C.V., Maryati, M., Ong, R.C. & Hamer, K.C. (2010) The high value of logged tropical forests: lessons from northern Borneo. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 985-997.

Bertrand, A., Babin, D. & Nasi, R. (1999) Evolution et diversité du concept d'aménagement forestier. Bois et Forêts des Tropiques, **260**, 33-40.

Bertrand, A., Babin, D. & Bertault, J.-G. (2004) Rethinking forest management based on forest dynamics. *Beyond tropical deforestation* (ed. by D. Babin). UNESCO - CIRAD, Paris.

Blanc, L., Echard, M., Hérault, B., Bonal, D., Marcon, E., Chave, J. & Baraloto, C. (2009) Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest. *Ecological Applications*, **19**, 1397-1404.

Blaser, J., Sarre, A., Poore, D. & Johnson, S. (2011) *Situation de la gestion des forêts tropicales 2011*. In: *Série technique OIBT n° 38*. Organisation Internationale des Bois Tropicaux, Yokohama, Japon.

Bongers, F., Poorter, L., Hawthorne, W.D. & Sheil, D. (2009) The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. *Ecology Letters*, **12**, 798-805.

Bowles, I.A., Rice, R.E., Mittermeier, R.A. & da Fonseca, G.A.B. (1998) Logging and tropical forest conservation. *Science*, **280**, 1899-1900.

Brokaw, N. (1985) Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*, **66**, 682-687.

Brokaw, N. & Grear, J. (1991) Forest structure before and after hurricane Hugo at three elevations in the Luquillo mountains, Puerto Rico. *Biotropica*, **23**, 386-392.

Brown, S. (1997) *Estimating biomass and biomass change of tropical forests : a primer*. In : *FAO Forestry paper 134*, FAO, Rome, Italy.

Budowski, G. (1963) Forest succession in tropical lowlands. *Turrialba*, **13**, 42-44.

Budowski, G. (1965) Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba*, **15**, 40-42.

Bush, M.B. & Silman, M.R. (2007) Amazonian exploitation revisited: ecological asymmetry and the policy pendulum. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **5**, 457-465.

Bush, M.B., Silman, M.R. & Urrego, D.H. (2004) 48,000 years of climate and forest change in a biodiversity hot spot. *Science*, **303**, 827-829.

Bush, M.B., Silman, M.R., McMichael, C. & Saatchi, S. (2008) Fire, climate change and biodiversity in Amazonia: a Late-Holocene perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **363**, 1795-1802.

Cailliez, F. (1991) L'aménagement des forêts tropicales. *Bois et Forêts des Tropiques*, **227**, 18-23.

Cannon, C., Peart, D. & Leighton, M. (1998) Tree species diversity in commercially logged Bornean rainforest. *Science*, **281**, 1366-1368.

Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Diaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W.V., Sarukhan, J., Scholes, R.J. & Whyte, A. (2009) Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **106**, 1305-1312.

Chambers, J.Q., Higuchi, N. & Schimel, J.P. (1998) Ancient trees in Amazonia. *Nature*, **391**, 135-136.

Chambers, J.Q., Higuchi, N., Teixeira, L.M., dos Santos, J., Laurance, S.G. & Trumbore, S.E. (2004) Response of tree biomass and wood litter to disturbance in a Central Amazon forest. *Oecologia*, **141**, 596-611.

Chambers, J.Q., Robertson, A.L., Carneiro, V.M.C., Lima, A.J.N., Smith, M.-L., Plourde, L.C. & Higuchi, N. (2009) Hyperspectral remote detection of niche partitioning among canopy trees driven by blowdown gap disturbances in the Central Amazon. *Oecologia*, **160**, 107-117.

Chave, J., Condit, R., Lao, S., Caspersen, J.P., Foster, R.B. & Hubbell, S.P. (2003) Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology*, **91**, 240-252.

Chave, J., Condit, R., Aguilar, S., Hernandez, A., Lao, S. & Perez, R. (2004) Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **359**, 409-420.

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Folster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riera, B. & Yamakura, T. (2005) Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, **145**, 87-99.

Chazdon, R. (1998) Ecology - Tropical forests - Log 'em or leave 'em? *Science*, **281**, 1295-1296.

Chazdon, R.L. (2002) Introduction. *Foundations of tropical forest biology* (ed. by R.L. Chazdon and T.C. Whitmore), pp. 1-4. The University of Chicago Press, Chicago.

Clark, D. (1996) Abolishing virginity. *Journal of Tropical Ecology*, **12**, 735-739.

Clark, D.A. & Clark, D.B. (2011) Assessing tropical forests' climatic sensitivities with long-term data. *Biotropica*, **43**, 31-40.

Clark, D.B. & Clark, D.A. (2000) Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, **137**, 185–198.

