



UNIVERSITÉ LIBRE DE BRUXELLES
UNIVERSITÉ D'EUROPE

FACULTE DES SCIENCES
Ecole Interfacultaire de BioIngénieurs

Service d'Écologie du Paysage et Systèmes
de Production Végétale

ANTHROPISATION ET DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DE PAYSAGES FORESTIERS EN REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE DU CONGO



Par

BAMBA Issouf

Thèse présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences

Promoteur: Professeur Jan BOGAERT

Composition du Jury :

Prof. DE CANNIERE Charles (Président, Université libre de Bruxelles (ULB))

Prof. VISSER Marjolein (Secrétaire, ULB)

Prof. BOGAERT Jan (Promoteur, ULB)

Prof. JOIRIS Véronique (Membre, ULB)

Prof. PONETTE Quentin (Membre, Université Catholique de Louvain)

Prof. VEROUSTRATE Frank (Membre, Université d'Anvers)

Prof. VAN RANST Eric (Membre, Université de Gand)

Septembre 2010

UNIVERSITE LIBRE DE BRUXELLES

FACULTE DES SCIENCES
Ecole Interfacultaire de BioIngénieurs

Service d'Écologie du Paysage et Systèmes
de Production Végétale

ANTHROPISATION ET DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DE PAYSAGES
FORESTIERS EN REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE DU CONGO

Thèse présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences

Par

BAMBA Issouf

MAITRISE es sciences en Biologie Végétale ; *Option* Ecologie Végétale à l'Université
Abidjan- Cocody, Côte d'Ivoire.

D.E.A. (Diplôme d'Etudes Approfondies) en Botanique ; *Option* Ecologie végétale à
l'Université Abidjan- Cocody, Côte d'Ivoire.

D.E.A. Sciences Option Ecologie du paysage à L'Université libre de Bruxelles, Belgique.

Promoteur: Professeur Jan BOGAERT

Composition du Jury :

Prof. DE CANNIERE Charles (Président, Université libre de Bruxelles (ULB))

Prof. VISSER Marjolein (Secrétaire, ULB)

Prof. BOGAERT Jan (Promoteur, ULB)

Prof. JOIRIS Véronique (Membre, ULB)

Prof. PONETTE Quentin (Membre, Université Catholique de Louvain)

Prof. VEROUSTRAETE Frank (Membre, Université d'Anvers)

Prof. VAN RANST Eric (Membre, Université de Gand)

REMERCIEMENTS

Cette présente thèse est le fruit de plusieurs années de labeur, de péripéties, de bonheur et d'expérience inestimables. Pendant ces années, nous avons sans cesse bénéficié du soutien, des sages conseils et de la proximité de nombreuses personnes et d'Institutions que je souhaiterais remercier ici.

Nous commencerons par mes parents et toute la famille BAMBA et alliés. Ils nous ont toujours motivé à aller le plus loin possible dans les études et c'est grâce à leurs conseils, leur soutien et bénédictions que nous avons eu le courage nécessaire pour arriver à cette apothéose.

Ce travail a été possible grâce à l'appui du gouvernement de la Côte d'Ivoire qui nous a accordé les moyens nécessaires à notre séjour à Bruxelles. Nous lui exprimons notre profonde gratitude, et à travers lui à tout le peuple Ivoirien.

Nos remerciements et notre reconnaissance vont à l'endroit du professeur Jean LEJOLY, « l'homme de cœur et de terrain » qui a été celui qui a favorisé notre venue en Belgique et permis d'aboutir à ce doctorat.

Nous remercions très spécialement le Professeur Jan BOGAERT. Ce professeur « émérite d'écologie du paysage » qui n'a pas hésité depuis 2005, à nous faire confiance en acceptant d'abord d'être promoteur du DEA et ensuite à encadrer la présente thèse. Il a toujours été disponible, chaque fois qu'on avait besoin de lui, prêt à nous défendre, nous aider à surmonter les difficultés pas seulement académiques ; toujours dans la patience et la recherche de la perfection.

Nous exprimons notre gratitude aux donateurs et gestionnaires des Fonds David et Alice Van Buuren et au Fonds Meurs qui ont participé à la réalisation de cette thèse sans oublier le Servie Laïque de Coopération au Développement (SLCD) qui a financé et fourni toute la logistique qui nous a permis d'effectuer un séjour de 2 mois dans le Bas Congo en République Démocratique du Congo.

Nous voudrions remercier les personnalités académiques qui nous ont aidé depuis le début de notre séjour ici à nous épanouir intellectuellement à travers leurs enseignements, leurs critiques et leurs suggestions. Que les professeurs Charles DE CANNIERE, Marjolein

VISSER, Dr. Nicolas BARBIER, Dr. NEUBA Danho trouvent ici l'expression de notre reconnaissance infinie.

Nous reconnaissons que sans la forte cohésion et la solidarité qui existent au sein de la communauté ivoirienne, nous n'aurions certainement pas pu avoir l'équilibre psychologique pour terminer cette thèse loin du pays. Nous voudrions ainsi témoigner notre profonde reconnaissance à l'ASETIB, au CNI-Belgique pour tout ce qu'ils m'ont apporté comme réconfort. Plus particulièrement, nous voudrions dire un grand merci à la famille COULIBALY à Watermæl-boitsfort. Leur domicile a toujours été pour nous un havre de paix. Nous remercions également les familles SILUE Abdoulaye, OUATTARA Alain, OUATTARA Soualiho, BAMBA arouna, COUL de Kong, KONE Yaya ; Dr. Assi Kaudjhis Joseph pour tout ce qu'ils ont fait pour nous. Nous n'oublions pas mon ami et compagnon de tout le temps OUATTARA Brahim, qu'il retrouve parmi ces lignes notre reconnaissance pour tout.

Nous remercions enfin, l'ensemble des collègues du « grand labo » pour leur disponibilité, leur collaboration et leur sens d'ouverture. Nous remercions en particulier Dr.Kouao Koffi, Dr. Barima Sabas, Dr. Vincent Deblauw, Dr. El Hadji Faye, Hady Diallo, Joël N'Dayishimiyé., Djibu Jen Pierre, Adi Mama, Cephass Masumbuko, Tatien Masharabu, Abdoulaye Diouf, « la vieille mère Hélène Kouamé », Faustin Boyemba, Ebenezer, mes amis et compatriotes Dr Assi-Khaudhis, Koffi Guillaume, Nouho Ouattara, Assouma Claudine, Yvette Doha (madame Barima) et tous nos amis qui sont en Afrique et, ici, en Europe pour leur soutien moral et spirituel.

Enfin, nous voudrions témoigner notre satisfaction et le bonheur à avoir une épouse que la mienne. Retrouves ici ma chère Hadia ma reconnaissance pour ton soutien sans faille, ton réconfort et aussi pour nous avoir donné ce merveilleux cadeau qu'est notre fille Rabia.

TABLE DES MATIERES

LISTE DES FIGURES vii

LISTE DES TABLEAUX x

CHAPITRE I. INTRODUCTION GENERALE..... 1

 I.1 Ecologie du paysage : naissance d’une science 1

 I.1.1 Paysage : définitions et éléments 3

 I.1.3 Importance de la structure spatiale en écologie du paysage 8

 I.1.4 Notion d’indices de structure spatiale du paysage 10

 I.1.5 Analyse de la dynamique paysagère 11

 I.1.6 La télédétection comme outil d’analyse du paysage..... 16

 I.2 Utilisation et occupation du sol..... 19

 I.3 Dynamique du paysage forestier..... 20

 I.3.1 Fragmentation forestière 20

 I.3.2 Déforestation tropicale..... 21

 I.4 Les grandes théories sur les relations Population-Environnement 22

 I.5 Le milieu d’étude 24

 I.5.1 Cadre Physique 24

 I.5.2. Ressources végétales..... 27

 I.5.3. Population et Cadre socio-économique 29

 I.5.4. La province du Bas Congo..... 32

 I.5.5. La province Orientale 34

 I.6 Problématique de la dégradation des terres et déforestation en République Démocratique du Congo 36

 I.7 Hypothèses et objectifs de la thèse 39

 I.8 Plan de la thèse..... 41

CHAPITRE II. FRAGMENTATION OF FOREST LANDSCAPES IN CENTRAL AFRICA: CAUSES, CONSEQUENCES AND MANAGEMENT 45

 II.1 Référence 45

 II.2 Abstract..... 45

 II.3 Résumé 46

 II.4 Fragmentation of Forests in central Africa: facts, figures, and possible causes..... 46

 II.5 The impact of shifting agriculture on forest succession and land cover dynamics in the Bas Congo province (Democratic Republic of the Congo)..... 53

 II.6 Forest conservation to preserve indicator species in central Africa 59

 II.7 Implications for Management..... 64

 II.8. Conclusions 67

 II.9 Acknowledgements 68

CHAPITRE III. INFLUENCE DES ACTIONS ANTHROPIQUES SUR LA DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DE L'OCCUPATION DU SOL DANS LA PROVINCE DU BAS-CONGO (RÉPUBLIQUE DÉMOCRATIQUE DU CONGO)..... 69

III.1 Référence.....	69
III.2 Résumé.....	69
III.3 Abstract.....	70
III.4 Introduction.....	70
III.5 Matériel et méthodes.....	72
III.5.1 Description de la zone d'étude.....	72
III.5.2 Matériel.....	73
III.5.3 Méthodes.....	73
III.6 Résultats.....	77
III.6.1 Transformations de l'occupation du sol entre 1960 et 2005.....	77
III.6.2 Analyse de la dynamique de la structure spatiale.....	80
III.7 Discussion.....	81
III.7.1 Influence des pratiques culturelles sur les processus d'évolution du paysage.....	81
III.7.2 Correspondance entre les changements détectés par les cartes et les indices de structure spatiale.....	83
III.8 Conclusion.....	84
III.9 Remerciements.....	85

CHAPITRE IV. INFLUENCE DE LA DENSITE DE LA POPULATION SUR LA STRUCTURE SPATIALE D'UN PAYSAGE FORESTIER DANS LE BASSIN DU CONGO EN REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE DU CONGO..... 87

IV.1 Référence.....	87
IV.2 Résumé.....	87
IV.3 Abstract.....	88
IV.4 Introduction.....	88
IV.5 Données et méthodologie.....	89
IV.5.1 Présentation de la zone d'étude et cartographie.....	89
IV.5.2 Densité de la population.....	91
IV.5.3 Indices de structure spatiale.....	92
IV.6 Résultats.....	94
IV.6.1 Cartographie.....	94
IV.6.2 Effet de la densité de la population sur la structure spatiale de la forêt.....	95
IV.7 Discussion.....	98
IV.7.1 Approche méthodologique.....	98
IV.7.2 Choix de la zone d'étude.....	99
IV.7.3 Choix des indices de fragmentation.....	100
IV.7.4 Effet de la densité de la population sur la structure paysagère.....	101
IV.8 Implication pour la conservation.....	102
IV.9 Remerciements.....	104

CHAPITRE V. EFFETS DES ROUTES ET DES VILLES SUR LES FORETS DENSES DANS LA PROVINCE ORIENTALE DE LA REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE DU CONGO...... 105

V.1 Référence.....	105
V.2 Résumé.....	105
V.3 Abstract.....	106
V.4 Introduction.....	107
V.5 Données et Méthodologie.....	108
V.5.1 Présentation de la zone d'étude et cartographie.....	108
V.5.2 Effet de proximité des agglomérations.....	110
V.5.3 Influence du réseau routier.....	111
V.6. Résultats.....	112
V.6.1 Cartographie.....	112
V.6.2 Effet de proximité des agglomérations.....	114
V.6.3 Influence du réseau routier.....	115
V.7 Discussion.....	116
V.7.1 Effet de proximité des agglomérations.....	116
V.7.2 Influence du réseau routier.....	117
V.7.3 Action combinée des routes et villes comme indicateur de la perte de l'habitat forestier.....	118
V.8 Conclusion.....	120
V.9 Remerciements.....	121

CHAPITRE VI. ANALYSE DE LA DEGRADATION DE LA VEGETATION FORESTIERE DE L'ILE MBIYE (KISANGANI, PROVINCE ORIENTALE, REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE DU CONGO)...... 123

VI.1 Référence.....	123
VI.2 Résumé.....	123
VI.3 Abstract.....	124
VI.4 Introduction.....	124
VI.5 Présentation de la zone étudiée.....	126
VI.6 Matériel et méthodes.....	127
VI.6.1 Cartographie.....	127
VI.6.2 Matrice de transition: dynamique de la composition.....	127
VI.6.3 Distribution des aires des taches dans les classes forestières.....	127
VI.6.4 Indices de structure spatiale.....	127
VI.6.5 Résultats.....	129
VI.7 Discussion.....	133
VI.7.1 Cartographie.....	133
VI.7.2 Matrice de transition.....	134
VI.7.3 Distribution des aires des taches dans les classes forestières.....	135
VI.7.4 Indices de structures spatiales.....	136
VI.8 Conclusion.....	136

VI.9 Remerciements.....	137
CHAPITRE VII. LA VARIABILITE DU FACTEUR DE GRADUATION UTILISE DANS LA METHODE D’ESTIMATION DE LA DIMENSION FRACTALE DES MOSAÏQUES PAYSAGERES: CAS D’UN PAYSAGE DE LA PROVINCE DU BAS CONGO EN RÉPUBLIQUE DÉMOCRATIQUE DU CONGO.....	139
VII.1 Référence.....	139
VII.2 Résumé.....	139
VII.3 Abstract.....	140
VII.4 Introduction : Dimension fractale des taches de paysage.....	140
VII.5 Le facteur de graduation ou de forme « k » est-il constant?.....	142
VII.6 Analyse du modèle de fractale de périmètre-aire pour des taches d’un paysage de la République Démocratique du Congo.....	144
VII.7 Conclusions.....	146
VII.8 Remerciements.....	146
CHAPITRE VIII. DISCUSSION GENERALE.....	147
VIII.1. Dégradation, déforestation et fragmentation du paysage forestier.....	147
VIII. 2 Facteurs et conséquences de l’anthropisation des paysages forestiers.....	148
VIII. 3 Comment quantifier les effets anthropiques sur le paysage.....	151
VIII. 4 Eléments pour la gestion durable de l’habitat forestier- Thèse Boserupienne comme alternative à la déforestation.....	153
VIII. 5 Approche complémentaire à notre étude.....	157
CHAPITRE IX. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	159
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	163
ANNEXES : Références et résumés des publications non prises en compte dans le corps de cette thèse.....	183

LISTE DES FIGURES

Figure I.1. Représentation du modèle conceptuel de la hiérarchie globale écologique.....	1
Figure I.2. Représentation des deux courants historiques à la base de la discipline actuelle qu'est l'Ecologie du paysage.....	3
Figure I.3. Le paysage, niveau d'organisation des systèmes écologiques situés au-dessus de l'écosystème, mais en dessous de la région et du continent (Forman, 1995).....	6
Figure I.4. Représentation de la démarche scientifique adoptée en écologie du paysage...	6
Figure I.5. Représentation des trois composantes basiques qui forment les paysages à savoir les taches, les corridors et la matrice.....	7
Figure I.6 . Les éléments clés qui caractérisent tous les systèmes écologiques.....	9
Figure I.7. Illustration de la fragmentation.....	10
Figure I.8. Illustration des composantes de l'hétérogénéité spatiale.....	10
Figure I.9 . Identification du processus de transformation spatiale.....	14
Figure I.10 . Diagramme représentant les dix processus de transformation spatiale.....	15
Figure I.11. Illustration du spectre électromagnétique.....	17
Figure I.12 . Carte de l'occupation du sol de la République Démocratique du Congo.....	28
Figure I.13. Evolution croissante de la population en République Démocratique du Congo entre 1960 et 2009.....	30
Figure I.14. Carte présentant les deux provinces ayant fait l'objet d'étude	32
Figure I.15. Ouverture d'une route par les sociétés d'exploitation forestière à gauche et présence d'un village en plein milieu de la forêt.....	38
Figure II.1. Forest area as a function of land area for Central African countries Burundi, Cameroon, the Central African Republic, Congo, the Democratic Republic of the Congo, Equatorial Guinea, Gabon and Rwanda.....	49
Figure II.2. Proportional forest cover as a function of population density for Central African countries Burundi, Cameroon, the Central African Republic, Congo, the Democratic Republic of the Congo, Equatorial Guinea, Gabon and Rwanda.....	50
Figure II.3. Spatial processes in landscape transformation characterized by area loss ($a_1/a_0 < 1$) of the class of interest.....	53
Figure II.4. Landscape transformations observed in the Bas Congo province between 1960 and 2005: "savannah-isation".....	56
Figure II.5. Landscape transformations observed in the Bas Congo province between 1960 and 2005: natural or spontaneous succession.....	57

Figure II.6. Exemples of unique species and their number of samples (<i>n</i>).....	63
Figure III.1. Situation de la zone d'étude dans la province du Bas-Congo (République Démocratique du Congo).....	72
Figures III. 2. Illustration du processus de dégradation de la forêt dense.....	78
Figure III. 3. Illustration du processus de savanisation de la forêt secondaire.....	79
Figure III.4 . Illustration du processus de succession de jachères et champs et des forêts...	79
Figure III.5 . Principaux taux de transformations opérés dans les classes d'occupations du sol entre 1960 et 2005.....	82
Figure IV.1 . Situation de la scène dans la Province orientale en République Démocratique du Congo.....	90
Figure IV.2 . Illustration de l'anthropisation du milieu forestier en République Démocratique du Congo.....	90
Figure IV.3 . Carte de l'occupation du sol et du maillage de la zone d'étude en cellules de dimension 10 x 10 km.....	94
Figure IV.4. Carte de la densité de la population en habitants par km ² obtenue par interpolation des valeurs de densité de la population dans chaque cellule de 10 km x 10 km.....	95
Figure IV.5. Relations entre la densité de la population et les indices de structure spatiale.....	96
Figure V.1. Situation de la zone d'étude dans la Province orientale (en gris) de la République Démocratique du Congo.....	109
Figure V.2 . Dispositif pour le calcul des proportions de « Forêt dense » à égales distances des villes.....	111
Figure V.3 . Illustration des trois bandes créées autour du réseau routier dans la zone d'étude.....	112
Figure V.4 . Carte d'occupation du sol en 1986 et 2001.....	113
Figure V.5 . Evolution de la proportion des deux classes d'occupation du sol en 1986 et 2001.....	113
Figure V.6 . Variation des proportions de forêt dense en fonction de la distance à la ville en 1986 et en 2001.....	114
Figure V.7 . Variation des proportions de forêt dense en fonction de la distance à la route en 1986 et en 2001.....	115
Figure V.8 . Classification des processus de transformation spatiale pour détecter les effets anthropiques sur la structure du paysage.....	119

Figure VI.1 . Situation de l'île Mbiyé dans la Province Orientale de la République Démocratique du Congo.....	126
Figure VI.2 Dynamique de l'occupation du sol de l'île Mbiyé entre 1990 et 2001.....	129
Figure VI.3 Principaux changements de l'occupation du sol dans l'île Mbiyé entre 1990 et 2001.....	130
Figure VI.4 Courbes des fréquences cumulées des aires des taches dans les classes forestières.....	132
Figure VI.5 Flux net, en pourcentage de la succession de la végétation.....	134
Figure VII.1 La dimension fractale comme indice de complexité.....	141
Figure VII. 2. Impact de l'unité de mesure λ et de la dimension fractale D sur le rapport entre le facteur de graduation k' observé pour $\lambda \neq 1$ et son homologue k associé avec $\lambda=1$ (données simulées sur base de l'équation (5)).....	143
Figure VII. 3 Impact de l'unité de mesure (λ) sur le facteur de graduation k obtenu par la méthode de régression linéaire de $\ln(P)$ en fonction de $\ln(A)$. Données prises de l'étude d'une zone test située au Bas-Congo en République Démocratique du Congo. D est la dimension fractale des classes.....	145

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.1. Exemple de matrice de transition. Les valeurs sont exprimées en pourcentage.....	13
Tableau I.2. Tableau de synthèse : satellites d’observation de la terre à haute et très haute résolution	18
Tableau I.3. Répartition de la couverture forestière à travers les provinces.....	29
Tableau I.4. Caractéristiques des cinq principaux pays d’Afrique centrale	36
Tableau III.1. Correspondance des différentes classes entre les cartes de Wolff (2005) et Compère (1970).....	74
Tableau III.2. Matrice de transition de l’occupation du sol (en pourcentage) entre 1960 et 2005.....	77
Tableau III.3. Indices de structures spatiales calculés en 1960 et 2005 pour chaque classe d’occupation du sol.....	80
Tableau IV.1. Proportion des classes d’occupation du sol dans le paysage complet de la scène.....	94
Tableau VI.1. Matrice de transition de l’occupation du sol (en %) entre 1990 et 2001.....	130
Tableau VI.2. Tableau récapitulatif des indices de structures spatiales calculés pour chacune des classes d’occupation du sol de l’île entre 1990 et 2001.....	133
Tableau VII.1. Données de base sur la zone test située dans la province du Bas-Congo en République Démocratique du Congo.....	145

CHAPITRE I. INTRODUCTION GENERALE

I.1 Ecologie du paysage : naissance d'une science

Le terme « écologie », proposé en 1866 par Haeckel, biologiste allemand, désigne la science qui étudie les relations des êtres vivants avec leur milieu. Etymologiquement, il associe les mots grecs *oikos* (habitat) et *logos* (science). L'écologie vise à établir les lois qui régissent non seulement les rapports entre les êtres vivants et leur environnement physico-chimique, mais aussi les relations développées entre les organismes eux-mêmes (Burel & Baudry, 2003). L'écologie change peu à peu d'objet scientifique en élargissant son champ d'investigation (Figure I.1).

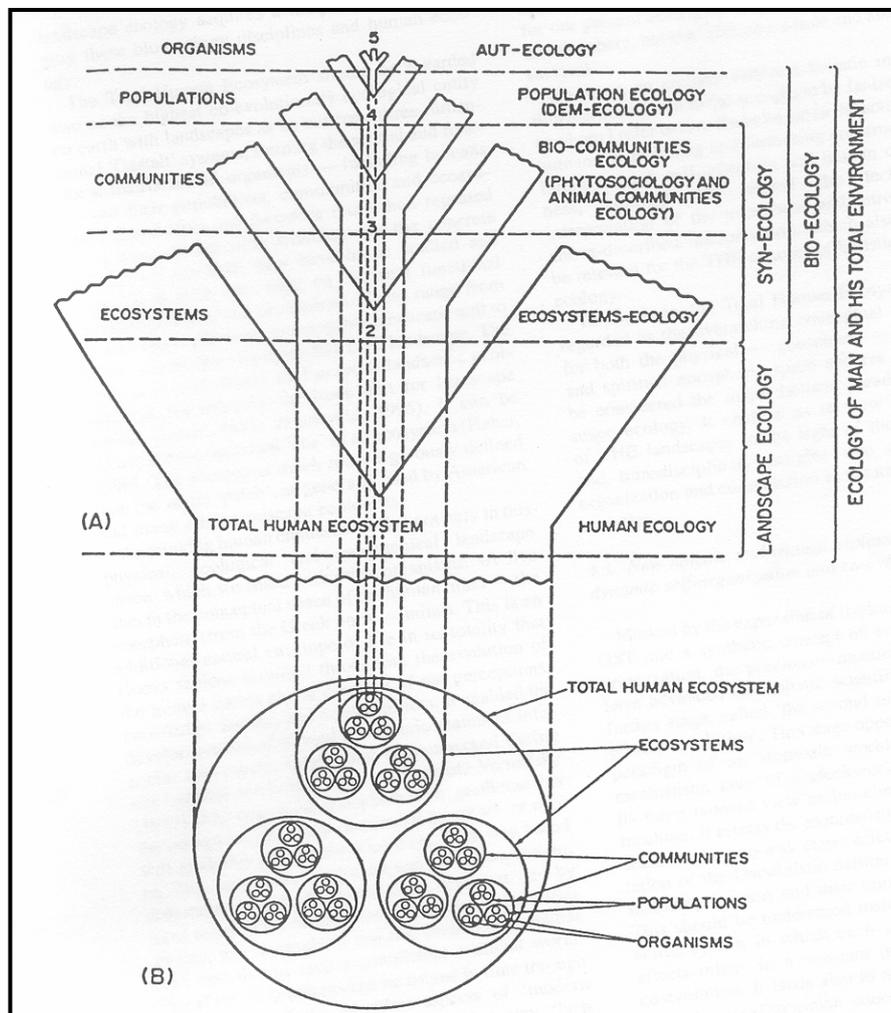


Figure I.1. Représentation du modèle conceptuel de la hiérarchie globale écologique. Sur la droite, on retrouve les principales disciplines de l'écologie. On peut remarquer que l'écologie du paysage inclue l'humain comme une partie intégrante de son environnement. Ce concept est présenté en (A) comme une coupe horizontale et en (B) comme un emboîtement des différentes disciplines (Naveh & Lieberman, 1994 ; Naveh, 2000).