Clark, D.B. & Kellner, J.R. (2012) Tropical forest biomass estimation and the fallacy of misplaced concreteness. *Journal of Vegetation Science*, **23**, 1191-1196.

Condit, R. (1995) Research in large, long-term tropical forest plots. *Trends in Ecology and Evolution*, **10**, 18-22.

Condit, R., Hubbell, S.P. & Foster, R.B. (1995) Mortality rate of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs*, **65**, 419-439.

Condit, R., Hubbell, S., Lafrankie, J., Sukumar, R., Manokaran, N., Foster, R. & Ashton, P. (1996) Species-area and species-individual relationships for tropical trees: A comparison of three 50-ha plots. *Journal of Ecology*, **84**, 549-562.

Connell, J. (1971) On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forests. *Dynamics of populations.* (Ed. by den Boer P.J. & Gradwell G.R.), pp. 298-312. Pudoc, Wageningen.

Connell, J. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, **199**, 1302-1310.

Coudel, E., Piketty, M.G., Gardner, T.A., Viana, C., Ferreira, J.N., Morello, T., Parry, L., Barlow, J. & Antona, M. (2012) Environmental compliance in the Brazilian Amazon: exploring motivations and institutional conditions. *ISEE 2012 Conference - Ecological economics and Rio + 20 : challenges and contributions for a green economy* (*http://www.isee2012.org*).

De jong, W., Cornejo, C., Pacheco, P., Pokorny, B., Stoian, D., Sabogal, C. & Louman, B. (2010) Opportunities and challenges for community forestry: lessons from tropical america. *Forests and Society – Responding to Global Drivers of Change* (ed. by G. Mery, P. Katila, G. Galloway, R.I. Alfaro, M. Kanninen, M. Lobovikov and J. Varjo), p. 509. IUFRO, Vienna.

Denslow, J. (1987) Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **18**, 431-451.

DeWalt, S.J. & Chave, J. (2004) Structure and biomass of four lowland Neotropical forests. *Biotropica,* **36**, 7-19.

Dubois-Fernandez, P.C., Toan, T.L., Daniel, S., Oriot, H., Chave, J., Blanc, L., Villard, L., Davidson, M.W.J. & Petit, M. (2012) The TropiSAR Airborne Campaign in French Guiana: Objectives, Description, and Observed Temporal Behavior of the Backscatter Signal. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **50**, 3228-3241.

Dubourdieu Jean (1997) *Manuel d'aménagement forestier : gestion durable et intégrée des écosystèmes forestiers.* Paris, Office National des Forêts, Editions Lavoisier, 244 p.

Dupuy, B., Maître, H.-F. & Amsallem, I. (1999) *Techniques de gestion des écosystèmes forestiers tropicaux : état de l'art*. In: FAO *Working Paper (FAO/FPIRS/05)*, p. 146. FAO, Rome, Italie.

FAO/OIBT (2011) *La situation des forêts dans le bassin amazonien, le bassin du congo et l'asie du sud-est*. In: Rapport préparé pour le sommet des trois bassins forestiers tropicaux. Brazzaville, République du congo, 31 mai–3 juin, 2011, FAO-OIBT.

Ferry, B., Morneau, F., Bontemps, J.D., Blanc, L. & Freycon, V. (2010) Higher treefall rates on slopes and waterlogged soils result in lower stand biomass and productivity in a tropical rain forest. *Journal of Ecology*, **98**, 106-116.

Fisher, J.I., Hurtt, G.C., Thomas, R.Q. & Chambers, J.Q. (2008) Clustered disturbances lead to bias in large-scale estimates based on forest sample plots. *Ecology Letters*, **11**, 554-563.

Foley, J.A., Asner, G.P., Costa, M.H., Coe, M.T., DeFries, R., Gibbs, H.K., Howard, E.A., Olson, S., Patz, J., Ramankutt, N. & Snyder, P. (2007) Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology*, **5**, 2255-2277.

Fredericksen, T.S. & Putz, F.E. (2003) Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity and Conservation*, **12**, 1445-1453.
Freycon, V., Krencker, M., Schwartz, D., Nasi, R. & Bonal, D. (2010) The impact of climate changes during the Holocene on vegetation in northern French Guiana. *Quaternary Research*, **73**, 220-225.
Friedlingstein, P., Houghton, R.A., Marland, G., Hackler, J., Boden, T.A., Conway, T.J., Canadell, J.G., Raupach, M.R., Ciais, P. & Le Quere, C. (2010) Update on CO_2 emissions. *Nature Geoscience*, **3**, 811-812.
Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R.M., Harvey, C.A., Peres, C.A. & Sodhi, N.S. (2009) Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, **12**, 561-582.
Gibbs, H.K., Brown, S., Niles, J.O. & Foley, J.A. (2007) Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, **2,** 1-13
GNFT (2012) Forêts tropicales : point d'étape et nouveaux défis. Quelles orientations pour les acteurs français? In: *3ème rapport du Groupe national sur les forêts tropicales*, p. 192 p. MAE, MEDDE, MAA & FFEM
Goetz, S.J., Bacchini, A., Laporte, N.T., Johns, T., Walker, W., Kellndorfer, J., Houghton, R.A.&Sun, M. (2009) Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. *Carbon Balance and Management*, **4**, 2.
Gomez-Pompa, A., Vazquez-Yanes, C. & Guevara, S. (1972) The tropical rain forest: a nonrenewable resource. *Science*, **177**, 762-765.
Goodman, R.C., Phillips, O.L. & Baker, T.R. (2012) Tightening up on tree carbon estimates. *Nature*, **491**, 527-527.
Gourlet-Fleury, S., Guehl, J.-M. & Laroussinie, O. (Eds) (2004) *Ecology and management of a neotropical forest. Lessons drawn from Paracou, a long-term experimental resarch site in French Guiana*. Elsevier, Paris.
Gourlet-Fleury, S., Mortier, F., Fayolle, A., Baya, F., Ouédraogo, D.Y., Bénédet, F. &, Picard, N. (2013 a) Tropical forest recovery form logging : a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **368**, 20120302.
Gourlet-Fleury, S., Beina, D., Fayolle, A., Ouédraogo, D.Y., Mortier, F., Bénédet, F., Closset-Kopp, D. & Decocq G (2013 b) Silvicultural disturbance has little impact on tree species diversity in a Central African moist forest. *Forest Ecology and Management*, **304**, 322-333.
Guariguata, M.R., Sist, P. & Nasi, R. (2012) Multiple use management of tropical production forests: How can we move from concept to reality? *Forest Ecology and Management*, **263**, 170-174.
Guitet, S., Blanc, L., Trombe, P.J. & Lehallier, B. (2009) Silvicultural treatments in the tropical forests of Guiana : a review of ten years of trials. *Bois et Forets Des Tropiques*, 7-19.
Hallé, F. & Oldeman, R.A.A. (1978) *Tropical Trees and Forests : an architectural analysis*. Springer-Verlag, Berlin.
Hammond, D.S., ter Steege, H. & van der Borg, K. (2007) Upland soil charcoal in the wet tropical forests of central guyana. *Biotropica*, **39**, 153-160.
Harris, N.L., Brown, S., Hagen, S.C., Saatchi, S.S., Petrova, S., Salas, W., Hansen, M.C., Potapov, P.V. & Lotsch, A. (2012) Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. *Science*, **336**, 1573-1576.
Hartshorn, G. (1980) Neotropical forest dynamics. *Biotropica*, **12**, 23-30.
Hartshorn, G. (1995) Ecological basis for sustainable development in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **26**, 155-175.
Heckenberger, M.J., Kuikuro, A., Kuikuro, U.T., Russell, J.C., Schmidt, M., Fausto, C. & Franchetto, B. (2003) Amazonia 1492 : Pristine forest or cultural parkland? *Science*, **301**, 1710-1714.
Heckenberger, M.J., Russell, C.J., Fausto, C., Toney, J.R., Schmidt, M.J., Pereira, E., Franchetto, B. & Kuikuro A. (2008) Pre-Columbian Urbanism, anthropogenic landscapes, and the future of the Amazon *Science*, **321**, 1214-1217.
Herault, B., Ouallet, J., Blanc, L., Wagner, F. & Baraloto, C. (2010a) Growth responses of neotropical trees to logging gaps. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 821-831.
Herault, B., Beauchene, J., Muller, F., Wagner, F., Baraloto, C., Blanc, L. & Martin, J.M. (2010b) Modeling decay rates of dead wood in a neotropical forest. *Oecologia*, **164**, 243-251.
Holling, C.S. (1973) Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **4**, 1-23.
Houghton, R.A. (2003) Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different? *Global Change Biology*, **9**, 500-509.