Les poids des disciplines naturalistes influent sur cette évolution : de la persistance de principes issus de la botanique et de la zoologie découle un intérêt marqué pour les niveaux d'organisation correspondant à l'individu (autécologie), puis l'analyse d'assemblages d'espèces (peuplements, communautés) dans des milieux « naturels » (synécologie) et enfin la prise en considération de systèmes complexes intégrant l'homme et ses activités (écosystèmes) (Burel & Baudry, 2003). Cette dernière composante définie par Duvigneaud (1980) comme une biocénose homogène se développant dans un environnement homogène est restée un concept clé en écologie. Au cours de son histoire, les objets d'étude de l'écologie se sont progressivement complexifiés, de l'individu au paysage. Cette évolution s'est faite en relation avec le développement des sciences en général et plus récemment des technologies.

L'écologie du paysage est l'une des disciplines les plus jeunes de l'écologie. C'est Carl Troll qui a introduit le terme d'écologie du paysage en 1930, suite à des photographies aériennes (Troll, 1939). Ce biogéographe allemand avait pour objectif de combiner deux disciplines - la géographie et l'écologie - en reliant les structures spatiales aux processus écologiques (Burel & Baudry, 2003). Elle fut mise au point après la seconde guerre mondiale dans les pays du Centre et de l'Est de l'Europe (Naveh & Lieberman, 1994). A cette époque, face aux questions relatives aux interactions entre les activités humaines d'une part et les ressources offertes d'autre part, l'écologie du Paysage était un outil professionnel servant principalement à résoudre les problèmes des Architectes paysagistes, des planificateurs et des restaurateurs/conservateurs des paysages (Palang *et al.*, 2000). Mais cela ne constituait qu'un aspect qui, plus tard a fusionné avec un second développé en Amérique du Nord au cours des deux dernières décennies. Celui-ci est caractérisé par une base théorique et des méthodologies sophistiquées (Figure I.2). Les deux groupes se sont rejoints pour former l'IALE : International Association for Landscape Ecology (Farina, 2000).

Les pressions anthropiques sur les paysages naturels, associés à l'évolution démographique mondiale vont encore augmenter durant les décades à venir, ce qui nécessitera le développement de techniques et modèles adéquats pour évaluer les interactions entre ces facteurs et ces ressources naturelles (Bogaert *et al.*, 2004). Fruit d'une dynamique naturelle et des activités humaines, le paysage constitue le socle de l'étude de l'écologie du paysage d'où la nécessité d'expliquer ce terme et des éléments qui le composent.

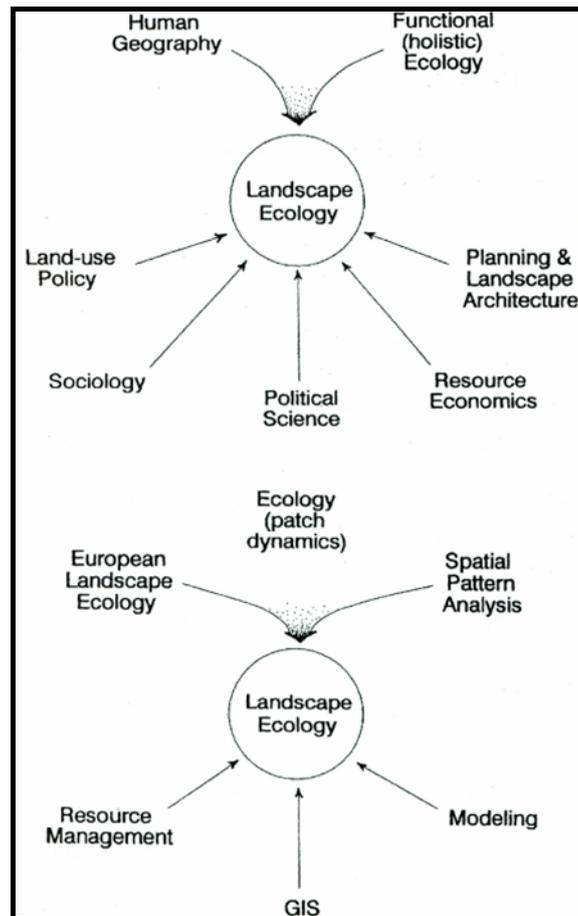


Figure I.2. Représentation des deux courants historiques à la base de la discipline actuelle qu'est l'Écologie du paysage. Ces deux courants : Européen (en haut) et Nord Américain (en bas) se sont associés et ont formé l'IALE (Farina, 2000).

I.1.1 Paysage : définitions et éléments

I.1.1.1 Paysage : définitions

Le paysage occupe une place privilégiée parmi les concepts qui nous relient à notre milieu (Burel & Baudry, 2003). Avant d'être objet d'étude en écologie, le paysage a été utilisé dans de nombreuses disciplines, par exemple la peinture, l'architecture, la littérature et la géographie (Berdoulay & Phipps, 1985)

La définition du concept « paysage » est nécessaire. Différentes approches ont été considérées en fonction des spécialités en jeu. Les géographes, les historiens, les ethnologues, les sociologues ont reconnu dans le paysage, des terroirs issus des rapports entre nature et société (Fourneau *et al.*, 1991). Les uns ont développé des méthodes de description, d'autres des analyses de mise en place et de fonctionnement (Blanc-Pamard, 1986 ; Fourneau *et al.*, 1991) où la part de l'analyse écologique est parfois importante. Une définition du paysage

aujourd'hui largement partagée est celle contenue dans la Convention Européenne du Paysage (adoptée en France par la loi n° 2005-1272 du 13 octobre 2005 et publiée le 22 décembre 2006 par le décret n° 2006-1643 du 20 décembre 2006 portant publication de la convention européenne du paysage signée à Florence le 20 octobre 2000). Selon cette définition, « le paysage définit une partie de territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ ou humains et de leurs interrelations ».

En écologie du paysage, on peut en dégager trois principales approches dans les définitions du paysage (Iorgulescu & Schlaepfer, 2002) :

- une première approche selon laquelle le paysage est déterminé par les facteurs environnementaux (climat, topographie, etc.) ou par les facteurs dépendant de l'interaction de ces facteurs environnementaux (végétation, hydrologie, etc.) ; à ces facteurs, on peut également ajouter l'impact anthropique ;
- une seconde approche basée sur la perception de l'environnement par un organisme vivant quelconque, notamment la perception de l'hétérogénéité spatiale du point de vue de ses fonctions vitales ;
- une dernière approche centrée sur la perception de l'environnement par l'homme ; du point de vue anthropocentrique, le paysage est formé par des entités fonctionnelles qui ont un sens pour la vie de l'homme.

Ces approches ne s'excluent pas réciproquement, mais sont plutôt complémentaires (Iorgulescu & Schlaepfer, 2002). Plusieurs autres définitions pertinentes ont été présentées par des scientifiques, souvent différentes mais fonction de leurs spécialités. Nous proposons quelques définitions du « paysage » comme étant:

- « l'ensemble des éléments essentiellement stables et permanents où se produisent les mécanismes cycliques et finalisés de l'écosystème ; le paysage est la structure de l'écosystème par opposition au fonctionnement de l'écosystème » (UNESCO, 1971 dans Neuray, 1982) ;
- « une étendue de pays qui présente une vue d'ensemble à son observateur » (Petit Larousse, 1974) ;
- « une partie de la surface terrestre qui est formée d'un complexe d'interrelations qui provient de l'interaction des roches, de l'eau, de l'air, des plantes, des animaux et des hommes et qui, dans son apparence extérieure, forme un tout perceptible » (Zonneveld *et al.*, 1978 dans Neuray, 1982) ;

- « une portion de territoire hétérogène composée d'un ensemble d'écosystèmes en interaction qui se répètent de façon similaire dans l'espace » (Forman & Godron, 1986) ;
- « une configuration particulière de la topographie, de la couverture végétale, de l'utilisation du sol et de l'implantation qui délimite une certaine cohérence des activités et des processus naturels et culturels » (Green *et al.*, 1996) ;
- « un niveau d'organisation des systèmes écologiques, supérieur à l'écosystème; il se caractérise essentiellement par son hétérogénéité et par sa dynamique gouvernée pour partie par les activités humaines ; il existe indépendamment de la perception » (Burel & Baudry, 2003) ;
- « un ensemble cohérent d'écosystèmes en interaction » (Iorgulescu & Schlaepfer, 2002).

D'une manière générale, le paysage se réfère à une aire relativement large, de quelques hectares à quelques centaines de km² (Forman & Godron, 1986). Mais dans le terme de paysage retenu dans notre discipline, il faut cependant retenir la prégnance des activités humaines, ou de l'échelle de perception humaine, qui excluent donc des échelles de l'ordre de la région et du continent d'une part, et des échelles très locales de l'ordre du m² par exemple d'autre part (Burel & Baudry, 2003) (Figure I.3).

Il est aussi nécessaire que le niveau de détail offert par le cartographe soit cohérent avec les caractéristiques du phénomène étudié (Forman, 1995; Hargis *et al.*, 1997; Gustafson, 1998, Bogaert & Mahamane, 2005). D'après Forman & Godron (1986), les paysages d'aujourd'hui sont le résultat de cinq grands processus naturels : la géomorphologie, le climat, l'établissement des plantes et des animaux, le développement du sol et les perturbations naturelles. Cependant, on ne peut passer sous silence le fait que le paysage soit également la résultante d'une confrontation continue entre la société et son milieu. En effet, les activités humaines sont devenues le principal facteur d'évolution des paysages au niveau planétaire. L'hétérogénéité spatio-temporelle qui en résulte contrôle de nombreux mouvements et flux d'organismes, de matière et d'énergie. La démarche adoptée en écologie du paysage intègre donc l'objet d'étude - le paysage -, ses déterminants - le milieu naturel et la société -, et ses effets sur les processus écologiques étudiés (Figure I.4) (Burel & Baudry, 2003).

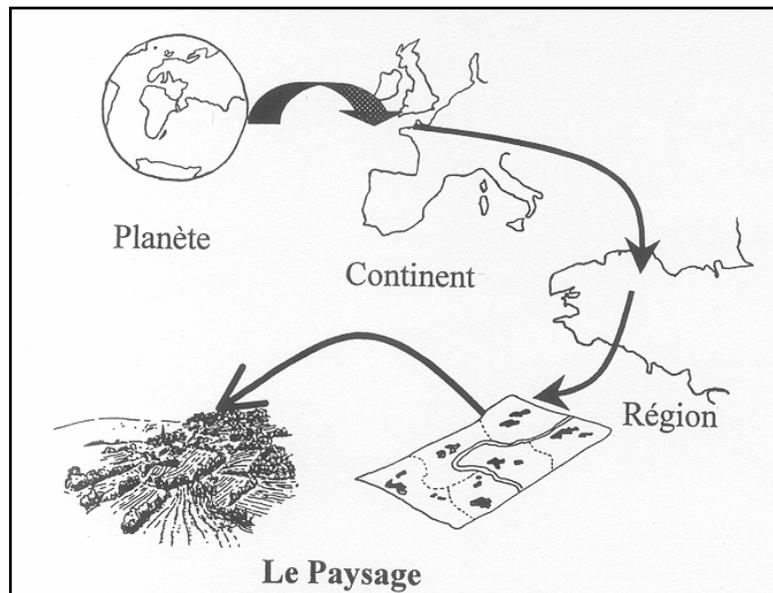


Figure I.3. Le paysage, niveau d'organisation des systèmes écologiques situés au-dessus de l'écosystème, mais en dessous de la région et du continent (Forman, 1995).

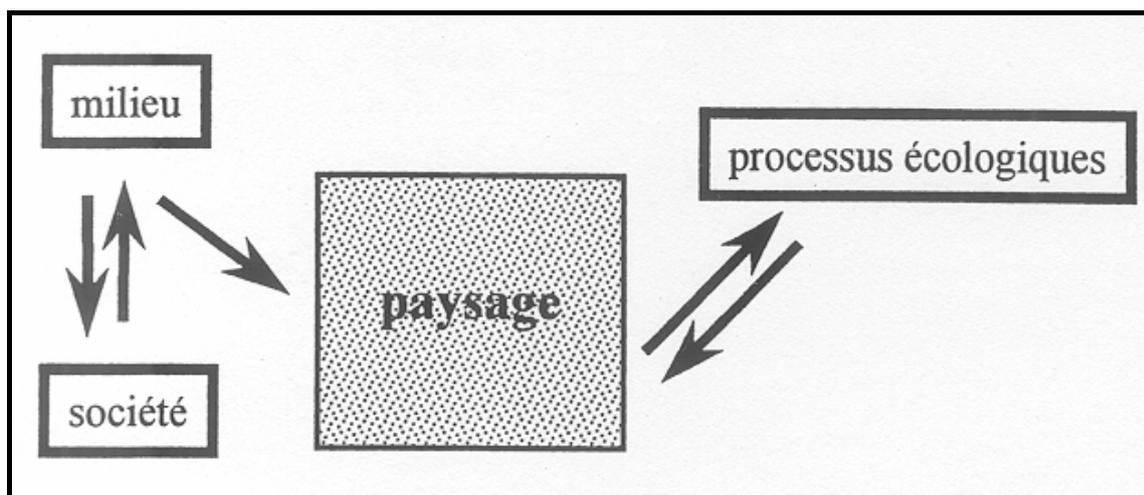


Figure I.4. Représentation de la démarche scientifique adoptée en écologie du paysage : le paysage est la résultante de la dynamique du milieu et de la société qui s'y est développée. La structure, l'organisation, la dynamique du paysage sont en interaction constante avec les processus écologiques qui s'y déroulent (Burel & Baudry, 2003).

I.1.1.2 Eléments du paysage

Dans un des textes fondateurs de l'écologie du paysage, Forman & Godron (1981) ont proposé une distinction entre les différents éléments que l'on peut distinguer dans un paysage (Burel & Baudry, 2003). Premièrement, on a les taches. Ce sont des mosaïques d'unités fonctionnelles, des surfaces qui diffèrent, par leur apparence et leur composition, de ce qui les

entourent (la matrice). Elles peuvent largement varier en taille, en forme, en type, en hétérogénéité et en caractéristiques des frontières. Le deuxième type d'éléments est le corridor. Les corridors sont des unités ayant une forme linéaire caractéristique et remplissant des fonctions écologiques de conduit (passage), de filtre et de barrière. Ils sont souvent présents dans un paysage sous forme d'un réseau. Le dernier type est la matrice. C'est l'élément englobant. La matrice constitue l'élément le plus extensif et le plus connecté du paysage. Elle exerce le rôle dominant dans le fonctionnement du paysage (Forman & Godron, 1986). L'ensemble des taches ayant des caractéristiques similaires pour le processus considéré est appelé « type » ou « classe ». Parmi les types, la matrice est le plus répandu et le moins fragmenté (Iorgulescu & Schlaepfer, 2000). La subdivision du paysage en taches, en corridors et matrice (Figure I.5) est connue comme le modèle « patch-corridor-matrix » (Forman & Godron, 1981; Forman & Godron, 1986; Forman, 1997). Chaque écosystème peut être reconnu à partir de la distribution, de la taille, de la forme, du nombre et de la configuration dans l'espace de ces trois composantes de base (Forman & Godron, 1986, Burel & Baudry, 2003).

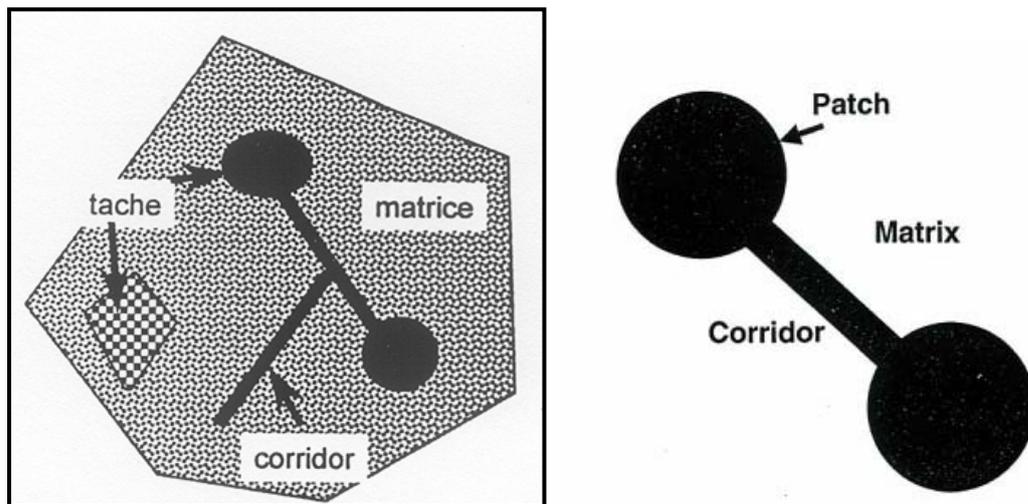


Figure I.5. Représentation des trois composantes basiques, selon Forman & Godron (1986), qui forment les paysages à savoir les taches, les corridors et la matrice. Les taches et la matrice sont connectées grâce au corridor. (Sources : Hobbs (2002), Burel & Baudry (2003))

Tout paysage peut être décrit comme une mosaïque de taches. Les tailles, les formes et l'arrangement spatial des taches sont des attributs très importants dans le paysage. De nombreux processus écologiques sont influencés par ces attributs tels que les migrations, la prédation, l'extinction et la colonisation (Farina, 2000).

Une difficulté de la recherche sur le paysage, et en écologie en général, a été soulignée par Allen & Hoekstra (1992). Il s'agit du caractère « évident » des éléments d'un paysage. En effet, la segmentation des paysages par l'homme en taches, corridors et matrice ne signifie pas que toutes les espèces perçoivent leur environnement de cette manière (Govaerts, 2005). Ceci peut conduire aux approches anthropomorphiques du paysage qui ont fortement marqué les débuts de la discipline (Pickett *et al.*, 1994). En effet, l'écologie du paysage est née comme étant une science reliée à l'homme (Naveh & Lieberman, 1994). Mais en tant que science, elle décrit et cherche à expliquer (Bogaert & Mahamane, 2005) :

- la structure des paysages (leur composition et configuration) ;
- le fonctionnement des paysages (les mécanismes et processus écologiques qui s'y déroulent) ;
- les qualités écologiques, économiques et sociales des paysages ;
- les fonctions diverses du paysage au profit de la société ;
- la dynamique spatio-temporelle des paysages.

I.1.3 Importance de la structure spatiale en écologie du paysage

L'importance de la structure spatiale des écosystèmes paysagers pour éclairer les processus écologiques est reconnue par la communauté écologique (Fortin, 2002, Bogaert & Mahamane, 2005). Chaque système écologique est caractérisé par une interdépendance de trois éléments clés : sa configuration, sa composition et son fonctionnement (Figure I.6). Un changement d'un des éléments aura des répercussions sur les deux autres (Bogaert & Mahamane, 2005). Chaque composante est nécessaire, mais insuffisante étant prise individuellement, pour caractériser l'état d'un système écologique (Noon & Dale, 2002, Bogaert & Mahamane, 2005).

Le paysage a des propriétés que ses parties ne possèdent pas. La configuration des éléments – leur qualité, leur localisation, leur proportion et leur juxtaposition – sont des caractéristiques qui doivent être décrites car ce sont elles qui donnent au paysage son caractère unique. Elles influencent et modifient le comportement des espèces, des populations et des communautés (Farina, 1998). En analysant les structures du paysage et leur dynamique, des déductions utiles au sujet des processus (écologiques) fondamentaux peuvent être faites, et vice versa (Coulson *et al.*, 1999 ; Bogaert *et al.*, 2004).

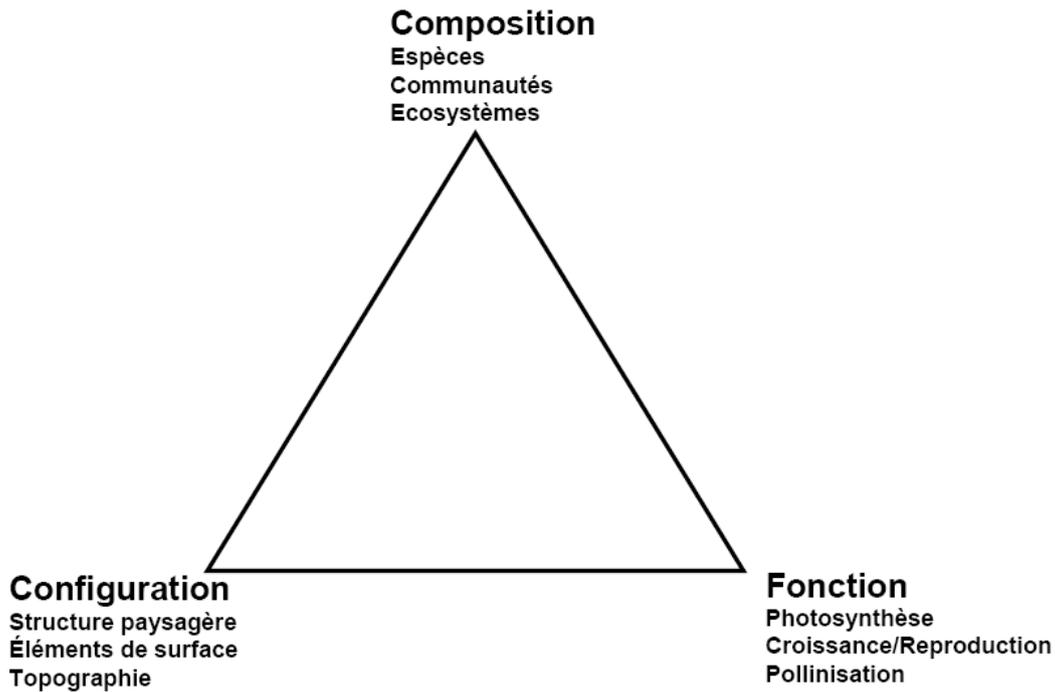


Figure I.6. Les éléments clés qui caractérisent tous les systèmes écologiques, sans tenir compte de l'échelle spatio-temporelle, sont représentés par un triangle équilatéral pour illustrer leur interdépendance. D'après Noon & Dale (2002).

Cette proposition est connue sous le terme de « pattern/process paradigm » et est une hypothèse centrale de l'écologie du paysage, qui aussi souvent est définie pour cette raison comme « une branche de la science développée pour étudier les processus écologiques dans leur contexte spatial » (Antrop, 2001; Stine & Hunsaker, 2001 ; Bogaert & Mahamane, 2005). Cette relation triangulaire, décrivant l'interdépendance de la configuration (l'arrangement spatial et la géométrie des éléments du système), les types de composition (des éléments présents) et des processus (flux, processus spatiaux, biologique et écologique) de tous les systèmes écologiques (Noon & Dale 2002) constitue la base de la recherche en écologie du paysage. En effet, si la structure spatiale d'une composition paysagère change, par exemple suite à la fragmentation d'une zone forestière, les processus de migration des populations qui utilisent cette forêt changeront également. En plus, si l'écosystème considéré (la forêt) est fragmenté, la composition du paysage connaîtra une dynamique, car les zones initialement couvertes par la forêt seront remplacées par une autre classe d'occupation du sol. Ce principe justifie l'importance donnée en écologie du paysage à l'étude des structures spatiales des paysages.

A la structure spatiale, sont généralement liés les concepts de fragmentation, de connectivité et d'hétérogénéité spatiale. La fragmentation est un processus caractérisé par une diminution de la surface totale d'un habitat par son éclatement en fragments, ou plus simplement par une rupture de continuité (Figure I.7) (Burel & Baudry, 2003). La connectivité désigne le fait que deux taches de même type soient adjacentes ou jointes dans l'espace ; c'est donc un processus essentiel de la dynamique des paysages après perturbation ou abandon des terres agricoles (Burel & Baudry, 2003). Le paysage est souvent défini comme une mosaïque spatialement (et temporellement) hétérogène (Risser *et al.*, 1984 ; Forman, 1995), d'où l'intérêt de définir le concept de l'hétérogénéité ; l'hétérogénéité a deux composantes qui sont la diversité des éléments (la composition qui est fonction de la richesse et de l'équitabilité) du paysage et la complexité de leurs relations spatiales (configuration) (Figure I.8).

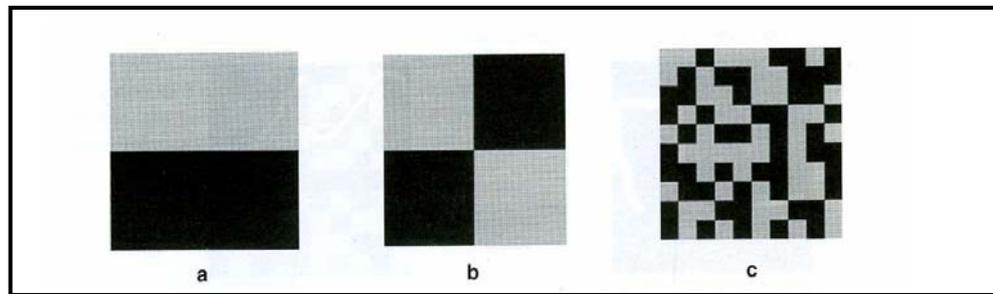


Figure I.7. Illustration de la fragmentation : de a à c, on observe une augmentation du degré de fragmentation par l'augmentation du nombre de taches, par la diminution de la taille des taches, par la rupture de continuité et l'augmentation de l'isolation. (Burel & Baudry, 2003 ; Bogaert & Mahamane, 2005).