Houghton, R.A. (2005) Aboveground forest biomass and the global carbon balance. *Global Change Biology*, **11**, 945-958.
Howard, A.F., Rice, R.E. & Gullison, R.E. (1996) Simulated financial returns and selected environmental impacts from four alternative silvicultural prescriptions applied in the neotropics: A case study of the Chimanes Forest, Bolivia. *Forest Ecology and Management*, **89**, 43-57.
Hubbell, S. (1979) Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science*, **203**, 1299-1309.
Hubbell, S. & Foster, R.B. (1986) Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. *Plant ecology* (ed. by M.J. Crawley), pp. 77-96. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
Hubbell, S.P. (2001) *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
Hubert, B. (2008) Jouer contre son camp? Dynamiques écologiques et théorie darwinienne. *Nature Sciences et Sociétés*, **19**, 49-51.
Karsenty, A. (2012) Forêts : des instruments économiques décevants. *Economie aplliquée - Questions pour Rio + 20*, **LXV**
Karsenty, A. & Nasi, R. (2004) Un commentaire sur l'article de E. Nielsen et R. Rice. Les "concessions de conservation" sonnent-elles le glas de l'aménagement forestier durable? *Revue Tiers Monde*, **1**, 153-162.
Karsenty, A. & Pirard, R. (2007) Tropical forests - The question of global public good and multilateral economic instruments for establishing an international regime. *Revue Forestiere Francaise*, **59**, 537-545.
Karsenty, A., Lescuyer, G. & Nasi, R. (2004) Est-il possible de déterminer des critères et indicateurs de gestion durable des forêts tropicales? *Revue Forestiere Francaise*, **56**, 457-472.
Keller, M., Palace, M. & Hurtt, G. (2001) Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil - Examination of sampling and allometric uncertainties. *Forest Ecology and Management*, **154**, 371-382.
Korner, C. (2003) Slow in, rapid out - Carbon flux studies and Kyoto targets. *Science*, **300**, 1242-1243.
Lanly, J.-P. (1982) *Les ressources forestières tropicales*. Etude FAO Forêts 30, Rome.
Laurance, W.F., Oliveira, A.A., Laurance, S.G., Condit, R., Nascimento, H.E.M., Sanchez-Thorin, A.C., Lovejoy, T.E., Andrade, A., D'Angelo, S., Ribeiro, J.E., Dick, C.W. 2004. Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. *Nature* **428**, 171-175.
Leroy, M., Derroire, G., Vendé, J. & Leménager, T. (2013) *La gestion durable des forêts tropicales. De l'analyse critique du concept à l'évaluation environnementale des dispositifs de gestion*. A savoir 18, Agence Française de développement.
Lescure, J.P., Puig, H., Riera, B., Leclerc, D., Beekman, A. & Beneteau, A. (1983) La phytomasse épigée d'une forêt dense en Guyane française. *Acta Oecologica*, **4**, 237-251.
Leslie, A. (1977) Where contradictory theory and practise coexiste. *Unasylva*, **29**, 2-17.
Lewis, S.L., Phillips, O.L. & Baker, T.R. (2004) Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London series B-Biological Sciences*, **359**, 421–436.
Lewis, S.L., Phillips, O.L. & Baker T.R. (2006) Impacts of global atmospheric change on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, **21**, 173-174.
Lewis, S.L., Lloyd, J., Sitch, S., Mitchard, E.T.A. & Laurance, W.F. (2009a) Changing Ecology of Tropical Forests: Evidence and Drivers. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, **40**, 529-549.
Lewis, S.L., Lopez-Gonzalez, G., Sonke, B., Affum-Baffoe, K., Baker, T.R., Ojo, L.O., Phillips, O.L., Reitsma, J.M., White, L., Comiskey, J.A., Djuikouo K, M.-N., Ewango, C.E.N., Feldpausch, T.R., Hamilton, A.C., Gloor, M., Hart, T., Hladik, A., Lloyd, J., Lovett, J.C., Makana, J.-R., Malhi, Y., Mbago, F.M., Ndangalasi, H.J., Peacock, J., Peh, K.S.H., Sheil, D., Sunderland, T., Swaine, M.D., Taplin, J., Taylor, D., Thomas, S.C., Votere, R. & Woell, H. (2009b) Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature*, **457**, 1003-1006.
Likens, G., Bormann, F., Pierce, R. & Reiners, W. (1978) Recovery of a deforested ecosystem. *Science*, **199**, 492-496.
Losos, E.C. & Leigh, J.E.G.E. (2004) *Tropical forest diversity and dynamism : Findings from a large-scale plot network*. University of Chicago Press, Chicago.
Lugo, A. (1995) Management of tropical biodiversity. *Ecological Applications*, **5**, 956-961.

Lugo, A. & Brown, S. (1996) Management of land and species richness in the tropics. *Biodiversity in managed landscapes. Theory and practice* (ed. by S.R.C.J. D.W.), pp. 280-295. Oxford University Press, New York.

Malhi, Y., Phillips, O.L., Lloyd, J., Baker, T.R., Wright, J., Almeida, S., Arroyo, L., Frederiksen, T. & Grace, J. (2002) An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science*, **13**, 439-450.

Malhi, Y., Wood, D., Baker, T.R., Wright, J., Phillips, O.L., Cochrane, T., Meir, P., Chave, J., Almeida, S., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Monteagudo, A., Neill, D.A., Vargas, P.N., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Salomao, R., Silva, J.N.M., Lezama, A.T., Terborgh, J., Martinez, R.V. & Vinceti, B. (2006) The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*, **12**, 1107-1138.

Mayle, F., Beerling, D., Gosling, W. & Bush, M. (2004) Responses of Amazonian ecosystems to climatic and atmospheric carbon dioxide changes since the last glacial maximum. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London series B-Biological Sciences*, **359**, 499-514.