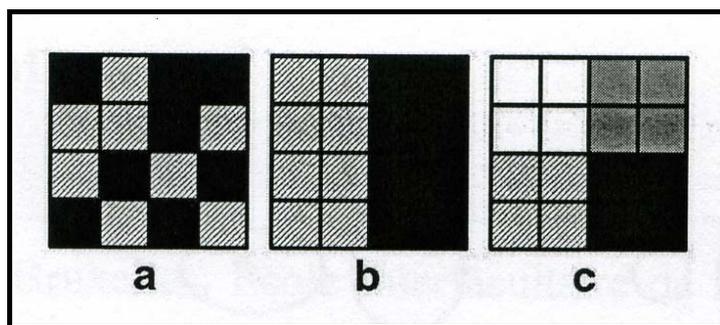


Figure I.8. Illustration des composantes de l'hétérogénéité spatiale : (a) à (b), l'hétérogénéité diminue parce que la configuration du paysage est moins complexe en (b) qu'en (a) ; de (b) à (c), l'hétérogénéité augmente par un changement de la composition du paysage (nombre d'éléments et leur proportion). D'après Burel & Baudry (2003)

I.1.4 Notion d'indices de structure spatiale du paysage

Afin d'étudier les rapports entre la configuration du paysage et les processus écologiques, il est utile de décrire ces structures en termes quantifiables. Ceci explique le développement d'une série d'indices « landscape metrics » (Hargis *et al.*, 1997 ; Farina, 2000 ; Bogaert & Mahamane, 2005). La nécessité d'utiliser plusieurs indices pour caractériser la structure spatiale d'un paysage semble logique et beaucoup d'indices sont à la disposition des écologues pour cet objectif. Ces mesures sont souvent un indicateur de l'impact humain sur la morphologie du paysage (Krummel *et al.*, 1987 ; Burel & Baudry, 2003). Puisque aucune mesure ne peut résumer à elle seule toute la complexité de l'arrangement spatial des taches, un ensemble de mesures doit généralement être effectué (Dale *et al.*, 1994 ; Bogaert & Mahamane, 2005) ; cette idée est à la base de l'existence d'une abondance d'indices.

La structure du paysage peut être mesurée soit en utilisant les statistiques et s'exprimer en termes d'unités de paysage (taille, forme, abondance, dispersion des taches) soit être traduite par le rapport spatial entre les taches d'un paysage et la matrice de ce même paysage (Ripple *et al.*, 1991 ; Farina, 2000 ; Bogaert & Mahamane, 2005). D'autres subdivisions séparent les mesures de configuration (mesurant la géométrie des taches et leur répartition spatiale) des mesures de la composition de paysage (proportion, richesse, équitabilité, dominance) (McGarigal & Marks, 1995 ; Gustafson, 1998 ; Botequilha Leitão & Ahern, 2002 ; Bogaert & Mahamane, 2005). Les mesures de composition et de configuration sont des outils qui caractérisent les propriétés géométriques et spatiales d'une tache, ou d'une mosaïque de taches (Fortin, 1999). Il est également important d'établir la différence de ces mesures avec les statistiques spatiales (Botequilha Leitão & Ahern, 2002). Les statistiques spatiales sont des outils qui estiment la structure spatiale sans considérer des zones homogènes (taches) (Bogaert & Mahamane, 2005). Les mesures de configuration et de composition doivent également être distinguées des « mesures de changement » qui elles décrivent, l'information qui concerne les changements au cours du temps d'une mosaïque paysagère (Botequilha Leitão & Ahern, 2002 ; Bogaert & Mahamane, 2005). La question de savoir si on a encore besoin de développer de nouvelles mesures reste sans réponse du fait de la complexité de la dynamique paysagère.

I.1.5 Analyse de la dynamique paysagère

La mosaïque du paysage n'a pas de forme permanente, mais change en qualité, forme et arrangement spatial (Schlaepfer, 2002). Ce changement peut être dû à des processus naturels, tels que la succession écologique et les perturbations, naturelles ou anthropiques. Cette dynamique est le résultat des processus complexes et a une très grande importance pour les organismes vivants et pour l'homme. Les perturbations sont le moteur de la dynamique du paysage et agissent à toutes les échelles spatiales et temporelles. La dynamique du paysage peut être décrite par des changements dans le temps, des indices qui décrivent la structure et la composition du paysage (Schlaepfer, 2002). D'autres approches complémentaires existent pour analyser cette dynamique. C'est le cas de la matrice de transition et de l'identification des processus de transformation spatiale.

I.1.5.1 Matrice de transition

La matrice de transition est une méthode permettant de décrire de manière condensée, sous forme de matrice carrée, les changements d'état des éléments d'un système pendant une période donnée (Bell, 1974 ; Turner, 1988 ; Schlaepfer, 2002). Cette matrice ne contient aucune information sur la distribution spatiale des changements, ni sur les processus et causes ayant conduit aux changements mais informe sur la proportion d'affectation d'un type i d'utilisation du sol à un état j réalisés pendant la période concernée. Elle ne tient compte que des états des éléments aux temps initial et final.

Si nous étudions par exemple la dynamique d'un paysage constitué de trois classes d'occupation du sol : forêt, savane et champs entre les dates T_0 et T_1 . La matrice obtenue suite à une opération de superposition des deux cartes est représentée comme suit (Table I.1) :

- les colonnes représentent les états d'occupation du sol au temps T_1 et les lignes correspondent aux états au temps T_0 ;
- le contenu des cellules représentent la surface (en valeur absolue ou en valeur relative) du type d'occupation i au temps T_0 ayant passé au type d'occupation j au temps T_1 ; les changements se font donc de la ligne i vers la colonne j ;
- la somme des lignes représente la surface totale de la catégorie i d'occupation du sol au temps T_0 et la somme des colonnes équivaut à la surface totale de la catégorie j d'occupation du sol au temps T_1 ;
- les cellules de la diagonale correspondent aux surfaces n'ayant pas modifié leur état entre T_0 et T_1 .

- les éléments hors de la diagonale représentent les changements d’occupation du sol. Ce sont ces valeurs qui indiquent la dynamique opérée dans le paysage entre ces deux temps.

Tableau I.1. Exemple de matrice de transition. Les valeurs sont exprimées en pourcentage.

Etat j à T_1	Etat 1 forêt	Etat 2 savane	Etat 3 champs	Somme des lignes
Etat i à T_0				
Etat 1 forêt	25	10	15	50
Etat 2 savane	1	19	10	30
Etat 3 champs	0	9	11	20
Somme des colonnes	26	38	36	100

Le tableau I.1 indique que le paysage considéré était constitué au temps T_0 , de 50 % de forêt, 30 % de savane et 20 % de champs. Au temps T_1 , la composition du paysage est maintenant de 26 % de forêt, 38 % de savane et 36 % de champs. Le tableau renseigne également que entre T_0 et T_1 , 25 % de forêt a été maintenu forêt, 10 % du paysage occupé par la forêt est devenue savane et 15 % de la proportion de la forêt dans le paysage a été transformée en champs.

I.1.5.2 Définition et identification des processus de transformation spatiale

Une approche complémentaire pour analyser la dynamique structurelle du paysage est d’étudier les processus spatiaux de transformation (*sensu* Forman, 1997) en utilisant (i) la surface des taches, (ii) le périmètre des taches et (iii) le nombre de taches (Bogaert *et al.*, 2004). Ces caractéristiques sont identifiées en tant qu’éléments principaux pour la description de la configuration paysagère (Giles & Trani, 1999 ; Bogaert *et al.*, 2004). Cette approche (figure I.9) peut être justifiée par l’observation suivante : il y a un nombre limité de configurations ou géométries spatiales communes qui résultent des processus de transformation spatiale (Bogaert *et al.*, 2004 ; Collinge & Forman, 1998).

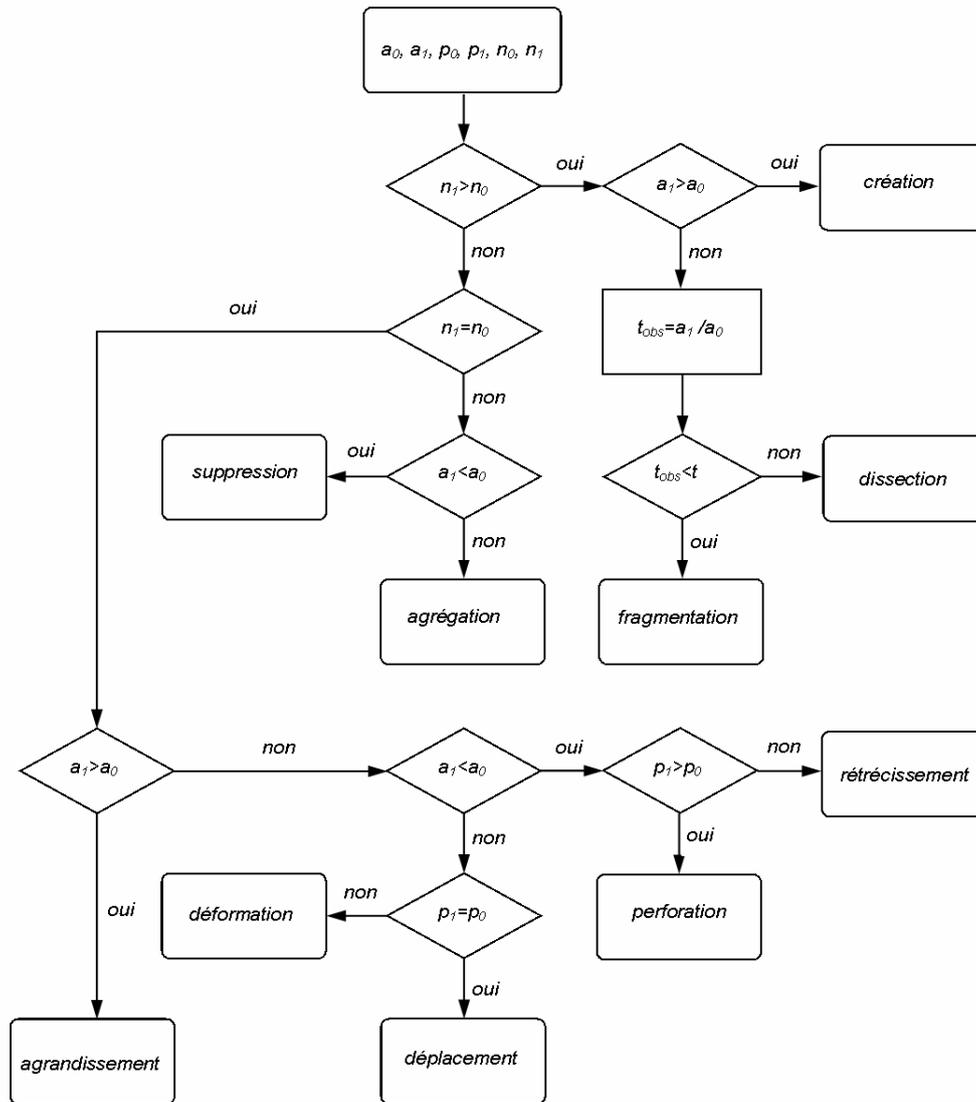


Figure I.9. Identification du processus de transformation spatiale. Premièrement, il faut déterminer la surface, le périmètre et le nombre de taches du type considéré avant (a_0 , p_0 et n_0) et après (a_1 , p_1 et n_1) la transformation. Deuxièmement, le changement de chacune des trois caractéristiques est utilisé pour aboutir à un processus représentatif de la dynamique observée. Selon le modèle, il faut d'abord analyser l'évolution du nombre de taches (comparaison de n_0 avec n_1). Par suite, le changement de la surface (comparaison de a_0 avec a_1) du type considéré mènera directement vers un des processus, ou indirectement via l'évolution du périmètre (comparaison de p_0 avec p_1). Afin de faire une distinction entre fragmentation et dissection, une valeur seuil prédéfinie de diminution d'aire (t) est utilisée (Bogaert *et al.*, 2004)

Ainsi suivant cette approche dichotomique, dix processus de transformation spatiale (Figure I.10.) ont été proposés (Bogaert *et al.*, 2004) :

- “agrégation” : fusion de taches (a);
- “suppression” : disparition d'une ou de plusieurs taches (b);
- “création” : formation de nouvelles taches (c);
- “déformation” : changement de forme des taches sans changement de superficie (d) ;

- “dissection” : subdivision des taches par de petites lignes de largeur uniforme (e);
- “agrandissement” : expansion de taille des taches (f);
- “fragmentation” : rupture de la continuité en plusieurs taches disjointes, de formes et de tailles différentes (g) ;
- “perforation” : formation de trous dans les taches (h) ;
- “déplacement” : translocation d’une ou de plusieurs taches (i) ;
- “rétrécissement” : réduction de taille des taches (j).

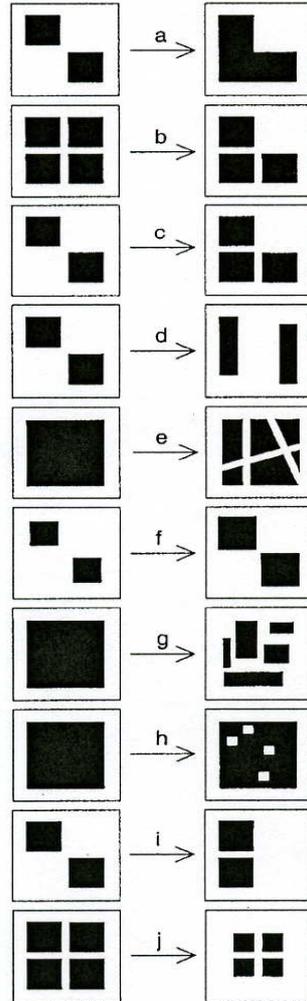


Figure I.10. Diagramme représentant les dix processus de transformation spatiale. Les secteurs noirs se rapportent à la couverture de la zone d’intérêt et les secteurs blancs à la matrice de paysage : (a) agrégation : fusion des taches ; (b) suppression : disparition d’une des taches présentes dans le paysage original ; (c) création : transformation du paysage par la formation d’une nouvelle tache, augmentant le nombre de taches de deux à trois ; (d) déformation : transformation caractérisée par le changement de forme des deux taches passant à la forme rectangulaire sans changement de superficie; (e) dissection : subdivision d’un secteur continu par des lignes de largeur uniformes et de petites dimensions ; (f) agrandissement : transformation par l’augmentation de taille des deux taches; (g) fragmentation : conversion de paysage par la rupture de la continuité en cinq taches disjointes de tailles et de formes inégales ; (h) perforation : transformation par la formation de quatre trous ; (i) déplacement : translocation d’une des deux taches ; (j) rétrécissement : diminution de taille des taches. D’après Bogaert *et al.* (2004).

Selon Forman (1995), les principales voies suivant lesquelles les hommes peuvent altérer le paysage sont au nombre de cinq : perforation, dissection, fragmentation, rétrécissement et suppression. Néanmoins, l'ensemble des dix processus est important car les changements occasionnés ont des conséquences sur les processus écologiques et la distribution des plantes et des animaux.

L'Ecologie du paysage utilise diverses méthodes pour lier et expliquer la structure, la composition et le fonctionnement du paysage. Parmi ses méthodes, les outils de la géomatique (télédétection, SIG) occupent une place de choix.

I.1.6 La télédétection comme outil d'analyse du paysage

L'utilisation de la télédétection pour l'analyse des caractéristiques environnementales, culturelles et la gestion des ressources naturelles est bien connue (Jensen, 1996, Quattrochi & Pelletier, 1990). La télédétection a ajouté une dimension supplémentaire à l'étude du paysage. Trois grands avantages sont offerts par la télédétection (i) l'influence de l'observateur est évitée à cause de la grande distance qui sépare le capteur et l'objet; (ii) des mesures à grandes échelles (régionale ou globale) peuvent être effectuées et de façon répétée; (iii) une grande variété de données peuvent être obtenue grâce à la grande gamme de bandes spectrales et de capteurs (Quattrochi & Pelletier, 1990). Ainsi, la télédétection permet d'approcher le paysage à différentes échelles. Elle prend en compte la dimension spatiale dans des régions où l'accessibilité et le manque d'informations géographiques entraînent des difficultés à généraliser des observations réalisées au sol. En effet, les données satellitaires sont des sources importantes de description et de différenciation spatiales des phénomènes survenant à la surface de la Terre. Ces observations répétées dans le temps permettent en outre l'évaluation des dynamiques d'occupation des terres et la mise en évidence de processus spatiaux et temporels. Si l'on considère le paysage comme la résultante d'une combinaison d'éléments physiques et humains en interaction, les données de télédétection permettent d'observer le paysage en vision verticale, telle une mosaïque de différents états d'occupation du sol en évolution constante dans le temps et dans l'espace (Wolff, 2005). Comme chaque objet dans le paysage théorique a une structure spatiale verticale et horizontale, de même il va y avoir une réponse caractéristique au niveau spectral. La télédétection permet d'intégrer ces réponses spatialement hétérogènes en un format plus facilement mesurables par la quantification des réponses spectrales à une échelle spécifique. La discrimination d'une signature se fait grâce aux réponses simultanées à travers une gamme de spectre

électromagnétique. Ainsi, la télédétection multi spectrale offre la capacité d'identification et de mesure des caractéristiques biophysiques du paysage qui autrement ne pourraient pas être faites si seulement une seule bande spectrale était utilisée.

En télédétection, les ondes électromagnétiques sont classées selon leur longueur d'onde dans le spectre électromagnétique (figure I.11).

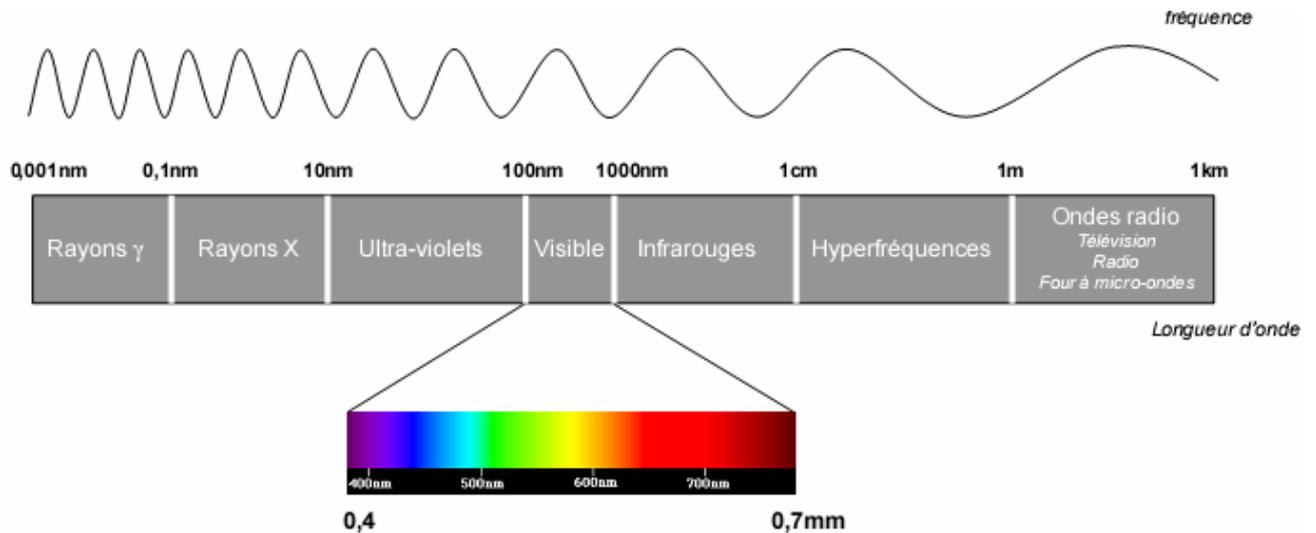


Figure I.11. Illustration du spectre électromagnétique. Source: Lillesand & Kiefer (1994).

Les rayonnements doivent traverser l'atmosphère terrestre avant d'atteindre une cible sur Terre. L'atmosphère absorbe certaines longueurs d'onde et en laisse passer d'autres, notamment dans le visible, dans l'infrarouge et dans les hyperfréquences: ce sont les fenêtres atmosphériques. Ce sont les rayonnements traversant l'atmosphère qui sont réfléchis et mesurés par la télédétection (Lillesand & Kiefer, 1994). La réflexion d'une onde incidente sur la surface terrestre dépend non seulement des caractéristiques de l'onde (longueur d'onde, polarisation, angle d'incidence, etc) mais aussi des caractéristiques de la surface (matériau, pente, rugosité, humidité). En fonction de ces caractéristiques, la réflexion peut être spéculaire (effet de miroir) ou diffuse. Une surface lisse produit une réflexion spéculaire, c'est-à-dire que toute l'énergie est redirigée dans une même direction comme c'est le cas d'un miroir. La réflexion diffuse se produit quand la surface est rugueuse, ce qui redirige l'énergie uniformément dans toutes les directions. La plupart des objets de la surface terrestre se situent entre ces deux extrêmes. La réflectance est le terme qui désigne la proportion d'énergie réfléchie dans une direction donnée, notamment dans la direction du capteur. La variation de la réflectance en fonction de la longueur d'onde est appelée signature spectrale.

Il existe un grand nombre de capteurs en télédétection, avec des caractéristiques propres. Le tableau I.2 résume les principaux vecteurs et capteurs utilisés en télédétection.

Tableau I.2. Tableau de synthèse des principaux capteurs et satellites d'observation de la terre à haute et très haute résolution.

Satellites	Pays	Début	Panchromatique Multibande	Résolution spatiale (m)	Fauchée (taille de la scène, km)
LANDSAT 1-3 (MSS)	USA	1972	Multibande	79	185
LANDSAT 4-5 (TM)	USA	1982	Multibande	30	185
LANDSAT 7 (ETM+)	USA	1999	Panchromatique Multibande	15 30	185
SPOT 1-2-4	FR+(B+DK)	1986	Panchromatique Multibande	10 20	60
SPOT 5	FR+(B+DK)	2002	Panchromatique Multibande	2,5 et 5 10	60
IRS 1A	Inde	1988	Multibande	72,5	148
IRS 1B	Inde	1991	Multibande	36,25	74
IRS 1C et D	Inde	1995	Panchromatique Multibande	5,8 23,5	70 140
KOSMOS	Russie	1987	Panchromatique	2-3	40
IKONOS 2	USA	1999	Panchromatique Multibande	1 4	11
QUICKBIRD	USA	2001	Panchromatique Multibande	0,60-0,7 2,4-2,88	16,5
ROCSAT 2	Taiwan	2004	Panchromatique Multibande	2-5 8-20	24
TERRA (ASTER)	USA	1999	Multibande	10-90	60
RADARSAT 2	Canada	2007	radar	3-100	20-500

I.2 Utilisation et occupation du sol

Il est indispensable, dans l'étude des transformations et de l'organisation des paysages, de distinguer l'occupation du sol et l'utilisation des terres (ou des sols). On utilisera les définitions de Turner II & Meyer (1994) cités dans Burel & Baudry (2003). L'occupation du sol (*land cover*) décrit l'état physique des terres, de la surface du sol (type de végétation, présence d'eau, de roches). Un changement d'occupation du sol peut consister en une conversion (passage de la forêt à la culture) ou une modification (densité d'arbres d'une forêt).

L'utilisation des terres (*land use*) décrit la façon dont les hommes utilisent la terre, les usages, les pratiques ; par exemple c'est le type d'agriculture, de pâturage ou d'habitat (Burel & Baudry, 2003). L'occupation du sol peut varier alors que l'utilisation du sol reste stable; par exemple, l'apparence d'un champ varie dans le temps selon la date de mise en culture et le développement de la végétation ; passant du stade de sol nu à celui d'une végétation de plus en plus couvrante puis à celui d'une végétation sénescente (par exemple pour le blé mur). Inversement, une modification de l'utilisation du sol peut ne pas induire de variation d'occupation du sol; par exemple, un village abandonné restera visible sur une image satellitaire tant que la végétation n'aura pas repris le dessus; il ne pourra pas dans ces conditions être distingué d'un village habité (Wolff, 2005). C'est donc à juste titre que Turner II & Meyer (1994) cités dans Burel & Baudry (2003), font remarquer que l'occupation du sol concerne davantage les sciences naturelles, dont l'écologie, l'hydrologie, la pédologie, alors que l'utilisation des terres est un objet d'étude pour les sciences centrées sur l'homme et ses actions (géographie, planification, agronomie). Les cartes des écologues sont des cartes d'occupation du sol, résultant des données satellites, des photographies ou d'observation de terrain (Burel & Baudry, 2003).

Du point de vue de l'écologie du paysage, les différences sont de deux ordres. D'abord plusieurs usages, plusieurs ensembles de pratiques, peuvent correspondre à une même occupation (type d'usage d'une prairie, traitements insecticides d'un maïs, entretien d'une haie) et, par conséquent, à des conditions écologiques locales différentes. L'autre point concerne les mécanismes d'organisation des paysages. La connaissance des usages renvoie aux systèmes techniques, aux systèmes d'action (Turner II & Meyer, 1996, Berkes & Folke, 1998) qui les produisent, donc aux systèmes organisateurs (Burel & Baudry, 2003).

I.3 Dynamique du paysage forestier

L'utilisation des données fournies par la télédétection permet de mettre en évidence la dynamique de l'occupation du sol dans des zones difficilement accessibles telles que les forêts denses tropicales (Chatelain, 1996 ; Oszwald *et al.*, 2007). L'intérêt pour les forêts denses tropicales réside dans leur importance pour la conservation de la biodiversité et surtout dans la lutte contre le réchauffement climatique (Geist & Lambin, 2001). L'un des impacts humains les plus importants sur la biosphère est la suppression de la couverture végétale originale et son remplacement par un autre type d'occupation du sol (Bogaert *et al.*, 2008). Cet impact se matérialise par la fragmentation et la diminution de la surface forestière modifiant ainsi la structure spatiale du paysage initiale. La fragmentation est ainsi considérée comme un important indicateur de la dégradation du paysage (Groves, 1998).

I.3.1 Fragmentation forestière

Avec l'hétérogénéité et la connectivité, la fragmentation est un concept clé de l'écologie du paysage. Concept à la base du développement de cette discipline, il s'applique aussi bien aux habitats qu'aux populations (populations fragmentées). Comprendre ce processus est crucial pour déterminer ses effets. De façon générale, la fragmentation est caractérisée par une diminution de la surface totale d'un habitat et son éclatement en fragments, ou plus simplement par une rupture de continuité (Figure I.7) (Burel & Baudry, 2003). Depuis les années 80, de nombreuses définitions ont été citées dans la littérature de l'écologie du paysage. De l'ensemble de ces définitions, quatre principaux schémas peuvent être retenus :

- un continuum d'habitats ou de végétation est réduit en au moins deux taches discontinues ;
- une destruction ou perte d'habitat est constatée;
- la configuration spatiale du paysage est caractérisée par des taches isolées dues à la perte de connectivité entre les taches ;
- les interactions entre la matrice et les habitats sont modifiés par une multitude de taches augmentant le périmètre des taches et réduisant l'aire intérieure (effet de lisière).

Considérant ces quatre éléments, la fragmentation est définie comme une rupture dans la continuité des habitats entraînant la perte d'habitat, l'isolation des taches et l'effet de lisière (Bogaert, 2000). Les conséquences de la fragmentation sur la biodiversité ont largement été démontrées (Pereboom, 2006) surtout dans le paysage forestier.

Le milieu forestier est considéré comme l'habitat le plus touché par la fragmentation (Pereboom, 2006). En modifiant la configuration du paysage forestier, la fragmentation du paysage est une des menaces majeures pesant actuellement sur la diversité biologique (Henle *et al.*, 2004). Elle entraîne une diminution de la capacité à pourvoir aux ressources nécessaires (carrying capacity) dans chaque fragment ce qui entraîne une diminution du nombre d'espèces ou d'individus par espèce (Douglas *et al.*, 2000; Pimm *et al.*, 1988). Par l'augmentation de la densité relative des lisières, la fragmentation peut amener une modification de la composition en espèces de chaque fragment, en général au détriment des espèces les plus spécialisées (Pereboom, 2006). En zone forestière, il s'en suit une modification de la composition et de la configuration spatiale dans le paysage forestier initial. Généralement causée par les actions anthropiques, la fragmentation forestière est une conséquence de la déforestation (Broadbent *et al.*, 2008).

I.3.2 Déforestation tropicale.

La fragilité des forêts tropicales avait déjà été pressentie par quelques explorateurs du début du XX^e siècle. Auguste Chevalier écrivit ainsi en 1901: « si fournies que soient les forêts vierges, si grande que soit la poussée de la végétation dans les pays tropicaux humides, ces forêts ne sont point inépuisables » (dans Aubréville, 1956). Pourtant, ce n'est qu'au début des années 1970, qu'une potentielle crise de déforestation sous l'ensemble des tropiques est annoncée (Gomez-Pompa *et al.*, 1972).

La déforestation est une dynamique au cours de laquelle la forêt est remplacée par un autre type d'occupation du sol. Des études ont montré que les taux élevés de déforestation tropicale sont liés à la croissance démographique et la pauvreté ainsi que la culture itinérante dans de grandes étendues de forêts (Mather & Needle, 2000 ; Lambin *et al.*, 2001). Mais cette assertion est discutée par d'autres études (Geist & Lambin, 2001). Sans nier le rôle de la croissance de la population, la pauvreté, ou les techniques culturelles, ces auteurs montrent que la déforestation tropicale est provoquée par deux grands groupes de causes. Ils distinguent les causes immédiates (proximate causes) et les causes sous jacentes (underlying causes).

Les causes immédiates de la déforestation tropicale sont constituées par les activités humaines qui influencent directement l'environnement (Turner *et al.*, 1990, 1993). Ces causes sont l'expansion de l'agriculture, l'exploitation du bois d'œuvre et l'extension des infrastructures. Sont considérées comme causes sous jacentes (ou processus sociaux), des forces

fondamentales qui sous-tendent les causes les plus évidentes ou immédiates de la déforestation tropicale. Ce sont les facteurs démographiques (pression démographique), économiques, institutionnels, sociopolitiques et culturels (Ledec, 1985; Lambin, 1994; Mainardi, 1998; Kaimowitz & Angelsen, 1998; Contreras-Hermosilla, 2000). La déforestation résulte donc de processus complexes et dans la plupart des cas, il est impossible d'isoler une cause unique (Walker, 1987). Les facteurs qui influencent la déforestation sont différents d'un continent à un autre (Murali & Hedge, 1997 ; Rudel & Roper, 1997) selon la région ou le lieu des activités de l'homme occasionnant ce changement (Turner *et al.*, 1990). C'est pourquoi selon Geist & Lambin (2001), la comparaison systématique des études de cas à l'échelle locale est une méthode extrêmement productive pour extraire des généralités sur les causes et les processus de dynamique d'occupation des terres à des échelles multiples. Les travaux de la présente thèse ont été réalisés en République Démocratique du Congo où des études de cas spécifiques ont été réalisées à échelle locale dans deux provinces, en vue de vérifier les causes et les processus de dynamique d'occupation des terres.

I.4 Les grandes théories sur les relations Population-Environnement

Malgré la diversité des cadres conceptuels relatifs à l'environnement, les débats sur le rôle de la population opposent généralement deux courants. C'est ainsi que deux thèses se révèlent comme étant les socles de ces réflexions : la thèse ou approche Malthusienne et la thèse ou approche Boserupienne.

La première approche aborde cette relation population-environnement sous une vision pessimiste. Cette vision conduite par la thèse de Malthus (1798) soutient que la pression démographique ne fait que accroître la pression sur les ressources naturelles. En effet, la population augmente exponentiellement lorsque cette croissance n'est arrêtée par aucun obstacle; alors que les moyens de subsistance, la production alimentaire en particulier, évoluent suivant une progression linéaire. Il s'en suit à terme des famines, des épidémies ou des conflits armés à grande échelle qui d'une certaine façon rétablissent l'équilibre entre la population et les capacités productrices des espaces considérées. La thèse de Malthus n'avait d'autre objet que de contrôler la tendance naturelle des hommes à s'accroître au delà des ressources nécessaires à leur subsistance, a par après été adoptée par les néo-Malthusiens (Meadows, 1972; Ehrlich *et al.*, 1993) pour lesquels c'est plutôt l'émigration ou l'avancement du front pionnier qui permet le rétablissement de cet équilibre. En un mot, la pression

démographique provoque le déclin des ressources naturelles et pour éviter la famine, la population se déplace vers d'autres terres tant qu'il en reste.

En réaction à cette idéologie pessimiste, se place la seconde thèse plus optimiste amenée par une agro-économiste Danoise Ester Boserup (1910-1990), qui a travaillé dans le domaine de développement économique et agricole aux Nations unies et dans d'autres organisations internationales. Elle a été auteur de nombreux ouvrages dont le plus célèbre intitulé «The Conditions of Agricultural Growth: the economics of agrarian change under population pressure.» (1965) et traduit en français sous le titre «Evolution agraire et pression démographique» (Boserup, 1970). Cet ouvrage prend l'exact contre-pied de la thèse de Malthus en considérant que dans les pays non industrialisés, l'augmentation de la population rurale est un facteur favorable à l'intensification agricole et que, dans ces conditions, il est illusoire de s'attendre à une intensification de la production agricole si la densité de la population reste faible (Jouve, 2004). Dans son analyse des dynamiques agraires en fonction de l'accroissement de la pression foncière, Boserup (1970) identifie différents stades de cette évolution en fonction notamment de la durée de jachère¹. Ces stades vont de la culture itinérante sur brûlis à des systèmes de culture irriguée pouvant comprendre plusieurs cycles culturaux durant la même année (Jouve, 2004). Suite aux problèmes provoqués par la réduction du temps de jachère, les populations adaptent leur système agraire dans le sens de l'intensification. Ainsi, suivant cette logique Boserupienne, la croissance démographique, au lieu d'être négative, devrait plutôt être considéré comme un catalyseur du changement en matière d'habitudes agraires. Plus la densité de la population augmente, plus il utilisera sa capacité d'invention et d'innovation technologique (Simon, 1985 ; 1989). L'homme est doté de créativité et d'une rationalité, c'est pourquoi lorsqu'il est face à des contraintes, il s'adapte et progresse technologiquement en fonction du risque attaché à sa survie. La raréfaction des

¹ La classification de Boserup comporte cinq catégories :

- culture à jachère-forêt ou culture itinérantes sur brûlis (des terrains sont défrichés en forêt, cultivés pendant un ou deux ans puis laissés en jachères pendant une période suffisamment longue pour que la forêt se reconstitue, au moins quinze à vingt-cinq ans) ;
- culture à jachère-buisson (pendant la jachère de huit à dix ans, le terrain se couvre d'arbustes et de buissons, la durée de la période de culture varie d'un an à une durée équivalente à celle de la jachère) ;
- culture à jachère courte (la jachère ne dure qu'un an ou deux et le terrain est envahi pendant cette période par des herbes seulement) ;
- récolte annuelle (la terre est récoltée tous les ans mais on peut quand même parler de jachère pour les quelques mois qui séparent la récolte du semis suivant) ;
- récoltes multiples (la même parcelle porte plusieurs récoltes successives par an)

terres provoque plutôt une intensification agricole, la recherche et le développement de systèmes de production plus efficaces et un usage moins dégradant des ressources naturelles.

I.5 Le milieu d'étude

Localisée au cœur de l'Afrique centrale, la République Démocratique du Congo, avec une superficie de 2345000 km² est le troisième plus vaste pays d'Afrique. Elle se situe entre 12°10' et 31°21' de longitude Est et entre les latitudes 5°25'Nord et 13°28'Sud.

I.5.1 Cadre physique

Les caractéristiques physiques de la République Démocratique du Congo peuvent être résumées par la diversité lithologique, géomorphologique, climatique, hydrologique, floristique et faunistique.

I.5.1.1 Géologie, géomorphologie et pédologie

Du point de vue géologique, le sous-sol congolais est globalement constitué de roches: du quaternaire, du tertiaire, du secondaire, du primaire et du précambrien. C'est dans certaines de ces roches que l'on retrouve les ressources minérales et certains matériaux de construction, mais aussi les roches éruptives anciennes et des roches éruptives récentes dont la valeur pédo-agronomique n'est plus à démontrer. Les différentes roches du sous-sol congolais ont diverses affectations tant pour le sol, le couvert végétal, les animaux, que pour certaines activités socio-économiques. C'est cela qui a donné lieu à l'expression « scandale géologique ». En d'autres termes, les roches de la République Démocratique du Congo contiennent plusieurs ressources qui devraient être une forme de sécurité de l'économie minière (Anonyme, 2006).

En ce qui concerne la géomorphologie, l'environnement congolais se présente schématiquement comme un « grand amphithéâtre » ouvert sur le Nord-ouest. Son côté Sud est fait des collines et des plateaux d'altitude inférieure à 1000 m, aux sols le plus souvent sableux, où la formation végétale dominante est la savane. A l'Est, le fond de l'amphithéâtre est constitué de reliefs très marqués, jalonnés des lacs, appartenant au Rift d'Afrique centrale et orientale. Les altitudes dominantes dépassent le plus souvent 3000 m. Au Nord de la République Démocratique du Congo, on retrouve un relief de plateaux. Ces éléments périphériques représentent environ la moitié de la superficie du pays. Au centre, la Cuvette est une vaste dépression vers laquelle convergent les éléments du réseau hydrographique. Elle est

le domaine de la grande forêt qui déborde largement sur les plateaux et les montagnes de la périphérie (Anonyme, 2006).

Il existe deux principaux types de sols en République Démocratique du Congo: les Sols ferrallitiques et les Sols récents, (Kombele, 2004).

Les Sols ferrallitiques (classification française) équivalant au Ferralsols dans la classification de la FAO (Kombele, 2004), sont les sols zonaux issus du processus pédogénétique appelé "ferrallitisation". En République Démocratique du Congo, les sols ferrallitiques typiques moyennement et fortement désaturés, appauvris, remaniés ou non avec apports éoliens (Boulaine, 1967) couvrent en général les plateaux. Ils sont caractérisés par une faible teneur en bases échangeables, inférieure à 3 méq/100 g de terre sèche (TS), un faible taux de saturation en bases ($V < 40 \%$), un pH acide ($\text{pH} < 6$), une couleur dominante rouge ou jaune. Dans le Nord et l'extrême Nord-est du pays, ils couvrent les plateaux d'Oubangui et d'Uélé et y alternent avec des zones de sols bisiallitiques, d'andosols ou de sols ferrugineux tropicaux (Ségalen, 1994 ; 1995). Dans l'Est où la dénivellation relativement prononcée sépare la cuvette centrale des rifts, ils couvrent les plateaux et s'étendent jusqu'à leurs extrêmes limites orientales, laissant place dans les plaines environnantes aux sols ferrugineux tropicaux, aux vertisols et aux sols hydromorphes. Dans le Sud, ils couvrent tous les plateaux jusque dans la haute vallée du Zambèze située à 1 000 m d'altitude (Ségalen, 1994 ; 1995). Dans l'Ouest et chaque fois que les roches s'y prêtent, les sols ferrallitiques jaunes ou rouges s'étendent jusqu'aux rivages. Quant aux sols ferrallitiques faiblement désaturés, rajeunis ou peu évolués, avec apports éoliens, ils couvrent les hauts de versants, les versants et les paliers de faible pente à développement retardé ou rajeuni par l'érosion des matériaux continentaux tertiaires (Fahem, 1978). Ils sont caractérisés par une teneur en bases échangeables légèrement supérieure à celle des autres sols ferrallitiques, comprise entre 2-8 méq/100 g T.S., un degré de saturation en bases échangeables entre 40-70 % voire parfois 80 %, un pH entre 5,5 et 6,5. Ils contiennent une petite proportion de minéraux altérables et leur horizon B présente des cutanes argileux (Kombele, 2004).

Les Sols récents ou faiblement évolués couvrent de faibles superficies et apparaissent mal sur les cartes pédologiques à petite échelle de la République Démocratique du Congo. Ce sont pourtant, selon Fahem (1978), les sols les plus fertiles. Il s'agit principalement des sols hydromorphes (occupant la partie basse et mal drainée de la cuvette centrale correspondant aux vallées du fleuve Congo et de cours inférieurs de ses principaux affluents), des sols volcaniques au pied de monts Virunga, des terres noires sur alluvions bien drainées et riches

en matières organiques dans le Nord et le Sud du lac Idi Amin des sols hydromorphes sur les rives des lacs, entre autres.

I.5.1.2 Climat

Contrairement à ce qui se passe dans les régions éloignées de l'Equateur où les variations de température distinguent les saisons, c'est la pluviométrie qui crée la différenciation saisonnière dans la plus grande partie du territoire de la République Démocratique du Congo (Kombele, 2004). La position du pays, à cheval sur l'équateur, en fait un espace dont les climats sont globalement favorables à la vie et aux activités socio-économiques. De façon générale, on distingue quatre types de climat (Anonyme, 2006) :

- le climat équatorial, essentiellement dans la cuvette centrale où les températures mensuelles de mois de mai et juillet peuvent respectivement atteindre 27 et 25° C ; quant à l'amplitude thermique, elle est inférieure à 1°C, les précipitations annuelles varient entre 1600 et 2000 mm ; sous ce climat, la saison sèche dure moins de 2 mois ;
- le climat tropical humide dont les températures de mois de mars et juillet peuvent respectivement atteindre 28 et 21°C ; l'amplitude thermique varie entre 1 et 3°C avec des précipitations annuelles généralement comprises entre 1200 et 1600 mm ; la durée de la saison sèche est comprise entre 2 et 4 mois ;
- le climat tropical à tendance aride dont les températures du mois de mars et juillet peuvent se situer entre 28 et 22°C à l'Ouest (Bas-Congo) et celle de novembre et juillet entre 24 et 16°C au Sud-est (Sud Katanga), l'amplitude thermique annuelle est supérieure à 3°C et peut même dépasser 5°C avec des précipitations annuelles comprises entre 1000 et 1200 mm ; la durée de la saison sèche est supérieure à 4 mois et peut atteindre 6 mois ou plus ;
- le climat de montagne généralement à l'Est du pays, il est tempéré par l'altitude ; les températures d'octobre et de juillet varient entre 25 et 20°C ; l'amplitude thermique est proche de 4°C et les précipitations annuelles dépassent 1000 mm dans le Katanga et 1200 mm à l'Est et au Nord-est.

I.5.1.3 Ressources en eau

La République Démocratique du Congo possède un réseau hydrographique très dense. Les plans d'eau représentés par l'immense réseau fluvial, les plaines inondées et les lacs couvrent environ 86080 km² (3,5 % de la superficie du pays). Ceux-ci peuvent être subdivisés en trois types d'écosystèmes naturels :

- écosystèmes lacustres, représentés par les lacs de l'Est, ceux de la Cuvette centrale et quelques lacs de dépression ;
- écosystèmes fluviaux, comprenant le Fleuve Congo, ses affluents principaux et secondaires ;
- écosystèmes marins représentés par le bief maritime du Sud Ouest et la côte atlantique.

Les grands lacs périphériques de l'Est couvrent une superficie d'environ 48000 km² dont 47 % sont de juridiction congolaise. Les superficies respectives pour le Congo sont :

- lac Tanganyika : 14800 km² ;
- lac Albert : 2420 km² ;
- lac Kivu : 1700 km² ;
- lac Edouard : 1630 km² ;
- lac Moero : 1900 km².

Le système lacustre congolais comprend en outre deux importants lacs intérieurs, le Lac Tumba et le Lac Mai Ndombe. Ils couvrent ensemble entre 2300 et 7000 km² selon les saisons (faible en saison sèche et forte en saison pluvieuse). On y inclut également les lacs de dépression de Kamalondo (1700 km²), le Lac Tshangalele (446 km²), le Lac Nzilo (280 km²), le Lac Upemba, le Lac Kisale, le Lac Mukamba, etc.

Le système fluvial couvre environ 34000 km² sur un réseau de plus de 33000 km² constitué par le fleuve, ses principaux affluents et rivières secondaires. La République Démocratique du Congo possède également environ 40 km de façade maritime couvrant une superficie de plus ou moins 2000 km² de plan d'eau. Le potentiel halieutique national est évalué à quelques 707000 tonnes maximum dont environ 63 % seraient dans les eaux de grands lacs de l'Est (Tanganyika, Edouard et Kivu), 28 % dans le système fluvial, 8 % dans les lacs de dépression et ceux de retenue du Katanga, 1 % dans les eaux maritimes de la côte atlantique.

I.5.2. Ressources végétales

En République Démocratique du Congo, la flore est caractérisée par une très grande diversité biologique. Parmi ces formations végétales, on peut mettre en relief 3 principaux types, à savoir: les forêts denses humides de basses altitudes (surtout dans la cuvette centrale et le Bas-fleuve), les forêts denses de montagne (à l'Est), les forêts claires et savanes arborées (Figure I.12).

La grande variabilité topographique, climatique, édaphique et écologique de la République Démocratique du Congo en fait un véritable réservoir de diversité biologique. Elle possède de grandes étendues végétales comprenant plusieurs types d'écosystèmes forestiers. Ces écosystèmes représentent des habitats naturels importants pour la protection et la conservation des espèces végétales et animales, mais aussi pour la préservation des processus écologiques entretenant la vie, voire l'économie. Les forêts denses humides de la République Démocratique du Congo présentent une structure étagée où la strate dominante peut atteindre ou dépasser 60 m de haut. Elles poussent sur des sols dont la fertilité est entretenue par l'abondante litière constituée de la nécromasse. En résumé, les formations forestières de la République Démocratique du Congo remplissent à la fois des fonctions écologiques, économiques et socioculturelles. Elles représentent une profusion de ressources pouvant être affectées à diverses activités. Malheureusement, elles sont confrontées à un véritable fléau qu'est la déforestation (Anonyme, 2006; Nshimba, 2008).

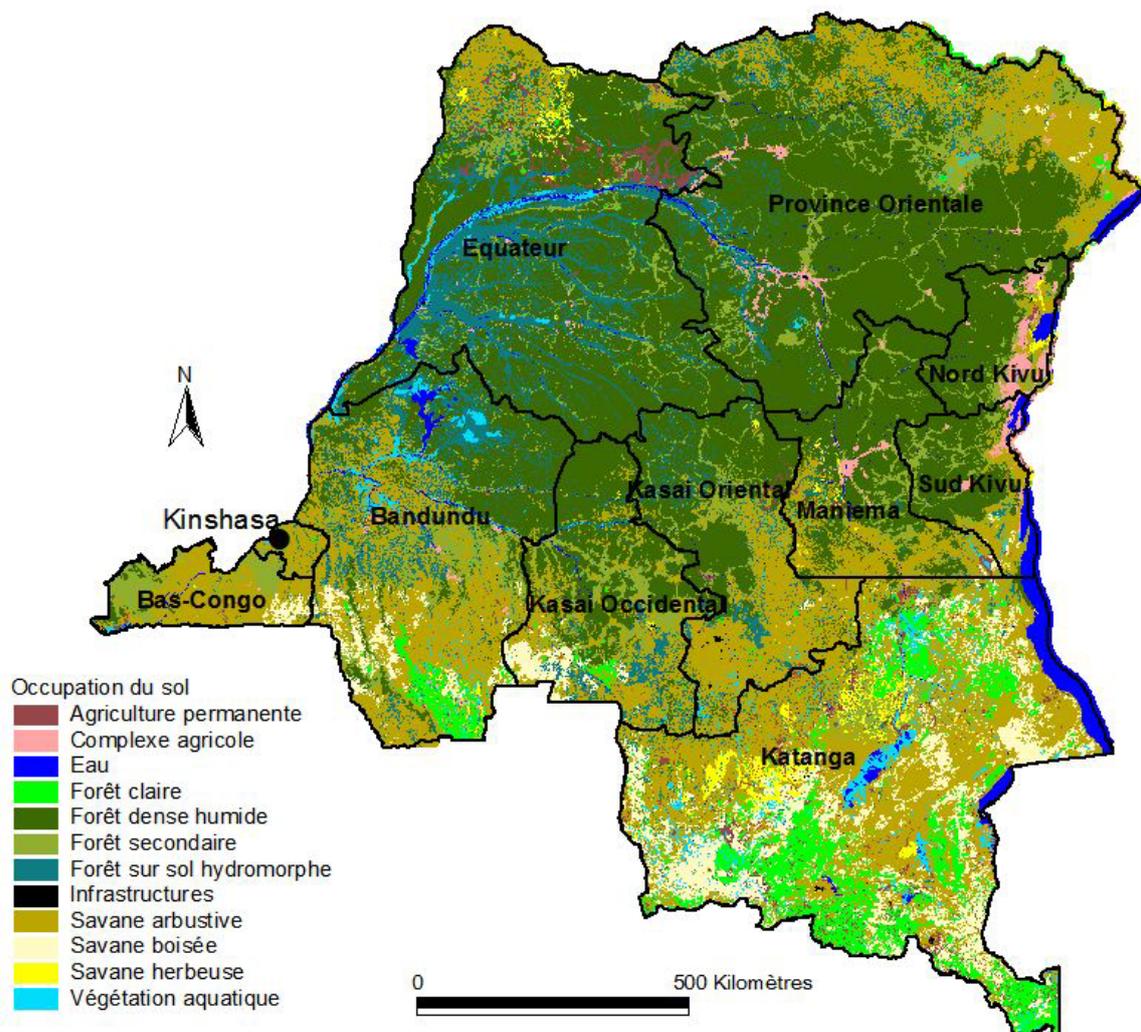


Figure I.12. Carte de l'occupation du sol de la République Démocratique du Congo (source Laghmouch & Hardy, 2008)

La République Démocratique du Congo compte environ 1232000 km² de formations essentiellement forestières, couvrant environ 53 % de sa superficie. La forêt dense humide vient au premier rang et représente environ 68 % de cette couverture, suivie des forêts denses sèches dégradées (12 %), des forêts secondaires (9 %), des forêts sur sol hydromorphe (7 %), des forêts de montagne (3 %). Les galeries forestières et la forêt de mangrove sont moins représentées avec moins de 1 % de la superficie forestière (SPIAF, 2005). La répartition de cette couverture à travers les provinces administratives du pays accuse des inégalités frappantes (Tableau I.3).

Tableau I.3. Répartition de la couverture forestière à travers les provinces (SPIAF, 2005).