Mazzei, L., Sist, P., Ruschel, A., Putz, F.E., Marco, P., Pena, W. & Ribeiro Ferreira, J.E. (2010) Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, **259**, 367-373.

Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington DC.

Molino, J.F. & Sabatier, D. (2001) Tree diversity in tropical rain forests: A validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science*, **294**, 1702-1704.

Molto, Q., Rossi, V. & Blanc, L. (2013) Error propagation in biomass estimation in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*, **4**, 175-183.

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**

Nepstad, D., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., Lefebvre, P., Alencar, A., Prinz, E., Fiske, G. & Rolla, A. (2006) Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, **20**, 65-73.

Nogueira, E.M., Fearnside, P.M., Nelson, B.W., Barbosa, R.I. & Keizer, E.W.H. (2008) Estimates of forest biomass in the brazilian Amazon : new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management*, **256**, 1853-1867.

Oldeman, R.A.A. (1990) *Forests: elements of silvology*. Springer-Verlag, Berlin.

Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S. & Hayes, D. (2011) A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, **333**, 988-993.

Paoli, G.D., Curran, L.M. & Slik, J.W.F. (2008) Soil nutrients affect spatial patterns of aboveground biomass and emergent tree density in southwestern Borneo. *Oecologia*, **155**, 287-299.

Pereira, D., Santos, D., Vedoveto, M., Guimaraes, J. & Vérissimo, A. (2010) *Fatos florestais da Amazônia 2010*. IMAZON, Belém.

Phillips,O.L., Malhi, Y., Higuchi, N., Laurance, W.F., Nunez, P.V., Vasquez, R.M., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Stern, M., Brown, S. & Grace, J. (1998) Changes in the carbon balance of tropical forest: evidence from long-term plots. *Science*, **282**, 439-442.

Phillips, O.L. & Gentry, A. (1994) Increasing turnover through time in tropical forests. *Science*, **263**, 954-958.

Phillips, O.L. & Sheil, D. (1997) Forest turnover, diversity and CO2. *Trends in Ecology and Evolution*, **12**, 404-404.

Phillips, O.L., Baker, T., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T., Laurance, W., Lewis, S., Lloyd, J., Malhi, Y., Monteagudo, A., Neill, D., NÃ°Ã±ez Vargas, P., Silva, J., Terborgh, J., Vasquez Martinez, R., Alexiades, M., Almeida, S., Brown, S., Chave, J., Comiskey, J., Czimczik, C., Di Fiore, A., Erwin, T., Kuebler, C., Laurance, S., Nascimento, H., Olivier, J., Palacios, W., PatiÃ±o, S., Pitman, N., Quesada, C., Saldias, M., Torres Lezama, A. & Vinceti, B. (2004) Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **359**, 381-407.

Phillips, O.L., Martinez, R.V., Arroyo, L., Baker, T.R., Killeen, T., Lewis, S.L., Malhi, Y., Mendoza, A.M., Neill, D., Vargas, P.N., Alexiades, M., Ceron, C., Di Fiore, A., Erwin, T., Jardim, A., Palacios, W., Saldias, M. & Vinceti, B. (2002) Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature*, **418**, 770-774.

Phillips, O.L., Aragao, L., Lewis, S.L., Fisher, J.B., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C.A., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Banki, O., Blanc, L., Bonal, D., Brando, P., Chave, J., de Oliveira, A.C.A., Cardozo, N.D., Czimczik, C.I., Feldpausch, T.R., Freitas, M.A., Gloor, E., Higuchi, N., Jimenez, E., Lloyd, G., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Neill, D.A., Nepstad, D., Patino, S., Penuela, M.C., Prieto, A., Ramirez, F., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Thomas, A.S., ter Steege, H., Stropp, J., Vasquez, R., Zelazowski, P., Davila, E.A., Andelman, S., Andrade, A., Chao, K.J., Erwin, T., Di Fiore, A., Honorio, E., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Cruz, A.P., Pitman, N.C.A., Vargas, P.N., Ramirez-Angulo, H., Rudas, A., Salamao, R., Silva, N., Terborgh, J. & Torres-Lezama, A. (2009) Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science*, **323**, 1344-1347.

Pickett, S.T.A. & White, P.S. (1985) *Natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New york.

Pinard, M.A. & Putz, F.E. (1996) Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica*, **29**, 278-295.

Plumptre, A. (1996) Changes following 60 years of selective timber harvesting in the Budongo Forest Reserve, Uganda. *Forest Ecology and Management*, **89**, 101-113.

Putz, F.E., Sist, P., Frederiksen, T. & Dykstra, D. (2008a) Reduced-impact logging : challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, **256**, 1427-1433.