Province	Superficie totale (km ²)	Superficie forestière (km ²)	Forêt (%)
Bandundu	295658	120000	40,6
Bas Congo	53920	10000	18,6
Equateur	403292	402000	99,7
Province Orientale	503239	310000	73,5
Kasaï Oriental	156967	40000	25,5
Kasaï Occidental	168216	180000	59,4
Katanga	496965	10000	2,0
Kinshasa	9165	-	
Kivu (Nord et Sud Kivu et Maniema)	256662	180000	70,1
Total	2344885	1232000	52,5

I.5.3. Population et Cadre socio-économique

La population de la République Démocratique du Congo est estimée en 2007 à plus ou moins 65 millions d'habitants avec un taux de croissance démographique de 3,1 % par an contre 2,8 % par an entre 2000 et 2005 (FAOSTAT, 2009). Sa répartition comme sa densité varient considérablement d'une province à une autre. La densité démographique moyenne est de 24,2 habitants/km² en 2004 (FAO, 2006). Mais en raison des caractéristiques géographiques, cette population est inégalement répartie sur le territoire national. En effet, seulement 10 % du territoire supporte près de 47 % de la population totale. De fortes concentrations de populations sont relevées dans les grandes villes comme Kinshasa (7 millions d'habitants), où la densité de la population est de l'ordre de 1000 habitants au km². Les zones les plus peuplées s'étendent de la côte atlantique aux deux Kasaï, de la Région des Grands Lacs au Nord du Katanga et de l'Ubangui au Haut Uélé. Il y a jusqu'à 200 habitants par km² dans certaines régions du Kivu. Il s'agit là de zones faiblement forestières et essentiellement savaniques. D'après FAO (2001), l'un des axes de concentration de la population va de

l’Océan Atlantique (Bas-Congo) aux régions centrales du Kwilu – Kasai. Ce dernier passe par Kinshasa et inclut quelques villes de forte densité humaine (Boma, Matadi, Kikwit, Kananga et Mbuji Mayi). La population de la République Démocratique du Congo reste essentiellement rurale (Figure I.13). Environ 80 % de cette population rurale pratique l’agriculture, essentiellement l’agriculture itinérante sur brûlis pendant que la proportion des pêcheurs et chasseurs représente 20 % (Joiris, 1997). Le taux d’urbanisation en République Démocratique du Congo est estimé à 3,8 % par an (FAO, 2001). Celle-ci se fait au détriment des espaces périurbains qui subissent des dégradations de différentes natures.

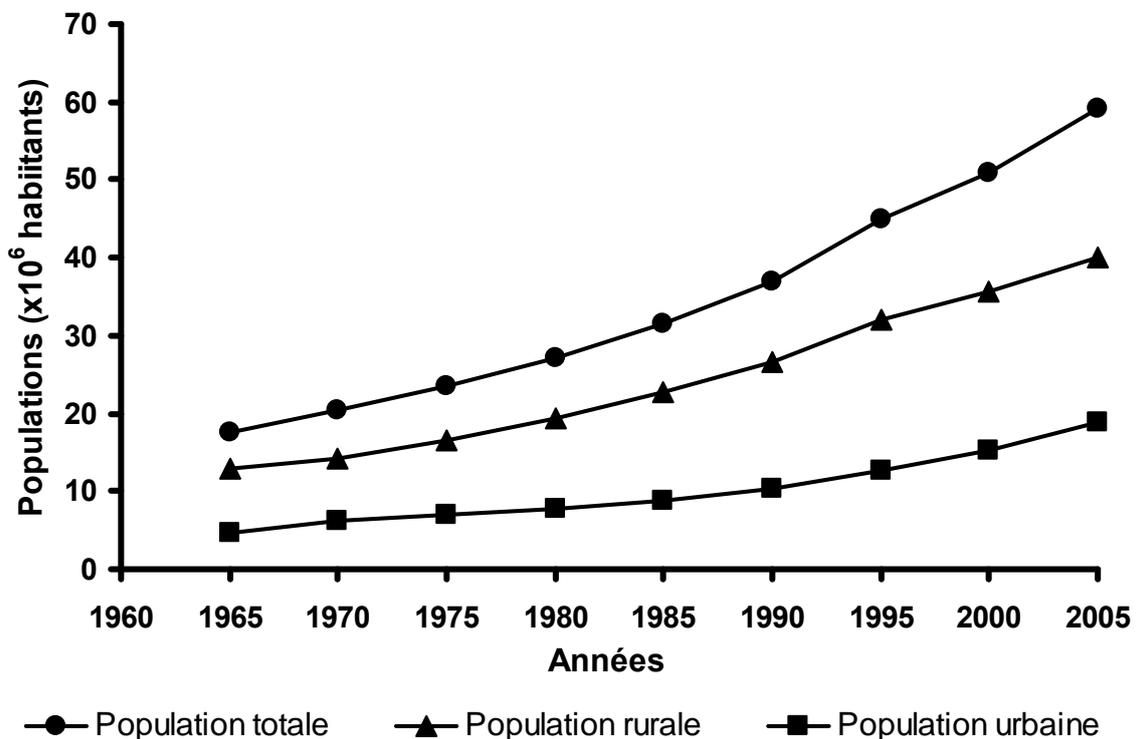


Figure I.13. Evolution croissante de la population en République Démocratique du Congo entre 1965 et 2005. La population reste essentiellement rurale malgré aussi une croissance de la population urbaine. (Sources : FAOSTAT, 2009 via le lien <http://faostat.fao.org/site/550/DesktopDefault.aspx?PageID=550#ancor>).

De par la profusion de ressources naturelles et de la disponibilité de la population, la République Démocratique du Congo devrait déjà avoir une économie très active et très diversifiée servant de levier au développement du pays. Ce qui n’est malheureusement pas le cas. En plus, l’instabilité politique et économique, les pillages des années 1991 et 1993 et les guerres qui se sont succédées l’ont gravement affectée. L’analyse de l’évolution de l’économie congolaise nécessite la prise en considération des époques qui l’ont caractérisée (Anonyme, 2006). En effet, les nombreuses périodes de crises et de troubles ont

profondement marqué l'économie du pays. Juste après l'indépendance entre 1960 et 1967, le pays connut les crises liées à la sécession des provinces du Sud-Katanga et du Sud-Kasaï, les rébellions dans le Haut-Katanga, dans la province Orientale et une partie de l'Equateur, entraînant une réduction brutale de recettes publiques, due à la désorganisation du système fiscal et à la chute de la production et l'augmentation de la dette publique intérieure. De juin 1967 à décembre 1972, il y eut une réforme monétaire qui avait pour objectif de relever le niveau des revenus des exportations, exprimés en monnaie nationale et d'augmenter ainsi les recettes fiscales pour équilibrer les finances publiques et freiner l'inflation monétaire. Pendant cette période, le pays connut un accroissement du PIB, une accélération de la production, un essor de l'exportation des produits agricoles et une augmentation de la production minière et métallurgique (en 1969). Mais entre 1971–1972, il y eut de nouveau un ralentissement de la croissance économique. Depuis les événements politiques, sociaux et culturels qui la secouent à partir de 1990, la République Démocratique du Congo est caractérisée par la persistance de la crise économique et institutionnelle (Anonyme, 2002). L'ampleur et la complexité des conflits ont mis à rude épreuve la stabilité institutionnelle et les infrastructures socio-économiques de base, qui n'existent presque plus. Celles qui existent encore fonctionnent au ralenti (Anonyme, 2006). Dans cette situation socio-économique difficile qu'a connu le pays, les forêts ont joué un rôle exceptionnellement important dans la survie des populations rurales. Des régions entières ont été privées d'accès au commerce. L'évacuation des produits agricoles était souvent impossible. Les populations des campagnes et des petites villes ont dû se retourner vers la forêt pour leur survie. Cette situation a été exacerbée par l'afflux de réfugiés et aussi l'exode urbain. Tout cela a comme conséquence d'augmenter la pression sur les ressources et l'habitats forestiers. Vue l'immensité du pays, les pressions ne sont pas identiques d'une province à une autre et à différents lieux du pays suivant les spécificités propres.

Les travaux de cette thèse ont spécifiquement porté sur deux provinces : le Bas Congo et la Province Orientale (Figure I.14). Le Bas Congo a été choisi pour sa proximité avec la grande mégapole qui est Kinshasa et la province orientale parce que c'est la plus grande province en terme de superficie, située dans le Bassin du Congo.

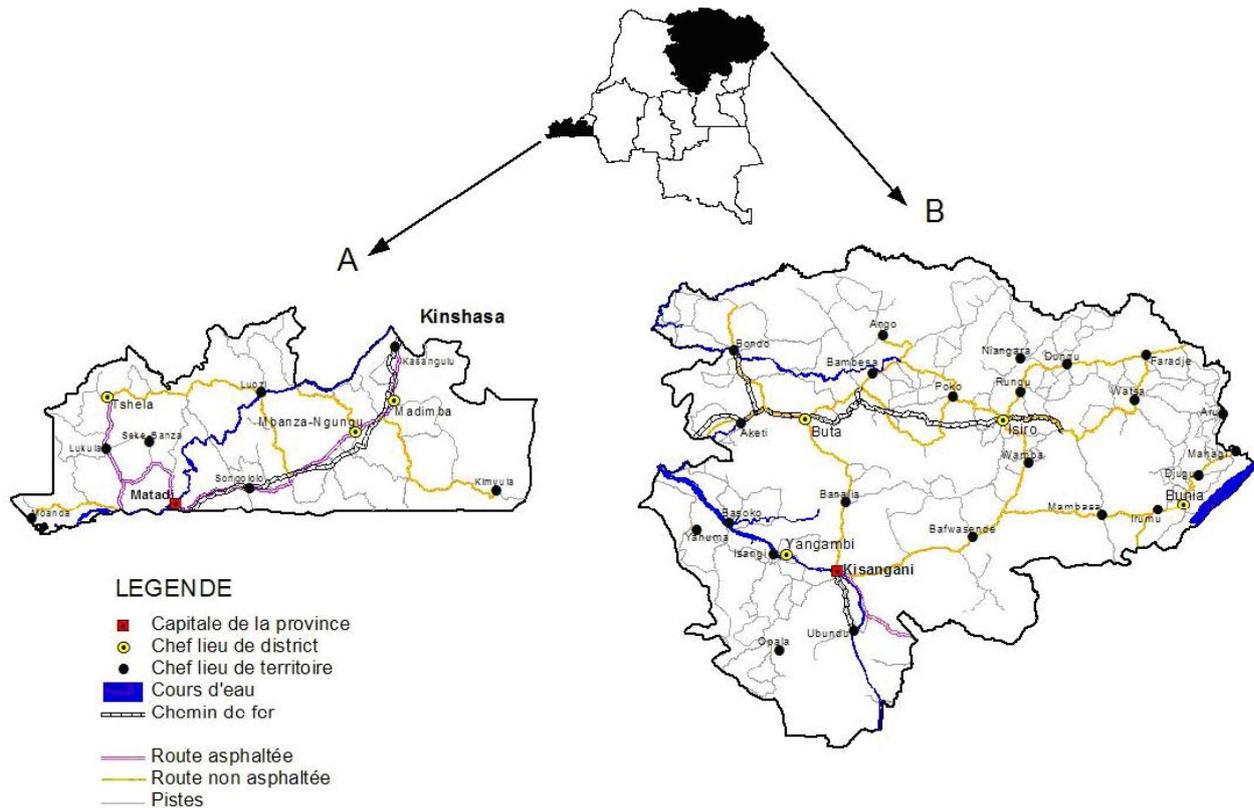


Figure I.14. Carte présentant les deux provinces (A : Province du Bas Congo, B : Province Orientale) ayant fait l'objet de l'étude. Les données vectorielles concernant les villes, le réseau routier, le chemin de fer et les cours d'eau sont issues de l'Unité de l'Environnement et de Géomatique de l'Université Catholique de Louvain.

I.5.4. La province du Bas Congo

I.5.4.1 Végétation

Du point de vue phytogéographique, le Bas Congo est un secteur qui appartient entièrement à la région guinéenne. En effet, sa flore se manifeste par une large prédominance des éléments guinéens ; une autre caractéristique de cette flore est l'abondance des éléments à large distribution, ce qui indique une végétation perturbée ayant profondément subi l'influence de l'homme. De par les caractères de sa flore, ce secteur appartient indubitablement à la région guinéenne, mais à la suite de la savanisation du territoire, on y constate un net progrès de la flore zambézienne. La formation dominante dans les paysages du Bas Congo est la savane herbeuse ou plus fréquemment arbustive ; elle couvre d'importantes superficies et se maintient grâce aux feux (Compère, 1970) et quand il n'y a aucun feu, la savane se transforme en forêt (Compère, 1970).

Dans la province du Bas Congo, les Forêts se rencontrent principalement en fond de vallées ou le long de certaines rivières (galeries forestières) et sur quelques collines qui sont

protégées contre les feux ou préservées pour des raisons religieuses. Les forêts denses humides sempervirentes se cantonnent dans les régions humides mais non marécageuses, en fond des vallées ou le long de certaines rivières ; on n'en connaît que quelques lambeaux fort appauvris et dominés par le groupement à *Milletia laurentii* et *xylopi* cfr *gilbertii* qui constitue vraisemblablement le climax forestier de cette région (Compère, 1970).

Dans la réalité, suite à l'action de l'homme, les forêts sont généralement rémaniées et forment une mosaïque de forêts-forêts secondaires qui constitue la formation forestière la plus commune au Bas-Congo; ces groupes de substitutions peuvent être classés en différents types : les jachères et recrus forestiers, les jachères potculturaux arbustives (*Trema guineensis* et *Harungana madagascariensis*), puis à *Musanga cecropioides*, *Hymenocardia ulmoides* et *Vernonia brazzavillensis* et en jachères herbeuses avec dominance de Graminées. Concernant les forêts secondaires, ce sont généralement des forêts anthropiques ; elles sont de deux types : NKUNKU; c'est une forêt secondaire avec un secteur limité, qui se trouve autour des villages où, il apparaît comme protection contre les feux ; il est également utilisé pour la fourniture de la nourriture (fruits) et du bois de chauffage et NVOKA qui est une végétation qui se forme dans les villages abandonnés ; on assiste alors à une régénération de la forêt (Compère 1970).

I.5.4.2. Population : activités et pression sur le paysage

La population du Bas Congo, estimée à 2 millions d'habitants en 1984 a atteint en 2005 près de 3,2 millions habitants sur une superficie de 53920 km², soit une densité d'environ 60 habitants/km². Cette population, inégalement répartie et concentrée dans les principales villes que sont Matadi et Boma est principalement constituée par les Kongo. La langue nationale parlée dans cette province est le Kikongo. Porte d'entrée et de sortie d'une grande partie des produits importés et exportés, le Bas Congo est l'une des provinces les plus prospères du pays. Malgré cela, le taux de pauvreté, même s'il est légèrement inférieur à la moyenne nationale (71,3%), y est très élevé (69,8%). Le secteur agricole reste le principal pourvoyeur d'emplois d avec 76,0% (PNUD, 2009b).

Dans le Bas-Congo, la population pratique l'agriculture et l'élevage en milieux ruraux tandis que les cultures maraîchères et intensives ainsi que le petit élevage sont développés en ville. Elle consomme plus les produits agricoles locaux car moins chers tels que les feuilles de manioc, le taro, le haricot, la farine de maïs et manioc, le riz, etc (Munandi, 2000). Elle tire le

plus clair de ses ressources de la culture de plantes vivrières destinées à l'approvisionnement des grands centres urbains (Compère, 1970).

La diversité des paysages dans l'espace et dans le temps est largement sous la dépendance des activités humaines et de leur histoire. Il est reconnu que l'agriculture est le principal facteur de transformation des paysages. Le Bas Congo ne fait pas exception à cette règle. En effet, le paysage est fortement influencé par les pratiques culturelles et ancestrales de la population. Selon les témoignages recueillis sur place, les Kikongo ne pratiquent l'agriculture que dans les forêts. Ceci se traduira par des très fortes pressions de la population sur les ressources naturelles en quête de la satisfaction de leurs besoins de survie (bois de feu, terres agricoles, urbanisation). Ce qui crée une pression supplémentaire sur les dernières parcelles forestières existantes. De plus, la proximité des grandes villes telles que Kinshasa avec ses 7 millions d'habitants en 2005 et le grand axe routier (la nationale 1) reliant l'intérieur du pays au principal port de Matadi, constitue un noyau clé de pressions anthropiques sur les végétations environnantes. La nationale 1 est une route d'intérêt stratégique qui relie la capitale Kinshasa au port de Matadi sur 365 km puis au port de Boma permettant la grande partie des importations et exportations du pays (PNUD, 2009b).

I.5.5. La province Orientale

I.5.5.1. Végétation

La province orientale est située dans la partie Congolaise du bassin du Congo. Elle est couverte à plus de 73 % de forêt (SPIAF, 2005). La végétation de la Province Orientale est divisée en trois types principaux : (i) la forêt du type équatorial dense et humide : qui couvre la totalité du District de la Tshopo dont Kisangani fait partie, une partie du Bas-Uélé (50 %), du Haut-Uélé (environ 25 %) et de l'Ituri (Territoire de Mombassa) ; (ii) la savane parsemée des galeries ou lambeaux de forêts secondaires qui s'observe au fur et à mesure qu'on avance vers le Nord-Est de la province et couvre une partie du District de Haut-Uélé (Territoires de Dungu, Faradje et Watsa), du Bas-Uélé (Poko, Ango et Bondo) et de l'Ituri (Aru, Mahagi et Djungu) et (iii) la végétation hétérogène d'altitude dans le district de l'Ituri (Territoire d'Irumu, une partie du Territoire de Djungu et une partie de Mombassa).

La végétation forestière est la formation dominante de cette province. Néanmoins, suite à l'action de l'homme, les forêts sont généralement remaniées. Cette dynamique s'opère à partir de la forêt originelle selon différents stades. La forêt intacte est caractérisée par une strate

supérieure avoisinant 50 m de haut, un sous bois dégagé avec comme espèces dominantes *Gilbertiodendron dewevrei*, *Brachystegia laurentii*, *Scorodophloeus zenkeri*. La forêt peu dégradée ou forêt secondaire vieille constituent une mosaïque de forêts-forêts secondaire présentant un sous bois plus ou moins fermé constituée d'espèces de forêts intactes et de forêts secondaires telles que *Pycnanthus angolensis*, *Ricinodendron heudoletii*, *Petersianthus macrocarpus*. Au stade de forêt dégradée la formation est dominée par des lianes et arbustes et les espèces pionnières de forêt secondaire *Musanga cecropioides*, *Myrianthus arboreus*, *Barteria nigritiana*. Ensuite prennent place les recrues forestiers potcultureles *Musanga cecropioides*, *Hymenocardia ulmoides* et *Vernonia brazzavillensis* puis les jachères arbustives *Trema guineensis*, *Rauwolfia sp.*, *Harungana madagascariensis* et enfin les jachères herbacées, dominées par *Panicum maximum* qui se concentrent dans tous les espaces vides exploités par l'agriculture.

I.5.5.2. Population : activités et pression sur le paysage

Située au Nord Est de la République Démocratique du Congo, la Province Orientale s'étend sur 503239 km², soit 22 % du territoire national. Elle occupe la première place en superficie avant le Katanga et l'Equateur. Elle comptait en 2005 près de 6,6 millions d'habitants, soit 12 % de la population nationale alors qu'elle n'en comptait qu'environ 4,3 millions il y a 20 ans (PNUD, 2009). La population rurale représente 80,7 % tandis que la population urbaine constitue 19,3 % des résidents de la province. Sa population urbaine représente 7,5 % du milieu urbain de la République Démocratique du Congo. Sa densité est faible (13 habitants/km²) par rapport à la moyenne nationale (24 habitants/km²).

La capitale de la province orientale est Kisangani, qui est la troisième ville économique du pays. La population de Kisangani, comme celle d'autres villes congolaises, semble assez hétérogène. Elle comprend plusieurs tribus autochtones du District de la Tshopo et de la Province Orientale, mais aussi celles venant d'autres provinces du Congo. Évaluée à 105666 habitants en 1959, la population de Kisangani a subi une forte croissance après l'indépendance (en 1960) du fait que les obstacles administratifs instaurés par les colonisateurs à l'égard de l'immigration urbaine tombèrent (Streiffeler *et al.*, 1986). Elle atteint en 1998, le chiffre de 549709 habitants. En 40 ans donc, la population de Kisangani a été multipliée par 5,2 alors que les infrastructures de base de la ville n'ont fait que régresser. Son taux de croissance demeure en moyenne de 5 % pour l'ensemble de la ville en 1998. La densité moyenne de la population de Kisangani en 1998 était de 260,65 habitants au km² (Nshimba, 2008).

L'examen de la répartition socioprofessionnelle de cette population révèle les relations qui existent entre celle-ci et son environnement. Il fait apparaître, en effet, une part importante de l'agriculture urbaine qui se traduit par la proportion élevée de la population active qu'elle occupe. Ce qui renforce la crédibilité des observations antérieures qui soulignaient que la population active de cette ville exerce plus, les activités du secteur primaire que les autres (Streiffeler *et al.*, 1986). Si on dénombrait 14 % d'agriculteurs en 1985, aujourd'hui, ce taux n'a fait que croître avec la destruction du tissu économique et la réduction de la main-d'œuvre subséquente à la fermeture ou à la délocalisation des quelques industries locales suite à l'instabilité liée aux guerres et pillages. Tous ces facteurs ont contribué à la paupérisation croissante de cette population qui n'a trouvé comme palliatif logique, que de s'adonner à l'agriculture en se rabattant sur les écosystèmes les plus proches de la ville.

I.6 Problématique de la dégradation des terres et déforestation en République Démocratique du Congo

La République Démocratique du Congo comprend la majorité des forêts tropicales de l'Afrique centrale. Ceci correspond à un peu plus d'un million de km² qui abritent de nombreuses espèces végétales et animales avec un taux d'endémisme très élevé (Vancutsem *et al.*, 2006). D'une importance capitale pour la protection du climat, les forêts du Bassin du Congo revêtent plus de 172 millions d'hectares et constituent le deuxième plus grand massif de forêts tropicales humides du monde après la forêt amazonienne. La République Démocratique du Congo à elle seule couvre 60 % des forêts régionales (Tableau I.4). Elles abritent une faune d'une grande richesse et une biodiversité unique en son genre mais, si elles sont essentielles à la survie d'espèces animales telles que le gorille ou le bonobo, elles le sont plus encore pour la population de la République Démocratique du Congo: on estime que 40 millions de Congolais dépendent exclusivement de ces ressources (Devers, 2007).

Tableau I.4. Caractéristiques des cinq principaux pays d'Afrique centrale (Source FAO, 2006)

Pays	Contribution relative à la superficie forestière (2005) en %	Taux annuel de déforestation (2000-2005) en %	Densité de la population (2004) en hab. /km ²
Gabon	9,8	0	5,3
République Centrafricaine	10,3	0,1	6,3
République du Congo	10,1	0,1	11,3
République Démocratique du Congo	60,2	0,2	24,2
Cameroun	9,68	1,0	35,2

En République Démocratique du Congo, le taux de déforestation annuel moyen est de 0,26 % (Mayaux, 2007). Mais elle n'a pas été constante durant ces dernières années. En effet, d'après la FAO (2007), le taux de déforestation annuel en République Démocratique du Congo a été de 0,4 % entre 1990 et 2000 contre 0,2 % par an entre 2000 et 2005. La proportion de superficie forestière par habitant est passée de 2,7 % en 2000 (FAO, 2005) à 2,4 % par habitant en 2005 (FAO, 2007). La dégradation des terres et la déforestation constituent un frein sérieux au développement économique et social de la République Démocratique du Congo. En effet, pour une très grande frange de la population, la forêt constitue leur cadre de vie normal. Les forêts dans la vie rurale congolaise sont :

- un moyen de subsistance car fournissent les biens indispensables à la survie : matériaux de construction, bois de chauffage et de cuisson, aliments de base telles que les protéines de la viande de chasse, et la pharmacopée traditionnelle ; la médecine traditionnelle basée sur les plantes est pratiquement le seul soin de santé accessible pour la majorité des populations rurales ;
- une source de revenus financiers par le commerce de viande de brousse jusque dans les régions les plus éloignées ; dans la périphérie des centres urbains, le commerce de bois de feu, de charbon de bois, de bois de construction, de la viande de brousse sont des activités lucratives ;
- une source d'activité économique et d'investissements car la forêt attire les industries du bois et les industries agricoles, et avec elles les routes, les opportunités d'emplois et les travaux d'infrastructure sociale qui se négocient dans le cadre des cahiers des charges, telles que les écoles, dispensaires, etc ; en quelque sorte, de façon indirecte, la forêt « s'échange » contre les instruments de développement apportés par le secteur privé industriel ;
- un réservoir de terres arables pour l'agriculture itinérante

Ainsi, la dégradation des terres et la déforestation contribuent en effet à la dégradation des systèmes de production, la détérioration de l'environnement, la perte de biodiversité, l'augmentation des gaz à effet de serre, la baisse des rendements agricoles et l'exacerbation de la pauvreté. Globalement, elles portent atteinte à la productivité des terres et à la santé de la population. Cependant ces forêts sont soumises à une surexploitation (Anonyme, 2006).

Une revue des travaux effectués dans cette région (Mayaux & Achard, 1998; Achard *et al.*, 1998 ; Geist & Lambin, 2001) a dégagé quelques facteurs comme étant les indicateurs potentiels de déforestation de cette zone. Ce sont :

- les concessions forestières : d'une part, l'extraction de 1 à 2 tiges par ha réduit de 10 % le couvert (Wilks, 1990; White, 1994) ; les sociétés qui exploitent à proximité des infrastructures portuaires peuvent quant à elles, exploiter des essences moins profitables, et l'exploitation devient moins sélective ; d'autre part, l'exploitation ouvre de nouvelles pistes forestières qui permettent la pénétration dans la forêt (Figure I.15) ;



Figure I.15. Ouverture d'une route par les sociétés d'exploitation forestière à gauche et présence d'un village en plein milieu de la forêt. (Source PFBC, 2006)

- la croissance démographique en Afrique Centrale est probablement l'un des principaux facteurs de déforestation ; les conditions économiques de la région se sont dégradées, ce qui a provoqué un retour de populations urbaines vers les zones rurales et une pression supplémentaire sur les ressources naturelles ; la structure de la population (rurale ou urbaine) peut également avoir un impact considérable sur des différences dans la déforestation ; une augmentation de population rurale conduit à une réduction de la durée de jachère, et à moyen terme, à une dégradation des sols ; souvent, cela se produit dans les zones secondarisées, mais lorsque la pression devient trop élevée, les massifs de forêt primaire peuvent être menacés ; la durée de jachère est donc un bon indicateur de la pression démographique ; une croissance de population urbaine augmente la demande en produits vivriers et crée un marché économique dans les régions voisines ; dans ce cas, l'impact de la population urbaine sur la déforestation dépend de l'accessibilité, et donc de la qualité du réseau de transport ;

- le réseau de transport, surtout le réseau routier est un indicateur fondamental si l'on veut prédire où la déforestation va se produire le plus probablement ; deux paramètres sont importants : le tracé et l'état des routes et pistes ; si le premier paramètre peut être dérivé avec une certaine fiabilité des cartes topographiques, un suivi régulier de l'état des routes est plus difficile à mettre en œuvre ; les tracés des pistes forestières sont souvent le premier axe de fragmentation de la forêt.

Dix-sept hot spots de déforestation ont été identifiés en Afrique Centrale par les experts réunis par le projet TREES (Achard *et al.*, 1998). La République Démocratique du Congo, à elle seule en compte huit. Dans le cas de la présente thèse, notre étude a porté sur l'un de ces hot spot : la province orientale. Nous avons mesuré et analysé l'impact de ces facteurs potentiels sur la végétation forestière de cette zone. Le cas pratique de l'île Mbiyé situé à proximité de Kisangani, capitale de cette province a aussi permis de mettre en évidence l'influence anthropique dans la dégradation de ce milieu. De plus en République Démocratique du Congo, la déforestation est également concentrée le long du réseau routier, et là aussi la principale cause serait la demande en produits alimentaires des grandes villes de la région. Le risque majeur de déforestation est observé à proximité des grandes villes. Nous avons vérifié cette assertion dans la province orientale ainsi que dans le Bas congo.

I.7 Hypothèses et objectifs de la thèse

Sous l'influence directe ou indirecte des activités humaines, des risques environnementaux menacent les écosystèmes mais aussi parfois *in fine* l'homme lui-même: perte de biodiversité, pollution, transformation des paysages liée à la déprise ou à l'intensification agricole, développement d'espèces invasives, incendie, érosion, inondation, entre autres.

En associant une approche biogéographique et parfois sociale et historique à l'écologie classique, les concepts de l'écologie du paysage permettent de mieux étudier les impacts des activités humaines considérées comme le principal facteur d'évolution des paysages au niveau planétaire (Burel & Baudry , 2003). Ce présent travail vise à étudier l'effet de l'anthropisation sur les paysages naturels en République Démocratique du Congo. Pour ce faire, cinq hypothèses seront testées.

- Hypothèse 1. La dynamique de l'habitat forestier en République Démocratique du Congo tend vers une perte en qualité (fragmentation, dégradation) et en quantité (superficie) du paysage forestier.

La République Démocratique du Congo est couverte par plus de 60 % des forêts de la région d'Afrique centrale (FAO, 2006). Le taux de déforestation y est estimé à 0,26 % (Mayaux, 2007). Selon Pereboom (2006), la fragmentation forestière, entraînant un morcellement et une réduction de la superficie forestière est considérée comme la principale menace qui touche l'habitat forestier. Il s'en suit une dégradation du paysage forestier initial de même que la modification de sa composition et de sa configuration spatiale. Dans le but de tester cette hypothèse, nous avons procédé à la quantification de la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans des zones en République Démocratique du Congo.

- Hypothèse 2. Les pratiques culturales, notamment l'agriculture itinérante sur brûlis favorisent la régression du couvert forestier et la savanisation du paysage forestier.

Selon Tshibangu (2001), l'agriculture itinérante sur brûlis serait responsable pour 70 % de la déforestation en Afrique. Ce système agraire consiste à brûler une parcelle de forêt et ensuite y cultiver d'une manière discontinue avec des périodes de jachères plus longues que la durée de la mise en culture. Ce système ancestral est essentiellement celui pratiqué par la population agricole en République Démocratique du Congo (Bizangi, 2004). Mais face à la pression de plus en plus forte sur les ressources naturelles, la durée des temps des jachères se raccourcit. Cette surexploitation des sols pourrait expliquer la régression du couvert forestier (Bizangi, 2004) au profit d'autres classes d'occupation du sol, telle que la savane, observée dans certaines zones à fortes pressions comme le Bas Congo. Afin de vérifier cette hypothèse, nous avons déterminé et analysé les différentes proportions d'affectation des classes d'occupation du sol au Bas Congo entre 1960 et 2005.

- Hypothèse 3. L'accroissement de la densité de la population influence la fragmentation forestière.

En zone tropicale, la superficie couverte par la forêt et sa dégradation sont en étroite corrélation avec les densités de la population (Williams, 2000). Au niveau régional, en Afrique centrale, Bogaert *et al.* (2008) montrent qu'il existe une causalité négative entre la pression démographique et la couverture forestière. En modifiant la structure du paysage, la densité de la population pourrait ainsi favoriser le processus de fragmentation de la forêt via les activités humaines. Cette hypothèse a été testée en mettant en évidence les relations entre la variation de la densité de la population et la fragmentation de la forêt sur base d'indices utilisés pour caractériser la fragmentation.

- Hypothèse 4. La proximité des routes et des villes amplifie la déforestation.

Dans de nombreuses forêts tropicales, les routes sont les précurseurs de l'exploitation du bois et de la fragmentation de l'habitat (Stone, 1998). Associées aux villes, elles sont reconnues comme des sources importantes de la dégradation des écosystèmes naturels (Forman, 1999). L'accessibilité aux forêts est facilitée par l'ouverture des routes et des pistes (Santos & Tabarelli, 2002 ; August *et al.*, 2002). Selon la FAO (2001), bien que la population soit encore majoritairement rurale, le taux d'urbanisation en République Démocratique du Congo est estimé à 3,8 % par an. L'anthropisation du paysage, matérialisée par la réalisation d'ouvrages et d'infrastructures que cela implique pourrait amplifier la perte de surface dans le paysage naturel forestier. Pour tester cette hypothèse, nous avons comparé les proportions de forêt dense ainsi que le taux de déforestation à différentes distances des agglomérations et du réseau routier dans la province orientale.

- Hypothèse 5. La variation de l'unité de mesures influence le facteur de graduation supposé constant dans l'estimation de la dimension fractale des mosaïques paysagères.

En écologie, l'usage d'indices pour mesurer ou matérialiser des observations est très utile (Hargis *et al.*, 1997 ; Farina, 2000 ; Bogaert & Mahamane, 2005). Ces mesures sont souvent un indicateur de l'impact humain sur la morphologie du paysage (Krummel *et al.*, 1987 ; Burel & Baudry, 2003). Dans le cadre de l'anthropisation, la dimension fractale, quantifiant l'irrégularité inhérente aux objets naturels est reconnue comme une mesure très fiable. Néanmoins dans la pratique, sa détermination par la méthode logarithmique nécessiterait de considérer comme constante le facteur de graduation. Cette considération, constituant la condition de la détermination de la valeur de la dimension fractale, il s'avère important de la vérifier. Pour tester cette hypothèse, nous avons déterminé les valeurs du facteur de graduation en faisant varier les unités de mesure dans un paysage.

I.8 Plan de la thèse

La présente thèse est une compilation des travaux valorisés par six articles publiés, sous presse ou soumis, dans des revues internationales avec comité de lecture.

Le chapitre I est consacré à l'Introduction. Il traite des généralités sur les notions se référant aux concepts utilisés dans les chapitres suivants à savoir, l'écologie du paysage comme science d'étude du paysage, la télédétection comme outils d'analyse du paysage, la

dynamique du paysage forestier ainsi que la présentation du milieu d'étude. Ce chapitre se termine par la présentation des hypothèses, des objectifs et du plan de la thèse.

Les chapitres II et III sont consacrés à la quantification de la dynamique paysagère et à l'étude de l'impact de la fragmentation sur le paysage forestier en Afrique centrale.

Dans le chapitre II, les causes du déboisement sont analysées pour la République Démocratique du Congo, le Rwanda et le Burundi, et sont mises dans une perspective régionale, continentale et globale. Ce chapitre aborde également les conséquences de la fragmentation de l'habitat forestier.

Le chapitre III a permis d'étudier en profondeur, l'influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas-Congo (République Démocratique du Congo) entre 1960 et 2005. Dans ce chapitre, grâce à la matrice de transition appuyée par le calcul d'indices de structure spatiale, il a été montré que l'occupation du sol a profondément changé dans cette zone, principalement du fait des perturbations anthropiques. Ces études nous ont permis de tester les hypothèses 1 et 2.

Le chapitre IV met en évidence l'impact de la variation de la densité de la population sur la structure spatiale du paysage. Il nous a permis de montrer que la densité de la population est fortement corrélée à la fragmentation du paysage forestier dans la province orientale de la République Démocratique du Congo. L'hypothèse 3 a pu y être testée.

Dans le chapitre V, l'influence des routes et des agglomérations sur la forêt dense équatoriale a été mise en évidence. Il s'est agi de quantifier la déforestation à différentes distances de ces milieux anthropisés afin d'analyser leur effet dans cette zone forestière de la province orientale de la République Démocratique du Congo. Cette étude a permis de tester l'hypothèse 4.

Dans le chapitre VI traite le cas de la dégradation de l'habitat forestier d'une île soumise à de fortes pressions anthropiques en République Démocratique du Congo. L'étude a montré par l'analyse de la structure spatiale de l'occupation du sol entre 1990 et 2001, que ce milieu particulier est très fragile et soumis à la dégradation de la couverture forestière due aux actions anthropiques. Les hypothèses 1, 3 et 4 ont pu y être testés.

Le chapitre VII, a permis de montrer la variabilité du facteur de graduation supposé constante, dans l'estimation de la dimension fractale des mosaïques paysagères, en fonction de l'unité de mesure. Cette étude attire l'attention sur l'utilisation prudente de la constante utilisée lors du calcul de la Dimension fractale par « la méthode de régression linéaire logarithmique ». Ce chapitre a permis de tester l'hypothèse 5.

Dans le chapitre VIII, les principaux résultats des articles précédents ont été discutés. Ce chapitre est suivi par le chapitre IX consacré à la conclusion qui fait la synthèse des différentes hypothèses testées et se termine par de propositions de perspectives.

A la suite des différents chapitres, la thèse se termine par la liste des références bibliographiques et en annexes, les résumés des différentes publications en tant que co-auteurs et non prises en compte dans la partie principale de la thèse.

CHAPITRE II. FRAGMENTATION OF FOREST LANDSCAPES IN CENTRAL AFRICA: CAUSES, CONSEQUENCES AND MANAGEMENT

La fragmentation du paysage forestier est liée à la perte de l'habitat forestier et par ricochet la perte de la biodiversité. A partir d'une approche régionale, les causes et conséquences de ce processus sont d'abord mises en évidence globalement en Afrique centrale et confirmée par des études de cas en République Démocratique du Congo, au Rwanda et au Burundi. Cette étude a permis de mettre en évidence la dynamique régressive des forêts dans ces pays ainsi que leurs conséquences et a proposé quelques approches de gestion durable de la biodiversité. Elle a permis de tester les hypothèses 1 et 2 de notre travail.

II.1 Référence

Bogaert J., Bamba I., Koffi K.J., Sibomana S., Kabulu Djibu J.-P., Champluvier D., Robbrecht E., De Cannière C. & Visser M.N, 2008. Fragmentation of forest landscapes in central Africa: causes, consequences and management. In: *Patterns and processes in forest landscapes: multiple use and sustainable management* (eds. Laforteza R., Chen J., Sanesi G. & Crow T.R.), pp. 67-87. Springer Verlag, ISBN: 978-1-14020-8503-1.

II.2 Abstract.

Forest fragmentation has a paramount impact on landscape pattern and has therefore been a key focus of landscape ecology. Trends and causes of deforestation are analysed for the Democratic Republic of the Congo, Rwanda and Burundi, and are put in a regional, continental and global perspective. In order to investigate the role of shifting cultivation as a driver of fragmentation, the dynamics of a forest landscape between 1960 and 2005 for a study area in the Bas Congo Province of the Democratic Republic of the Congo were analysed. Using a transition matrix and the identification of the spatial land transformation processes involved, historical data are compared with the current situation based upon field visits and remote sensing imagery. As a consequence of non sustainable shifting agriculture, forest fragmentation is observed, leading to an expansion of savannah, fallow lands and fields which replace secondary forest vegetation and limit forest succession towards primary forest. Since forest ecosystems are known to be the habitat of indicator species only observed in one specific phytogeographic territory, the potential impact of habitat preservation for these species is investigated. A dataset of 310 Acanthaceae species containing 6362 herbarium samples for the Democratic Republic of the Congo, Rwanda and Burundi is analysed and species presence is compared with the phytogeographic theories of Robyns (1948), White (1979, 1983) and Ndjele (1988). Study of the spatial distribution and analyses of species

habitats reveals the importance of forest preservation to protect these indicator species. Conservation of these habitats should therefore be given priority to avoid loss of genetic resources for future generations.

II.3 Résumé

La fragmentation de la forêt a un impact primordial sur la structure du paysage et donc constitue un enjeu majeur de l'écologie de paysage. Les causes du déboisement sont analysées pour la République Démocratique du Congo, le Rwanda et le Burundi, et sont mises dans une perspective régionale, continentale et globale. Afin d'étudier le rôle de la culture itinérante comme facteur de la fragmentation, la dynamique d'un paysage forestier dans la province du Bas-Congo en République Démocratique du Congo entre 1960 et 2005 a été analysée. En utilisant une matrice de transition et l'identification des processus spatiaux de transformation de paysage impliqués, des données historiques et actuelles basées sur des visites de terrain et des données de télédétection ont été comparées. On observe la fragmentation de la forêt, menant à une expansion de la savane, des jachères et des champs, qui remplacent la végétation forestière secondaire et limitent la succession forestière vers la forêt primaire. Puisque les écosystèmes forestiers sont l'habitat des espèces comme certaines espèces indicatrices de forêt, l'impact potentiel de conservation d'habitat pour ces espèces est étudié. Un ensemble de données de 310 espèces d'Acanthaceae contenant 6362 échantillons d'herbier pour la République Démocratique du Congo, le Rwanda et le Burundi est analysé et la présence d'espèces est comparée aux théories phytogéographiques de Robyns (1948), de White (1979, 1986) et de Ndjele (1988). L'étude de la distribution spatiales et des analyses des habitats des espèces indique l'importance de la conservation de la forêt pour protéger ces espèces indicatrices. La conservation de ces habitats devrait être une priorité pour éviter la disparition des ressources génétiques pour des générations futures. Des implications pour la gestion du paysage forestier ont été discutées, à savoir le rôle des populations locales, l'application des principes écologiques, la conservation des forêts vierges, le rôle potentiel du reboisement et l'importance de l'analyse des modèles paysagers.

II.4 Fragmentation of Forests in central Africa: facts, figures, and possible causes

One of the earliest and still continuing human impacts on the biosphere is the removal of the original vegetation cover and its replacement by either another or by man-made structures. At the global scale, the ecologically most significant impact of this kind is deforestation. It has

been estimated that about half of the forest or woodland that originally covered two-thirds of the earth's surface has already been removed and reduction is being maintained at a rate with outstrips replacement (Tivy, 1993).

Forest area decrease is the main parameter to describe forest fragmentation (Gascon *et al.*, 2003); the loss of primary forest results in the creation of a new matrix habitat. Matrix habitat will be important in the evolution of ecosystem dynamics in forest patches because (1) it will act as a filter for movement between landscape features; (2) disturbed area-associated species will be present and may invade forest patches and edge habitat; (3) depending on land-use, the matrix habitat will take on a different form, such as pasture, degraded pasture, or second growth forest, and the nature of the matrix habitat will influence the severity of the edge effect in patches (Williamson *et al.* 1997 In Gascon *et al.*, 2003). Extent of forest resources is also a main element characterizing sustainable forest management; it is an easily understood baseline variable, which provides a first indication of the relative importance of forest in a country or region (FAO, 2005). Estimates of its change over time provide an indication of the demand for land for forestry and other land uses, as well as of the impact of significant environmental disasters and disturbances on forest ecosystems (FAO, 2005). Fragmentation is considered a main indicator of landscape degradation, next to an increased rate of movement of surface soil particles, a change of the phenology of the vegetation (perennial towards annual), and a change in the hydrologic regime (Groves, 1998). Forest extent is relatively easy to measure, and this variable has therefore been selected as one of the 48 indicators for monitoring progress towards the Millennium Development Goals agreed by the United Nations. Unless mentioned otherwise, all data and metadata cited further on in this section are based upon the Global Forest Resources Assessment of 2005 by the Food and Agriculture Organisation (FAO, 2005), which constitutes, to our knowledge, the most recent and reliable source on global forest extent.

Total forest area in 2005 is estimated to be 3952 million ha or 30.3% of total land area. This corresponds to an average of 0.62 ha per capita, for a world population equal to 6.3 billion people (2004 data). Forest area in Africa was found equal to 635 million ha or 16.1% of global forest area, 21.4% of the continents land area and 0.73 ha per capita for a population of 868 million people. Only Asia has a lower proportional forest cover of 18.5%.

Deforestation, mainly due to conversion of forest to agricultural land, continues at an alarming rate, some 13 million ha per year globally. At the same time, forest planting, landscape restoration and natural expansion of forests have significantly reduced the net loss of forest area; net global change in forest area in the period 2000-2005 is estimated at -7.3

million ha per year (-0.18%), down from -8.9 million ha per year (-0.22%) for 1990-2000. From 2000 to 2005, Africa lost 4.0 million ha annually (-0.62%), against 4.4 million ha annually for the 1990-2000 period (-0.64%).

In Africa, a majority of countries have a negative change rate. Among the 10 countries with the largest annual net negative change rates for 2000-2005, the following African countries are found: Comoros (-7.4%), Burundi (-5.2%), Togo (-4.5%), Mauritania (-3.4%), Nigeria (-3.3%), Benin (-2.5%) and Uganda (-2.2%). Eighteen countries are characterized by an estimated annual positive change of 1% or more due to natural expansion of forests and to reforestation, among which four countries of the African continent: Rwanda (+6.9%), Lesotho (+2.7%), Egypt (+2.6%) and Tunisia (+1.9%). Among the 10 countries with largest annual net loss in forest area 2000-2005, six African countries are found: Sudan (-589×10^3 ha/yr), Zambia (-445×10^3 ha/yr), the United Republic of Tanzania (-412×10^3 ha/yr), Nigeria (-410×10^3 ha/yr), the Democratic Republic of the Congo (-319×10^3 ha/yr) and Zimbabwe (-313×10^3 ha/yr). No African country is found among the 10 countries with largest annual net gain in forest area over the same period.

For Central Africa, defined here as the region composed of Burundi, Cameroon, the Central African Republic, Congo, the Democratic Republic of the Congo, Equatorial Guinea, Gabon and Rwanda (FAO, 2001a), forest cover equals 224 million ha in 2005, which is a reduction of 1.3% compared to 2000 and 4.8% compared to 1990. Firstly, it can be observed that the larger the country, the larger the forest extent in 2005 of that country. The largest country in the region, i.e. the Democratic Republic of the Congo, is characterized by the largest 2005 forest extent (134 million ha). Although the trend curve suggests that Central Africa should have a forest cover of ~57% (Figure II.1), considerable differences are observed when forest proportion is considered.

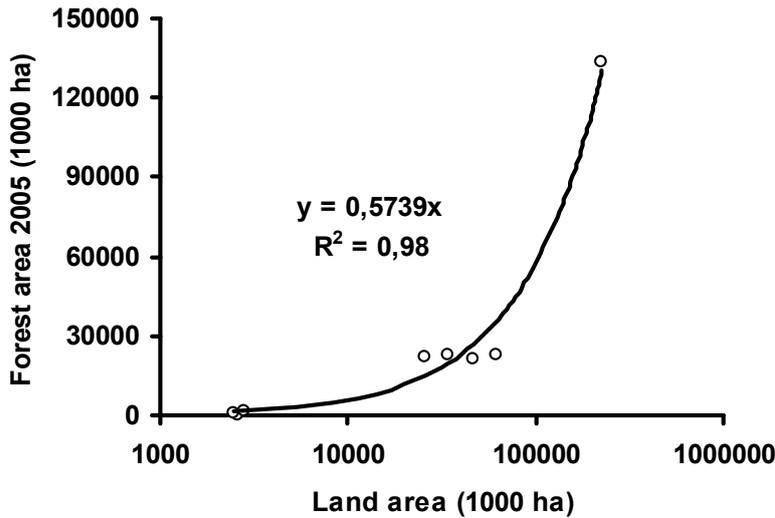


Figure II.1. Forest area as a function of land area for Central African countries Burundi, Cameroon, the Central African Republic, Congo, the Democratic Republic of the Congo, Equatorial Guinea, Gabon and Rwanda. Larger countries are characterized by larger extents of forest. A trend towards a forest proportion of 57% is observed, but large differences exist between the countries considered (see text for explanation). Data source: Global Forest Resources Assessment of 2005 of the Food and Agriculture Organisation (FAO, 2005).

While Congo (65.8%), the Democratic Republic of the Congo (58.9%), Equatorial Guinea (58.2%) and Gabon (84.5%) are dominated by forest cover, Rwanda and Burundi are characterized by 19.5%, respectively 5.9% of forest cover. Forest area has decreased annually since 1990 except in Rwanda, where it increased from 318×10^3 ha (1990) to 344×10^3 ha (2000) and 480×10^3 ha (2005). Between 1990 and 2005, the largest loss was observed in the Democratic Republic of the Congo (6.9 million ha). Expressed as a fraction of the 1990 forest cover Rwanda shows the largest increase (+50.9%) and Burundi the largest decrease (-47.9%), the latter being an alarming observation. For Gabon, no significant trends were observed. Population density (Figure II.2) clearly forces forest area decline. Rwanda (0.29 ha per capita) and Burundi (0.35 ha per capita) are more densely populated than, for example, the Democratic Republic of the Congo (4.13 ha per capita). Their 2005 forest covers are clearly at the lower end, with 19.5% (Rwanda) and 5.9% (Burundi) against, for example, 58.9% for the Democratic Republic of the Congo or even 84.5% for Gabon. The trend curve shown in Figure II.2 illustrates this causality with anthropogenic pressure.

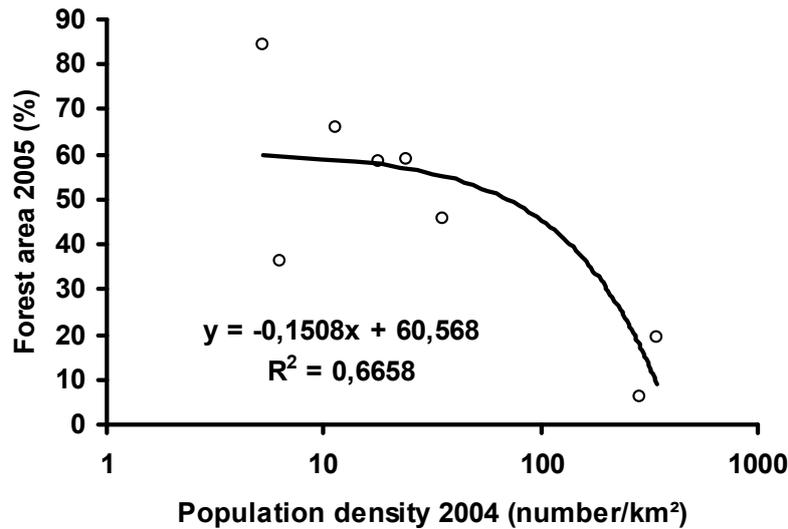


Figure II.2. Proportional forest cover as a function of population density for Central African countries Burundi, Cameroon, the Central African Republic, Congo, the Democratic Republic of the Congo, Equatorial Guinea, Gabon and Rwanda. The decreasing trend suggests a negative causality between demographic pressure and forest cover. Data source: Global Forest Resources Assessment of 2005 of the Food and Agriculture Organisation (FAO, 2005).