Putz, F.E., Zuidema, P.A., Pinard, M.A., Boot, R.G.A., Jeffrey A. Sayer, J.A., Sheil, D., Sist, P., Elias & Vanclay, J.K. (2008b) Improved tropical forest management for carbon retention. *Plos Biology*, **6**, 1368–1369.

Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Pena-Claros, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-Fleury, S., Griscom, B., Palmer, J. & Zagt, R. (2012) Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters*, **5**, 296-303.

Quesada, C.A., Phillips, O.L., Schwarz, M., Czimczik, C.I., Baker, T.R., Patino, S., Fyllas, N.M., Hodnett, M.G., Herrera, R., Almeida, S., Alvarez Davila, E., Arneth, A., Arroyo, L., Chao, K.J., Dezzeo, N., Erwin, T., di Fiore, A., Higuchi, N., Honorio Coronado, E., Jimenez, E.M., Killeen, T., Lezama, A.T., Lloyd, G., Lopez-Gonzalez, G., Luizao, F.J., Malhi, Y., Monteagudo, A., Neill, D.A., Nunez Vargas, P., Paiva, R., Peacock, J., Penuela, M.C., Pena Cruz, A., Pitman, N., Priante Filho, N., Prieto, A., Ramirez, H., Rudas, A., Salomao, R., Santos, A.J.B., Schmerler, J., Silva, N., Silveira, M., Vasquez, R., Vieira, I., Terborgh, J. & Lloyd, J. (2012) Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences*, **9**, 2203-2246.

Ravetz, J.R. & Funtowicz, S.O. (1991) Connaissance utile, ignorance utile, dissertation de deux types de science. *Environnement sccience et politique. Les experts sont formels* (ed. by J. Theys), pp. 83-94. GERMES, Paris.

Reid, J.W. & Rice, R.E. (1997) Assessing natural forest management as a tool for tropical forest conservation. *Ambio*, **26**, 382-386.

Rice, R.E., Gullison, R.E. & Reid, J.W. (1997) Can sustainable management save tropical forests? *Scientific American*, **276**, 44-49.

Richards, P.W. (1952) *The tropical rain foret : an ecological study*. Cambridge University Press, London.

Richards, P.W. (1973) The tropical rain forest. *Scientific American Library Series*, **229**, 58-67.

Ros-Tonen, M. (2007) Novas perspectivas para a gestao sustentavel da floresta amazônica : explorando novos caminhos. *Ambiente e Sociedade*, **10**, 11-25.

Ruiz-Pérez, M., Almeida, M., Dewi, S., Lozano Costa, E.M., Ciavatta Pantoja, M., Puntodewo, A., de Arruda Postigo, A. & Goulart de Andrade, A. (2005) Conservation and development in Amazonian extractive reserves : the case of Alto Juruá. *Ambio*, **34**, 218-223.

Rutishauser E., Barthélémy D., Blanc L.& Nicolini E.A. 2011. Crown fragmentation assessment in tropical trees: method, insights and perspectives. *Forest Ecology and Management*, 261, 400-407.

Rutishauser, E. (2010) *Changements à long terme de la structure des forêts tropicales : implications sur les bilans de carbone*. Thèse de doctorat, Université de Montpellier 2.

Rutishauser, E., Wagner, F., Herault, B., Nicolini, E.A. & Blanc, L. (2010) Contrasting above-ground biomass balance in a Neotropical rain forest. *Journal of Vegetation Science*, **21**, 672-682.