The aforementioned and for the region exceptionally forest area increase in Rwanda is due to the change in extent of forest plantations (productive and protective forest plantations combined). Their extent increased from 78.0% of the total forest area in 1990 (248×10^3 ha) to 87.2% (419×10^3 ha). Next to these plantations, no primary forest is found, only a small fraction of modified natural forest (62×10^3 ha). This trend observed in Rwanda has not been found elsewhere in Central Africa. It should be noted, however, that also forests in Burundi are dominated by plantations (2000: 43.2%; 2005: 56.2%). This turning point from net deforestation to net reforestation, as observed for Rwanda, is defined in literature as a forest transition (Rudel *et al.*, 2005; Kauppi *et al.*, 2006). Forest transitions have been described to occur in two, sometimes overlapping circumstances (Rudel *et al.*, 2005). In some places, economic development has created enough non-farm jobs to pull farmers off the land, thereby inducing the spontaneous regeneration of forests in old fields. In other places, a scarcity of forest products has prompted governments and landowners to plant trees (Verheyen *et al.*, 2006). Both circumstances initiate only an increase of the forest area, and therefore no deforestation (Kauppi *et al.*, 2006). The transitions do little to conserve biodiversity, but they do sequester carbon and conserve soil (Rudel *et al.*, 2005).

Forests may be fragmented by a number of activities or events, such as road construction, logging, conversion to agriculture, or wildfire, but ultimately, the fragmenting cause is either

anthropogenic or natural in origin (Wade *et al.*, 2003). Intuitively, forest fragmentation by anthropogenic sources is at higher risk of further fragmentation or removal than forest fragmented by natural causes; identifying only human-caused forest fragmentation may be a useful tool for policy and decision makers allowing for improved risk assessments and better targeting of areas for protection and remediation (Wade *et al.*, 2003). Based upon local-case studies, Geist & Lambin (2002) concluded that too much emphasis has been given to population growth and shifting cultivation as primary causes of deforestation. Considering proximate causes (human activities or actions at the local level such as agricultural expansion) and underlying driving forces (fundamental social processes such as human demographic evolution), no universal link between cause and effect has been established and tropical forest decline was found caused by different combinations of various proximate causes and underlying driving forces in varying historical and geographical contexts (Geist & Lambin, 2002; Lambin & Geist, 2003; Lambin *et al.*, 2003). At the underlying level, public or individual decisions largely corresponded to changing national- to global-scale economic opportunities and policies, and at the proximate level, regionally distinct modes of agricultural expansion, wood extraction, and infrastructure extension prevailed in causing deforestation (Geist & Lambin, 2002). Nevertheless, traditional shifting cultivation for subsistence has been cited, next to timber logging by private – often foreign – companies, as dominant proximate cause of deforestation for West and Central Africa (Lambin & Geist, 2003), as confirmed *in situ* by Bamba (2006).

It should be emphasized that fragmentation constitutes more than area decline only: spatial pattern change is a main characteristic of fragmentation. The magnitude of the ecological impacts of habitat loss can be exacerbated by the spatial arrangement of remaining habitat (Ewers *et al.*, 2006). Ecologists agree that fragmentation changes the landscape regarding interior-to-edge ratios, patch shape, total patch boundary length, connectivity and patch number (e.g., Collinge, 1998; Davidson, 1998). Nevertheless, detailed data of pattern such as the number of patches or patch perimeter at local to regional scales are generally lacking and difficult to obtain via remote sensing, which hampers a true assessment of fragmentation impact. This link between pattern and ecological function is yet central to landscape ecology (Turner, 1989; D'Eon, 2002) and is known as the pattern-process paradigm (Coulson *et al.*, 1999; Gustafson & Diaz, 2002). A triangular relationship describing the interdependence of configuration (spatial arrangement and geometry of the system elements), composition (types of elements present) and processes (fluxes; spatial, biological and ecological processes) of

every ecological system (Noon & Dale, 2002) forms the baseline of landscape ecological research.

Other spatial processes exist that alter the pattern of land cover, but in a distinctive way. Fragmentation is usually considered a phase in the broader sequence of transforming land by natural or human causes from one type to another (Forman, 1995). Regardless of the type of land conversion, there appears to be a limited number of common spatial configurations that result from such land transformation processes (Franklin & Forman, 1987; Collinge & Forman, 1998). Often the term fragmentation is used to denote all these types of pattern changes (e.g., Knight & Landres, 2002), although their ecological impact will be different. To determine fast and objectively the processes involved in landscape transformation, a decision tree model was conceived based upon the change of the area, the perimeter and number of patches of the class of interest (Bogaert *et al.*, 2004; Koffi *et al.*, 2007). Figure II.3 shows a stripped version of the original model with only those five processes causing area decrease of the class of interest. These processes can be divided in two groups based on the change of the number of patches. Fragmentation and dissection lead to an increase; while perforation, attrition and shrinkage do not cause patch density increase. To separate fragmentation from dissection (the carving up or subdividing of an area or patch using equal width lines), it was accepted that fragmentation is associated with considerable area loss, while in the case of dissection, area loss was limited. To distinguish “considerable area loss” from “limited area loss”, a predefined threshold value has to be used. The inclusion of this criterion was essential since both processes cause alike pattern changes. Considering the aforementioned processes of landscape transformation, every observation of attrition, dissection, fragmentation, perforation or shrinkage followed by aggregation, creation or enlargement could be denoted as a forest transition (Rudel *et al.*, 2005; Kauppi *et al.*, 2006).

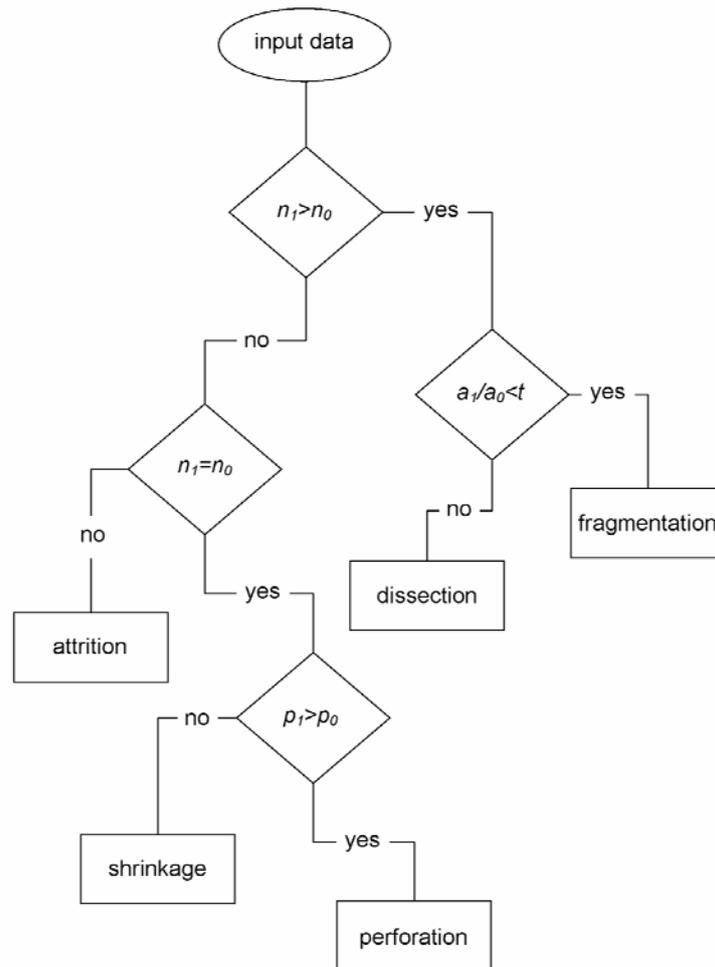


Figure II.3. Spatial processes in landscape transformation characterized by area loss ($a_1/a_0 < 1$) of the class of interest. All decision steps in the flow chart, represented by the diamond-shaped components, are based on a comparison of either the area (a), the perimeter (p) or the number of patches (n) before (a_0, p_0, n_0) and after (a_1, p_1, n_1) the transformation of the landscape, which constitute the input data. Comparison of a_1/a_0 with a – by the user – predefined area loss ratio (t) enables distinction between fragmentation and dissection, which generate similar patterns. Fragmentation is accepted to decrease a_1/a_0 ratios.

II.5 The impact of shifting agriculture on forest succession and land cover dynamics in the Bas Congo province (Democratic Republic of the Congo)²

Until the turn of the 20th century, human impact on the tropical rain forests in Africa was limited to shifting cultivation on a long-term rotation by indigenous peoples (Tivy, 1993). Fire always has been an essential tool of the peasant rain forest farmer: the above-ground biomass of a forest contains plant mineral nutrients and these are mobilized when it is burned

² Cette partie sera plus approfondie dans le chapitre III

(Whitmore, 1998). Patches of forest felled and burned preparatory to crop planting were initially small – not much larger than the natural gaps created by the death fall of primary trees – and widely scattered. A cover of a diverse mixture of perennial crops of varying height replicated morphologically the structure of the forest in miniature and protected the soil from accelerated erosion (Ruthenberg, 1976 In Tivy, 1993). After a few years cropping yields generally declined – because the soil becomes exhausted and also because of a build-up of pests, diseases and weeds (Whitmore, 1998) – and the cultivated patch was abandoned and would not be re-cultivated for at least 30 years, by which time a secondary forest would have re-established itself and its associated soil fertility (Tivy, 1993; Whitmore, 1998). Rapid increase in native populations in Africa has resulted in the shortening of this tree fallow period to as little as 3 years, insufficient time for other than a poor grass shrub vegetation to regenerate, which can easily be further degraded by overgrazing of domestic livestock and wild herbivores (Tivy, 1993). Removal of the original forest cover over increasingly larger areas exacerbates the erosivity of the torrential rainfall while increased surface evaporation causes drying and hardening of the exposed mineral soil. In addition, a rapidly growing demand for firewood from both urban and rural settlements in the tropics has resulted in the selective cutting of secondary and primary forest instead of wood culling for this purpose (Tivy, 1993). In many areas of Africa, “savannah-isation” of the tropical rain forest has occurred with a concomitant decline in soil fertility, an increase in soil erosion, and exposure of hard indurated sterile crusts near or at the surface (Tivy, 1993; Bamba, 2006).

In order to investigate the role of shifting cultivation as a driver of landscape dynamics, land cover changes over a 45 year period were analysed for a test zone of about 410 km² situated in the Bas Congo province of the Democratic Republic of the Congo. This province was formerly known as the Bas Congo province. The study area (15°23'E-15°38'E; 4°52'S-5°00'S) is situated at less than 100 km from the country's capital Kinshasa (15°24'E; 4°24'S), and at less than 50 km from the main road “National 1”, which leads to the port of Matadi (13°27'E; 5°50'S).

Two data sets were used in this study: (1) a digitized version of the land cover map of Compère (1970) at a scale of 1:250 000 based on aerial photos of 1959 and field visits; (2) a map at scale 1:75 000 based on a mosaic of ASTER remote sensing imagery (dd. 18.07.2003) supported by field surveys (Wolff, 2005). Since both data sets were conceived differently, map homogenization was effectuated. Firstly, the ten original classes of the Compère (1970) map were reduced to the same four classes as present on the Wolff (2005) map: savannah, fallow lands and fields, secondary forest, primary forest. Secondly, the technique of the

Minimum Mapping Unit (Saura, 2002) was applied using the “Dissolve by area” function of ArcView 3.3 to homogenize the precision of both maps; the Wolff (2005) map was modified using fusion of patches in order to obtain a smallest patch of approximately the same size as the smallest patch on the Compère (1970) map. In this way, the precision on both maps was equalized.

Two types of analysis were applied to assess landscape dynamics over the 45 year period. Firstly, a transition matrix was composed to interpret land cover changes among the classes considered. Secondly, the landscape transformation processes involved in the spatial dynamics of the classes were determined using the decision tree model (Bogaert *et al.* 2004; Koffi *et al.*, 2007).

Several tendencies could be observed for the study area. Firstly, a “savannah-isation” had taken place, since savannah area raised from 19.80% (1960) to 29.61% (2005). Secondly, the area of the fallow lands and fields increased from 22.72% to 54.61%; this class forms actually the new landscape matrix. In 1960, the landscape matrix was still formed by the secondary forest (49.95%), of which the extent was reduced to 5.67% in 2005. Thirdly, primary forest increased slightly from 7.52% to 10.10% in the same time period. Savannah increase mainly originated from secondary forest (14.23%) (Figure II.4). This was also observed for the fallow land and field class (27.3%). The secondary forest class also contributed to the formation of primary forest (5.62%) via spontaneous or natural succession (Figure II.5). About 41.44% of the landscape occupied in 1960 by the secondary forest was degraded in savannah, fallow lands and fields. Analysis of the dynamics of class area hence signals the importance of “savannah-isation” in landscape dynamics, the increase of the agricultural activities as a consequence of demographic pressure, and the presence of natural succession of the secondary forest remnants.

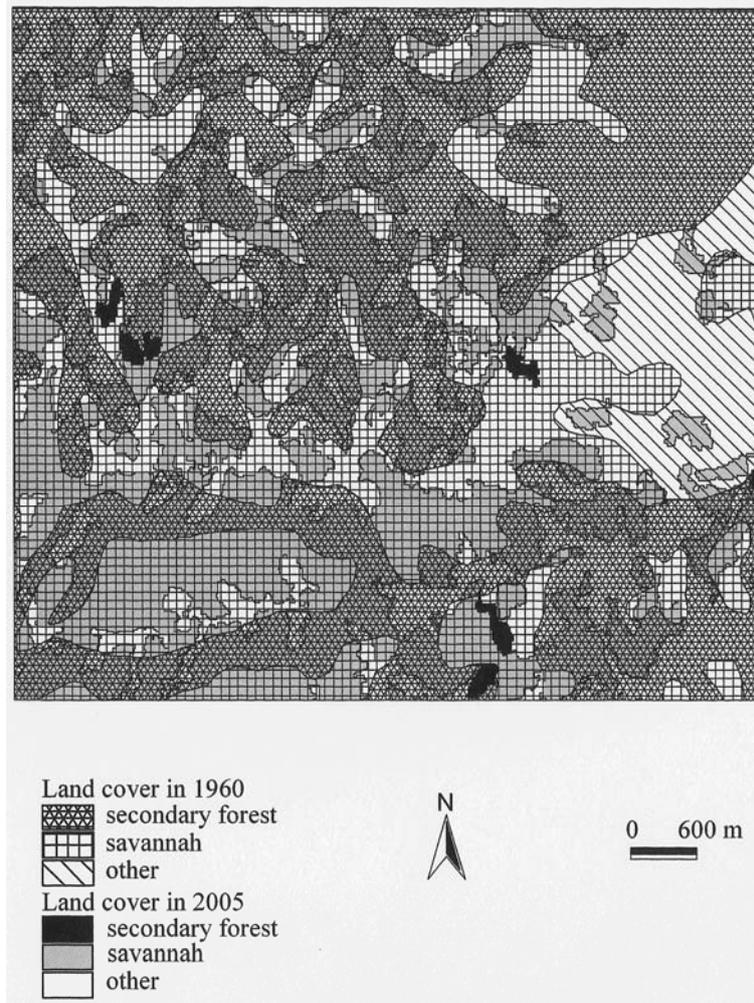


Figure II.4. Landscape transformations observed in the Bas Congo province between 1960 and 2005: “savannah-isation”. As a consequence of shifting agriculture with too short fallow periods due to demographic pressure, savannah vegetation systematically replaces the secondary forest. The fragmentation of the secondary forest is evidenced by the profound reduction of its extent. Only a section of the study area is shown for clarity.

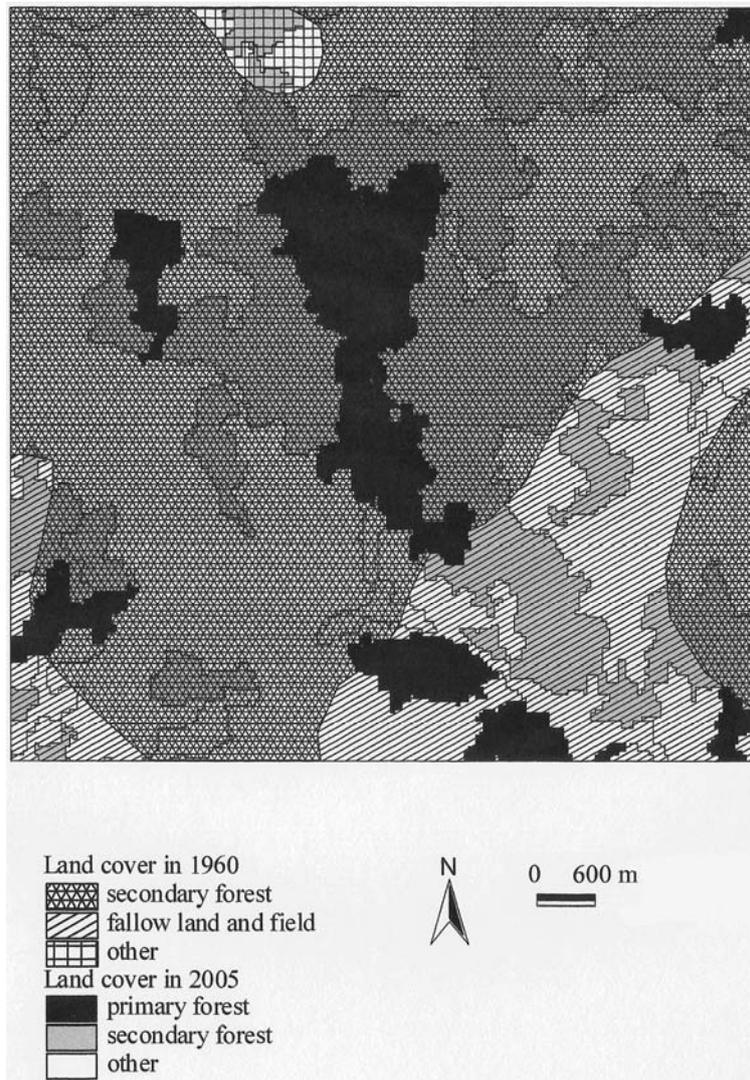


Figure II.5. Landscape transformations observed in the Bas Congo province between 1960 and 2005: natural or spontaneous succession. Due to natural vegetation dynamics, secondary forest evolves into primary forest. The development of secondary forest vegetation on formerly cultivated land is also observed, which illustrates the recovery potential of the forest. Primary forest patches superimposed on land cover types other than secondary forest have probably passed by this stage during the considered 45-year period. Only a section of the study area is shown for clarity.

Fragmentation of the secondary forest was evidenced by analysis of the landscape transformation processes. All classes showed an increase of their number of patches, which suggested an overall fragmentation of the landscape, but which could also be influenced by the different mapping procedures. It could be considered a refinement of pattern texture. The increase of the number of patches was characterized by different magnitudes; while the number of patches of secondary (primary) forest increased with a factor of ~ 100 (~ 50), much smaller increases were found for savannah (multiplication factor ~ 3) and fallow lands and fields (multiplication factor ~ 10). These observations limited the number of potential spatial landscape transformation processes to three: creation, dissection and fragmentation (Bogaert

et al., 2004; Koffi *et al.*, 2007). The differences in magnitude in patch number rise suggested the impact of distinct spatial transformation processes between the forest classes on one hand, and the savannah and fallow land and field classes on the other hand. This observation was partly confirmed by the evolution of the class area values, which decreased for secondary forest only. Strong increases of perimeter length were likewise observed for savannah (+235.8%), fallow land and field (+971.4%) and primary forest (+126.8%). Compared to these values, the total perimeter length of the secondary forests hardly changed (+0.2%). Implementation of the decision tree model showed that the spatial patterns of the classes savannah, fallow land and field, and primary forest have been altered between 1960 and 2005 by creation, while the extent and spatial configuration of the secondary forest has been changed profoundly by fragmentation. No threshold value has been applied to distinguish between fragmentation and dissection in this case study, since the value of the area decrease (-88.7%) left no discussion or doubt on this point.

Shifting agriculture has the limitation that it can usually only support 10 to 20 persons per km², though occasionally more because at any one time only ~10% of the area is under cultivation (Whitmore, 1998). It breaks down if either the fallow period is excessively shortened or if the period of cultivation is extended for too long, either of which is likely to occur if population increases and a land shortage develops (Whitmore, 1998). This phenomenon was observed in our case study, (1) with about 54.61% of the landscape classified as fallow land and fields in 2005 against 22.72% in 1960, and (2) with no recovery of the natural vegetation (reduction of the secondary forest to 5.67%). The slight increase of the primary forest should not be overestimated. Since its formation relies on the presence of secondary forest, a fragmentation of this latter class will be the bottleneck for future primary forest development in this region.

Being located in the hinterland of Kinshasa, landscapes suffered from an increased demographic pressure and demands for higher production. In the Democratic Republic of the Congo, about 60% of the population lives in rural areas (FAO, 2001b). After Kinshasa and the Nord Kivu province, the Bas Congo province is the third with regard to population density, which equals ~52 inhabitants per km², mostly concentrated in the cities of Matadi and Boma (Tshibangu, 2001). Consequently, an overexploitation of the natural resources has taken place with systematic deforestation along the main roads (corridor type mosaic sequence, Forman, 1995) and bad agricultural practices (Bizangi, 2004). The Kikongo people living in this region apply customarily the technique of shifting agriculture.

An overall tendency towards fragmentation of the landscape could be suggested, primarily evidenced by an increase of the number of patches for every class. Nevertheless, analysis of the total area per class showed that two antagonistic processes dominated landscape dynamics: creation and fragmentation. It could be suggested that this overall trend towards more patches was a methodological artefact due to the comparison of two data sets relying on different technologies. The aforementioned technique of the Minimum Mapping Unit was applied to counter this deficiency. However, it remains possible that cartographic precision has not been completely equalized between the maps, which could have given pattern differences between 1960 and 2005 that were not a consequence of real landscape dynamics. Raster maps, such as the Wolff (2005) map based on satellite imagery, can show a tendency for upward bias of perimeter lengths because of the stair stepping pattern of the line segments, and the magnitude of bias will vary in relation to the spatial resolution of the image (McGarigal & Marks, 1995; Hargis *et al.*, 1997); the degree of curve roughness is also influenced by pixel resolution. This strong increase of perimeter lengths has also been observed in the current study. Comparison between images with different resolutions should therefore be handled with caution (Bogaert & Hong, 2003). There seems to be a strong relationship between the degree of detail (spatial resolution) used and the information present on land cover maps (Farina, 1998). Rare land cover types are lost when resolution becomes coarser, and patchy arrangements disappear more rapidly with increasing resolution than contagious ones (Turner *et al.*, 1989; Haines-Young & Chopping, 1996). Nevertheless, the differences in magnitudes between the classes (for the number of patches), and the opposite tendencies (for the class area) leave no doubt in interpreting the landscape transformation of our study area and exclude the possibility that the observed dynamics are only the result of different mapping procedures. These conclusions were confirmed by an analysis landscape metrics (data not shown) for fragmentation on the same data set (Bamba, 2006).

II.6 Forest conservation to preserve indicator species in central Africa

The humid rain forest is above all characterized by the richness and diversity of its fauna and flora. It contains the largest known assemblage of plants and animals in the world (Tivy, 1993). Therefore, forest fragmentation is a major cause of loss of biodiversity, in particular in the species-rich wet tropics, where landscape transformation is an ongoing process (Kattan & Murcia, 2003). A large body of literature gives evidence of the negative effects of fragmentation, which include changes in the physical environment, and regional and local extirpation of populations and many species of plants and animals. Obviously, the loss of

primary habitat will lead to the disappearance of many forest-associated species. Moreover, the appearance of barriers in the modified landscape can significantly alter the metapopulation dynamics of the surviving species (Gascon *et al.*, 2003).

Deforestation is likewise rarely spatially random; instead it may be concentrated on certain areas depending on factors such as topography and soil types. This may result in the elimination of entire habitats and their associated species assemblages, as well as species that depend on these habitats for some stages of their life cycle (Kattan & Murcia, 2003). Consequently, forest conservation is crucial to preserve these species that depend on these forest habitats.

Phytogeographic data enable testing of hypotheses regarding the geographic origin of a species, its speed of evolution, and its migration pathways (Koffi, 2005). A phytogeographic analysis is often executed to delimit smaller (homogeneous) entities such as regions, districts, and sectors in vast geographic zones. Three major phytogeographic theories have been proposed for Central Africa, defined here as the geographic zone covered by the Democratic Republic of the Congo, Burundi and Rwanda. Robyns (1948) subdivided Central Africa in 11 districts. White (1979, 1983) subdivided Africa and Madagascar in 20 regional entities. The Guineo-Congolian regional centre of endemism, the Zambebian regional centre of endemism, the Afromontane archipelago-like regional centre of endemism, the Guineo-Congolian/Zambebian regional transition zone and the Guineo-Congolian/Sudanian regional transition zone cover Central Africa. Ndjele (1988) developed a phytogeographic system subdividing the Democratic Republic of the Congo in 13 sectors.