Saatchi, S.S., Houghton, R.A., Dos Santos Alvala, R.C., Soares, J.V. & Yu, Y. (2007) Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology*, **13**, 816-837.
Sablayrolles, P., Kibler, J.F. & Castellanet, C. (2008) Vers une nouvelle politique forestière en Amazonie brésilienne. Des expériences innovantes dans le Para et l'Amazo. *La gestion concertée des ressources naturelles. L'épreuve du temps* (ed. by P. Méral, C. Castellanet and R. Lapeyre), pp. 29-49. GRET-C3ED, Khartala, Paris.
Sayer, J., Ishwaran, N., Thorsell, J. & Sigaty, T. (2000) Tropical forest biodiversity and The World Heritage Convention. *Ambio*, **29**, 302-309.
Sayer, J., Sunderland, T., Ghazoul, J., Pfund, J.-L., Sheil, D., Meijaard, E., Venter, M., Boedhihartono, A.K., Day, M., Garcia, C., van Oosten, C. & Buck, L.E. (2013) Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **110**, 8349-8356.
Schmidt, R. (1987) Tropical rain forest management - a status report. *Unasylva*, **156**, 2-17.
Sheil, D. (1996) Species richness, tropical forest dynamics and sampling: questioning cause and effect. *Oikos*, **76**, 587-590.
Sheil, D. & Van Heist, M. (2000) Ecology for tropical management. *International Forestry Review*, **2**, 261-270.
Sheil, D. & Burslem, D.F.R.P. (2003) Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, **18**, 18-26.
Sist, P. & Ferreira, F.N. (2007) Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, **243**, 199-209.
Sist, P., Fimbel, R., Sheil, D., Nasi, R. & Chevallier, M.H. (2003) Towards sustainable management of mixed dipterocarp forests of South-east Asia: moving beyond minimum diameter cutting limits. *Environmental Conservation*, **30**, 364-374.
Sist, P., Blanc, L., Mazzei, L., Baraloto, C. & Aussenac, R. (2012) Current knowledge on overall post-logging biomass dynamics in Northern Amazonian forests. *Bois et Forêts des Tropiques*, 41-49.
Slik , J.W.F. (2004) El Niño droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. *Oecologia*, **141**, 114-120.
Slik, J.W.F., Aiba, S.-I., Brearley, F.Q., Cannon, C.H., Forshed, O., Kitayama, K., Nagamasu, H., Nilus, R., Payne, J., Paoli, G., Poulsen, A.D., Raes, N., Sheil, D., Sidiyasa, K., Suzuki, E. & van Valkenburg, J.L.C.H. (2010) Environmental correlates of tree biomass, basal area, wood specific gravity and stem density gradients in Borneo's tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, **19**, 50-60.
Slik, J.W.F., Paoli, G., McGuire, K., Amaral, I., Barroso, J., Bastian, M., Blanc, L., Bongers, F., Boundja, P., Clark, C., Collins, M., Dauby, G., Ding, Y., Doucet, J.-L., Eler, E., Ferreira, L., Forshed, O., Fredriksson, G., Gillet, J.-F., Harris, D., Leal, M., Laumonier, Y., Malhi, Y., Mansor, A., Martin, E., Miyamoto, K., Araujo-Murakami, A., Nagamasu, H., Nilus, R., Nurtjahya, E., Oliveira, A., Onrizal, O., Parada-Gutierrez, A., Permana, A., Poorter, L., Poulsen, J., Ramirez-Angulo, H., Reitsma, J., Rovero, F., Rozak, A., Sheil, D., Silva-Espejo, J., Silveira, M., Spironelo, W., ter Steege, H., Stevart, T., Navarro-Aguilar, G.E., Sunderland, T., Suzuki, E., Tang, J., Theilade, I., van der Heijden, G., van Valkenburg, J., Van Do, T., Vilanova, E., Vos, V., Wich, S., Woell, H., Yoneda, T., Zang, R., Zhang, M.G. & Zweifel, N. (2013b) Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. *Global Ecology and Biogeography*, **22**, 1261-1271.
Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Marquis, M., Averyt, K., Tignor, M.M.B., Leroy Miller, H.J. & Chen, Z. (Ed) (2007) *Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Contribution of working group 1 to the fourth assessment report of the intergovernmental pael on climate change*. Cambridge University Press.
Sommer, A. (1976) Attempt at an assessment of the world's tropical forests. *Unasylva*, **28**, 5-24.
Soule, M.E. & Sanjayan, M.A. (1998) Ecology - Conservation targets: do they help? *Science*, **279**, 2060-2061.
Sugden, A. (1992) Hurricanes in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, **7**, 146-147.
Sunderlin, W.D., Angelsen, A., Belcher, B., Burgers, P., Nasi, R., Santoso, L. & Wunder, S. (2005) Livelihoods, forests, and conservation in developing countries: an overview. *World development*, **33**, 1383-1402.
ter Steege, H., Pitman, N.C.A., Phillips, O.L., Chave, J., Sabatier, D., Duque, A., Molino, J.F., Prevost, M.F., Spichiger, R., Castellanos, H., von Hildebrand, P. & Vasquez, R. (2006) Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature*, **443**, 444-447.

ter Steege, H., Nigel, C.A., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomao, R.P., Guevara, J.E., Phillips, O.L., Castilho, C.V., Magnusson, W.E., Molino, J.F., Monteagudo, A., Vargas, P.N., Montero, J.C., Feldpausch, T.R., Coronado, E.N.H., Killeen, T.J., Mostacedo, B., Vasquez, R., Assis, R.L., Terborgh, J., Wittmann, F., Andrade, A., Laurance, W.F., Laurance, S.G.W., Marimon, B.S., Marimon, B.H., Vieira, I.C.G., Amaral, I.L., Brienen, R., Castellanos, H., Lopez, D.C., Duivenvoorden, J.F., Mogollon, H.F., Matos, F.D.D., Davila, N., Garcia-Villacorta, R., Diaz, P.R.S., Costa, F., Emilio, T., Levis, C., Schietti, J., Souza, P., Alonso, A., Dallmeier, F., Montoya, A.J.D., Piedade, M.T.F., Araujo-Murakami, A., Arroyo, L., Gribel, R., Fine, P.V.A., Peres, C.A., Toledo, M., Gerardo, A.A.C., Baker, T.R., Ceron, C., Engel, J., Henkel, T.W., Maas, P., Petronelli, P., Stropp, J., Zartman, C.E., Daly, D., Neill, D., Silveira, M., Paredes, M.R., Chave, J., Lima, D.D., Jorgensen, P.M., Fuentes, A., Schongart, J., Valverde, F.C., Di Fiore, A., Jimenez, E.M., Mora, M.C.P., Phillips, J.F., Rivas, G., van Andel, T.R., von Hildebrand, P., Hoffman, B., Zent, E.L., Malhi, Y., Prieto, A., Rudas, A., Ruschell, A.R., Silva, N., Vos, V., Zent, S., Oliveira, A.A., Schutz, A.C., Gonzales, T., Nascimento, M.T., Ramirez-Angulo, H., Sierra, R., Tirado, M., Medina, M.N.U., van der Heijden, G., Vela, C.I.A., Torre, E.V., Vriesendorp, C., Wang, O., Young, K.R., Baider, C., Balslev, H., Ferreira, C., Mesones, I., Torres-Lezama, A., Giraldo, L.E.U., Zagt, R., Alexiades, M.N., Hernandez, L., Huamantupa-Chuquimaco, I., Milliken, W., Cuenca, W.P., Pauletto, D., Sandoval, E.V., Gamarra, L.V., Dexter, K.G., Feeley, K., Lopez-Gonzalez, G. & Silman, M.R. (2013) Hyperdominance in the amazonian tree flora. *Science*, **342**, 1243092.

Theys, J. (1991) Préface. *Environnement sccience et politique. Les experts sont formels* (Ed. by J. Theys), pp. 11-14. GERMES, Paris.

Thompson, J., Brokaw, N., Zimmerman, J.K., Waide, R.B., Everham, E.M., Lodge, D.J., Taylor, C.M., Garcia-Montiel, D. & Fluet, M. (2002) Land use history, environment, and tree composition in a tropical forest. *Ecological Applications*, **12**, 1344-1363.

Turner, I.M. & Corlett, R.T. (1996) The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution*, **11**, 330-333.

Uhl, C., Barreto, P., Verissimo, A., Vidal, E., Amaral, P., Barros, A.C., Souza, C., Johns, J. & Gerwing, J. (1997) Natural resource management in the Brazilian Amazon. *Bioscience*, **47**, 160-168.

UNESCO (1973) International classification and mapping of vegetation. Ecology and Conservation publication, n°6, UNESCO, Paris.

Valencia, R., Foster, R.B., Villa, G., Condit, R., Svenning, J.C., Hernandez, C., Romoleroux, K., Losos, E., Magard, E. & Balslev, H. (2004) Tree species distributions and local habitat variation in the Amazon: large forest plot in eastern Ecuador. *Journal of Ecology*, **92**, 214-229.

van Andel, J. & Grootjans, A.P. (2006). Restoration Ecology: The New Frontier. *Restoration Ecology* (Ed. by van Andel, J. & Aronson, J.), pp. 16–28. Blackwell, Massachusetts.

Nieuwstadt, M.G.L. & Sheil, D. (2005) Drought, fire and tree survival in a Borneo rain forest, East Kalimantan, Indonesia. *Journal of Ecology*, **93**, 191-201.

Verissimo, A., Barreto, P., Mattos, M., Tarifa, R. & Uhl, C. (1992) Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old amazonian frontier - The case of Paragominas. *Forest Ecology and Management*, **55**, 169-199.

Vincent, G., Sabatier, D., Blanc, L., Chave, J., Weissenbacher, E., Pelissier, R., Fonty, E., Molino, J.F. & Couteron, P. (2012) Accuracy of small footprint airborne LiDAR in its predictions of tropical moist forest stand structure. *Remote Sensing of Environment*, **125**, 23-33.

Wagner, F., Rutishauser, E., Blanc, L. & Herault, B. (2010) Effects of Plot Size and Census Interval on Descriptors of Forest Structure and Dynamics. *Biotropica*, **42**, 664-671.

Willis, K.J., Gillson, L. & Brncic, T.M. (2004) How "virgin" is virgin rainforest? *Science*, **304**, 402-403.

Wilson, E.O. (1988) *Biodiversity*. The National Academies Press, Washington, DC.

Wright, S.J., Calderón, O., Hernandéz, A. & Paton, S. (2004) Are lianas increasing in importance in tropical forests? A 17-year record from Panama. *Ecology*, **85**, 484-489.

Wright, S.J. (2005) Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**, 553-560.

Zimmerman, B.L. & Kormos, C.F. (2012) Prospects for sustainable logging in tropical forests. *BioScience*, **62,** 479-487.