Phytogeographic data will reflect the spatial variation of plant and community diversity, and can constitute a useful tool in conservation policy development (Koffi *et al.*, 2007). The aforementioned theories rely on many parameters, such as plant physiognomy, bioclimatic data (precipitation, dry season length) and on concept of endemism, a notion central to the study of biogeography (Crisp *et al.*, 2001). A taxon is considered endemic to a particular area if it occurs only in that area (Anderson, 1994). Conservationists are strongly interested in areas of endemism because narrowly endemic species are by definition rare, and therefore potentially threatened (Crisp *et al.*, 2001). Due to this large number of parameters, these theories are less practical for direct use in conservation policy development. Therefore, it was investigated if indicator species could be found of which the spatial distribution is bound to one single phytogeographic zone and which, by means of their presence or absence, proxy the phytogeographic subdivisions proposed by Robyns (1948), White (1979, 1983) and Ndjele (1988). This research for functional relationships between species richness and the occurrence

of indicator species – defined generally as a small set of species with presence or absence patterns that are correlated functionally with species richness of a larger group of organisms – is a common practice in conservation biology (Fleishman *et al.*, 2005). In this way, the consideration of phytogeographic theories could be useful to determine the conservation value (*sensu* Menon *et al.*, 2001) of a region. The question remains, however, whether species from one taxonomic group might serve as indicators of the species richness of other taxonomic groups. As indicator species, those species found in one single phytogeographic entity only were chosen; they were denoted as “unique species”. We investigated whether unique species of the Acanthaceae family existed for the aforementioned phytogeographic theories. Consequently, we investigated whether forest conservation could have a positive impact on the preservation of these species.

A data base composed of 9181 herbarium samples of the Acanthaceae family has been used in this study. The use of the Acanthaceae family is justified because (1) this family has been submitted to a profound taxonomic revision which forms a guarantee for data quality (Champluvier, 1991, 1997, 1998), (2) no phytogeographic research has been done up to today for this family and for Central Africa, (3) this family contains species that colonize a variety of biotopes which cover our entire study area, (4) the family is dominated by herbaceous species that are easily collected and identified by means of their inflorescence (Cronquist, 1981), and (5) the current study forms a part of a larger project on the realization of a flora of the Acanthaceae for Central Africa. Each herbarium sample contained, next to the species name, its taxonomic classification and a plant specimen, the geographical coordinates of the observation. Using these coordinates, species distribution maps have been made using ArcView 3.3. The data have been collected by 417 botanists between 1888 and 2001. The herbarium samples represented 48 genus, 310 species, and 6362 different geographical sites. The number of samples per species is quite variable. Nineteen species were represented by more than 100 samples, 35 species by a number of samples between 99 and 50, 141 species by a number of samples between 49 and 10, and 114 species by less than 10 samples. The data set was made available by the National Botanical Garden of Belgium. Since ruderal, aquatic and cultivated species do not show natural spatial distribution patterns, they were excluded from the data set (64 species).

Remarkable differences in the spatial distribution of the species of the Acanthaceae family have been observed throughout the study area. For each of the three phytogeographic systems considered, unique species have been found for every phytogeographic entity. Figure II.6 gives some examples for those entities associated with the equatorial forest. Visual inspection

of the distribution patterns of the unique species suggested that forest fragmentation would have a direct impact on their preservation.

Analysis of the habitat type(s) reflects and confirms the importance of forest conservation. For the system of White (1979, 1983), 117 unique species have been found, of which 19 (16.2%) could be associated with forest habitat, but also with other types. Thirty species (25.6%) have been found uniquely in forest habitat. For the phytogeographic system of Robyns (1948), 79 unique species have been identified, with 18 (22.8%) only found in forest habitat and four (5.1%) occasionally collected in forest vegetation. When the Acanthaceae species distributions were compared with the Ndjele (1988) system, 84 unique species have been found, of which ten (11.9%) could be found in forest habitat but not exclusively; 21 (25.0%) were bound uniquely to the presence of forest habitat. On average for the three phytogeographic systems, 11.1% of the unique species have been found in forest habitat, next to other habitat types. For these species, forest fragmentation is less threatening, since their ecological amplitude them enables to develop also in other types of habitat. Nevertheless, forest degradation will certainly have a negative impact. The unique species inextricably bound to forest habitat and not found elsewhere, on average 24.5% for the three systems considered, will be influenced directly and irreversibly by disappearance of forest cover by fragmentation, which underlines the importance of counteracting this latter process of landscape degradation.

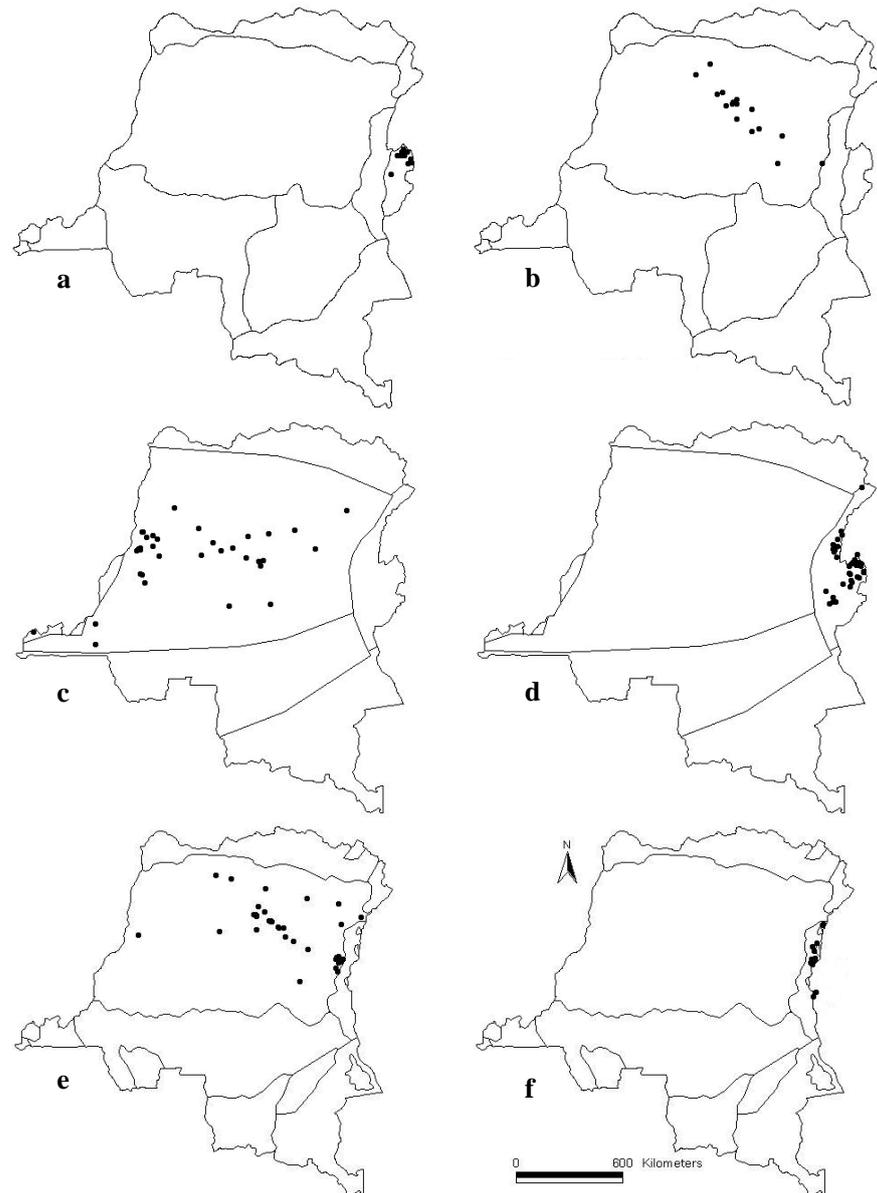


Figure II.6. Examples of unique species and their number of samples (n): (a) *Blepharis cristate* ($n=26$), only observed in the Ruanda-Urundi district of Robyns (1948); (b) *Justicia pynaertii* ($n=30$), only observed in the Central Forest district of Robyns (1948); (c) *Physacanthus batanganus* ($n=43$), only observed in the Guineo-Congolian regional centre of endemism of White (1979, 1983); (d) *Dyschoriste radicans* ($n=59$), only observed in the Afromontane Archipelago-like regional centre of endemism of White (1979, 1983); (e) *Whitfieldia arnoldiana* ($n=60$), only observed in the Central Forest sector of Ndjele (1988); (f) *Phaulopsis imbricate* subsp. *imbricate* ($n=13$), only observed in the Mountainous sector of Ndjele (1988).

It is appealing to link conservation priorities to the vulnerability concept. A wild plant species is considered vulnerable when it shows an increased extinction risk (Koffi *et al.*, 2007). According to Cunningham (1994), vulnerable species are highly demanded by man, are characterized by slow growth rates, difficult reproduction methods and limited spatial distribution, and can be associated with fragile or endangered habitats. In Betti (2001), a

quantitative method is proposed to evaluate the vulnerability status of a species, based upon six parameters: zonation or altitude range, biotope, morphology, geography, diaspore type, and use by man. For each parameter, a score is assigned between one and three which increases with the risk of extinction. With regard to biotope, a score of two will be given to those species associated with secondary forests and a score of three to species of the primary, undisturbed forest. The reader is referred to Betti (2001) for the exact quantification of the other vulnerability parameters. Finally, an average score (V) is calculated which reflects the overall extinction risk or vulnerability of the species. If $V \geq 1.5$, the species is considered vulnerable; for $V \geq 2.5$, the species is considered highly vulnerable. This latter case will be observed when it is bound to particular altitudinal limits, when it is associated with undisturbed or primary forests, when being a tree, shrub or liana species, when it is an endemic or Afromontane species, when disseminating by sarcochory or desmochory, and when it is used by man for construction or in traditional medicine practices (Koffi *et al.*, 2007). Fragmentation of primary and secondary forests will consequently menace directly species that are already disfavoured by other parameters of vulnerability. Fragmentation will therefore aggravate the vulnerability status of these species, and future forest fragmentation should therefore be avoided to preserve their role as sanctuary for endangered species. The comprehensive index V should be interpreted with caution since it equals the mean value of ordinal data, which is strictly spoken mathematically incorrect. It is therefore advised to consider V only as a proxy of species vulnerability and to base the final assessment of vulnerability on the interpretation of the underlying ordinal data.

II.7 Implications for Management

If the forest frontier is to be stabilized, rural people must live in balance with the landscape they inhabit. Their exclusion from the forest – known as “protection conservation” (Blom, 1998) – is unrealistic and may involve annulling traditional rights. The difficulty is the exorable, and in many places rapid, increases of the human population (Whitmore, 1998). The forest and the people who depend on it need to be considered as a single ecosystem, managed to maintain a continual but changing stream of goods and services (Sayer, 1995 In Whitmore 1998). Broad participation in management and conservation has become a standard element of good practice: effective planning, implementation, and monitoring require an institutional framework with elements that include broad participation in planning, administrative capacity, field presence, and effective knowledge management (Sheil *et al.*, 2004). Funding is another key factor in determining institutional and administrative capacity (Sheil *et al.*, 2004).

It is hard to know where to start or stop in discussing ecological principles that are relevant to the management of protected areas. For example, edge effects and other factors related to disturbance can favour some species at the same time as they hurt others. For managers of protected areas, the question must not be what will maximize species numbers, but rather how to preserve the target species or communities (May, 1994). For many rain forest species, it is difficult to make meaningful statements about rarity and hence about conservation priority (Whitmore, 1998). Knowledge of species richness and diversity is biased to the places that have been studied (Koffi, 2005; Koffi *et al.*, 2007). The only sound scientific basis is to conserve adequate habitat, spread across its geographical extent, and to sample all biogeographical regions (Whitmore, 1998).

There is an indisputable case for retaining parts of the rain forest inviolate, as Natural reserves, kept intact for species to continue to interact between themselves and with the environment; these reserves of natural forest can act as bench marks against which change elsewhere can be monitored. Their usefulness is even increased if they are surrounded by production forests, not cultivated land (Whitmore, 1998). Land use patterns and other activities outside protected areas are considered crucial, both in maintaining general landscape connectivity as well as minimizing any direct effects of edges on forest biota (Opdam & Wiens, 2002 In Githiru & Lens, 2004). Introducing and fostering activities such as agro-forestry will simultaneously address socioeconomic and ecological problems, by providing alternative fuel wood and fodder while reducing edge effects and promoting dispersal (Githiru & Lens, 2004). This is the integrated landscape management notion that unites the principles of metapopulation theory, landscape ecology, corridors and buffer areas (Saunders *et al.*, 1991; Githiru & Lens, 2004). The conservation focus could be diverted from the forest reserves themselves to include activities outside the reserves, particularly different land uses. Implementation of these principles would stimulate a more balanced and self-sustaining landscape mosaic, proving basic goods and services to the rural human population, which is key to poverty alleviation, while maintaining the habitats and ecosystems functions that are required to provide services to the people (Githiru & Lens, 2004).

The possibility remains to manage rain forests for multiple purposes, in order to meet the needs of conservation as well as to produce useful products. But to retain the long term benefits implied by conservation it is necessary to forgo some immediate cash profit. Multiple uses involve compromises (Whitmore, 1998). There is also a case for plantation (Evans, 1984 In Whitmore, 1998). Timber sold from plantations takes pressure off natural forests as a

source of foreign exchange. They should only be established on already degraded sites, never at the expense of good natural forest; restoration of forest via plantations should consequently be considered an important tool for the land manager of tomorrow (Whitmore, 1998).

When developing management plans for forested landscapes, the potential of landscape pattern analysis should not be neglected. Many studies that address landscape monitoring emphasize the calculation of numerous indices using remote sensing and geographic information systems (Sheil *et al.*, 2004). Landscape metrics are important for what they may reflect about the disruptive effects of forest fragmentation on ecological processes and species viability. The information they provide is very useful for planners wishing to detect, evaluate, and monitor threats to biodiversity. The measures provided should be considered as a first step in the development of an effective management strategy for a region once conservation goals have been determined and more information is available on the relationship between ecologic processes, species characteristics, and their interactions (Tole, 2006). A landscape level conservation strategy is necessary, for example to maximize area to perimeter relationships across reserves, to protect reserve edges using buffer zones (managed ecotones) or to minimize matrix harshness (Hill & Curran, 2005). The spatial structure of populations persisting in fragmented landscapes governs their response to habitat fragmentation and hence dictates the remedial actions that will be most effective for species and habitat conservation (Githiru & Lens, 2004). Ecological processes that operate over large distances must not be ignored (Hill & Curran, 2005). Biologists need to be pressed to research and monitor the effectiveness of different land use patterns and to develop active management tools for biodiversity conservation in cultural landscapes of which rain forest is only a part (Whitmore, 1998).

In addition to well balanced and realistic management plans, there must be a focus on defence: what precautions are to be taken against threats such as agricultural encroachment or fires; sustainable monitoring systems are required (Sheil *et al.*, 2004). It is essential to enforce laws to minimize the damage caused by logging and to prevent hunters, collectors or farmers from entering along roads and causing damage, depletion or destruction (Whitmore, 1998). Management of protected areas will in many cases involve weaving ecology together with social and economic considerations. Given the inherently dynamic and non-linear character of the biological and other processes involved, it is often hard to foresee what the outcome of the well intentioned policies maybe (May, 1994). The problems are often complex, and while there are few simple solutions, one point is clear: without greater commitment from wealthy

and developing nations alike, most of the world's tropical forests will disappear within our lifetime (Laurance, 1999); humankind must bear in mind the ultimate constant: the scarcest conservation resource is time (Myers, 2003).

II.8 Conclusions

Forest fragmentation is one of the most important conservation issues of recent times (D'Eon, 2002). Forest area harbours biodiversity, beautifies landscape and bestows solitude. Forest area also anchors soil, slows erosion, and tempers stream flow (Kauppi *et al.*, 2006). The tropical rain forest is the most massive, diverse and productive of the earth's ecosystems. The environmental significance of deforestation is related to the particular attributes of the forest ecosystems of the world, the relative size of the forest biomass, which accounts for 75 per cent of the total global plant biomass, and its carbon-storage capacity (Tivy, 1993). Degradation of this ecosystem type is taking place at an alarming rate: about five per cent of the forest area in Central Africa has disappeared since 1990; only Rwanda showed a forest transition, due to active plantation of forests.

Traditional shifting agriculture and demographic pressure are often cited as the main cause of forest fragmentation, although various drivers and local factors can overrule the dominant impact of these traditional practices, depending on the historical and geographical context (Geist & Lambin, 2002; Lambin & Geist, 2003; Lambin *et al.*, 2003). Nevertheless, shifting agriculture was found the driver of landscape change in the Bas Congo province of the Democratic Republic of the Congo, where a matrix of secondary forest was converted into a mosaic of fallow lands, fields and savannah in 45 years time. The fragmentation of the secondary forest was also assumed the limiting factor for the future creation of primary forests.

Forests are, next to a natural resource of timber or non timber forest products, also habitats and therefore a resource of natural biodiversity. Many species depend on the specific microclimatic and ecological conditions of forests to complete their life cycle or a part of it, and cannot survive without our outside these particular environments. A study of the Acanthaceae family in Central Africa showed that about 25% of the unique species which presence or absence is characteristic for a given phytogeographic entity, have only been observed in forest habitat. Since they can be useful to assist in conservation policy development based upon phytogeographic concepts, their habitat should be preserved without any delay.

Habitat fragmentation has become a worldwide environmental issue (Forman 1995). Because landscape ecology concerns the study of the reciprocal effects between ecological pattern and ecological function (Gustafson & Diaz, 2002), and since fragmentation implies, next to area decline, also pattern change, landscape ecologists have contributed significantly to the scientific debate regarding the definition of fragmentation, the identification of its drivers, and its ecological impact. Field and satellite observations, ecological modelling and the use of geographic information systems have enabled scientists to detect and map fragmentation, and to assess its impact on ecological parameters such as landscape connectivity, microclimate, species dispersal, and biodiversity. It is now up to the scientific community to translate these academic concepts and findings into clear, applicable and realistic objectives useful to be incorporated in conservation policy initiatives in order to counteract or prevent further fragmentation and degradation of the world's tropical forests. Nevertheless, empirical data from well-designed fragmentation studies is still needed to validate theoretical predictions stemming from the fragmentation paradigm (D'Eon, 2002). It should be emphasized that anthropogenic fragmentation is a recent phenomenon in evolutionary time and the final, long-term impacts of habitat fragmentation may not yet have shown themselves (Ewers *et al.*, 2006).

II.9 Acknowledgements

The authors acknowledge the Government of Ivory Coast for the fellowships of Bamba I. and Koffi K.J. The research of Sibomana S. and Kabulu Djibu J.-P. is supported by CTB fellowships. The authors acknowledge the FWO – Vlaanderen (G.0019.04), the FNRS (1.5.028.05), the CIUF and the ULB (CER) for financial support. A. Mama and the SLCD are acknowledged for their assistance regarding the research in the Bas Congo Province.

CHAPITRE III. INFLUENCE DES ACTIONS ANTHROPIQUES SUR LA DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DE L'OCCUPATION DU SOL DANS LA PROVINCE DU BAS-CONGO (RÉPUBLIQUE DÉMOCRATIQUE DU CONGO).

Ce chapitre analyse l'influence des actions anthropiques sur la dynamique de l'occupation du sol dans la province du Bas-Congo. L'étude a permis de montrer que la configuration et la composition de l'occupation du sol dans la zone d'étude ont changé entre 1960 et 2005 surtout du fait des activités humaines. La mauvaise pratique de l'agriculture itinérante sur brûlis a entraîné une modification du paysage favorisant l'avancé du processus de savanisation dans ce paysage initialement dominé par la forêt. Les hypothèses 1 et 2 ont été testées.

III.1 Référence

Bamba I., Mama A., Neuba D. F. R., Koffi K. J., Traore D., Visser M., Sinsin B., Lejoly J. & Bogaert J., 2008. Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas Congo (République Démocratique du Congo). *Sciences & Nature*, **5**: 49-60.

III.2 Résumé

Située à proximité de Kinshasa, la province du Bas-Congo (République Démocratique du Congo) est l'une des principales pourvoyeuses en produits vivriers de cette ville. Par conséquent, l'augmentation de la pression sur les ressources naturelles s'accroît. L'analyse diachronique du paysage peut servir à montrer l'effet des actions anthropiques sur l'occupation du sol de cette province. La présente étude a pour but la quantification de la dynamique paysagère dans une zone test de cette province entre 1960 et 2005. Elle a permis, grâce à la matrice de transition appuyée par le calcul d'indices de structure spatiale, de montrer que l'occupation du sol a profondément changé. La matrice du paysage, initialement constituée par les forêts secondaires (49,95 % du paysage), s'est dégradée au profit des savanes (qui ont conquis 14,23 % des forêts secondaires) et des jachères et champs (qui ont conquis 27,23 % des forêts secondaires). L'étude a ainsi révélé trois processus de transformation du paysage: la savanisation, la fragmentation de l'écosystème forestier et enfin une la formation de forêt dense (succession). Ces changements – excepté la succession – sont principalement dus à des perturbations anthropiques. La pression démographique et les pratiques agricoles non durables ont orienté la modification de l'occupation du sol. Les

écosystèmes forestiers sont substitués par des écosystèmes anthropisés menaçant alors la biodiversité de cette zone.

Mots clés: Dynamique paysagère, occupation du sol, pression anthropique, système agricole, Province du Congo central, biodiversité.

III.3 Abstract

Situated nearby Kinshasa, the Bas-Congo province (Democratic Republic of the Congo) is one of the principal providers of food products of this city. Consequently, an increased anthropogenic pressure on natural resources is observed. Analysis of the landscape dynamics can be used to demonstrate the impact of human activities on land cover in this province. The objective of this study is to quantify landscape dynamics between 1960 and 2005 in a test zone situated in the aforementioned province. Based on the interpretation of the transition matrix and on the calculation of spatial pattern metrics, a profound change of land cover has been shown. The landscape matrix, initially constituted by secondary forests (49.95% of the landscape), has been degraded and replaced by savannah vegetation (substitution of 14.23% of the secondary forests) and mosaics of fallow land and fields (substitution of 27.23% of the secondary forests). Three spatial processes of land transformation have been identified: creation of savannah, forest degradation or fragmentation, and formation of dense forest (succession). These changes – except succession – are mainly due to anthropogenic disturbance. Demographic pressure and unsustainable agricultural practices have contributed to the change of land cover. Forest ecosystems are substituted by anthropogenic ecosystems which indicates a threat to the biodiversity of this area.

Key words: Landscape dynamics, land cover, anthropogenic pressure, agricultural system, Central Congo Province, biodiversity.

III.4 Introduction

Les ressources naturelles subissent des pressions anthropiques croissantes qui entraînent des dysfonctionnements des écosystèmes terrestres et des pertes de biodiversité (Roche, 1998). Encore amplifiés par les modes et systèmes inappropriés d'exploitation des ressources disponibles, ces changements ont des répercussions directes sur l'occupation du sol et sur la configuration du paysage. Les processus naturels de succession des végétations sont alors

perturbés par l'activité anthropique à travers l'exploitation du bois d'œuvre et les diverses techniques culturelles, principalement l'agriculture itinérante (Vink, 1983).

Le paysage, espace géographique composé d'un ensemble d'écosystèmes en interaction, est dynamique (Bogaert & Mahamane, 2005). La compréhension de cette dynamique spatio-temporelle est cruciale en raison des interactions avec les activités humaines (Schlaepfer, 2002). La dynamique paysagère pourrait ainsi être mise en évidence et quantifiée par l'analyse de la composition et la configuration de ses éléments. La structure spatiale des écosystèmes paysagers peut donc contribuer à éclairer les processus écologiques qui s'y déroulent (Fortin, 2002). En effet, chaque système écologique est caractérisé par une interdépendance de trois éléments clés: sa structure spatiale, sa composition et son fonctionnement (Bogaert & Mahamane, 2005). De par cette relation, le paysage sera directement lié à la biodiversité et illustrera la confrontation qui existe entre la société et son milieu (Burel & Baudry, 2003).

En République Démocratique du Congo, environ 60 % de la population vit en milieu rural (FAO, 2001). Après Kinshasa (la capitale) et la province du Nord Kivu, le Bas-Congo (ex-Bas-Congo) est la troisième province la plus dense avec environ 52 habitants/km² inégalement répartie et concentrée dans les principales villes que sont Matadi et Boma (Tshibangu, 2001). Il a été observé une intensification de la pression anthropique sur les ressources naturelles ainsi qu'une surexploitation des sols due au déboisement systématique le long de grands axes routiers et à des mauvaises pratiques culturelles (Bizangi, 2004). De nombreuses études au niveau de la région ont montré un recul des forêts tropicales humides sans pour autant quantifier véritablement ce phénomène. Les travaux de Tshibangu (2001) basés sur une étude cartographique du déboisement entre 1960 et 1987 révélaient un fort recul forestier dans la zone de Kinshasa. De par la proximité (moins de 100 km), le Bas-Congo (ex-Bas-Congo) constitue la principale entité pourvoyeuse en produits vivriers de la capitale (Tshibangu, 2001). Par conséquent, la pression sur les ressources naturelles ne cesse de s'accroître. C'est pourquoi le suivi et la quantification de la dynamique de l'occupation du sol dans cette zone s'avèrent nécessaires pour attirer l'attention sur ces paysages fortement dépendants des pratiques culturelles ancestrales de la population.

Notre étude a pour but de montrer et de quantifier, à partir de données diachroniques (cartes d'occupation du sol géoréférencées de 1960 et de 2005) et des techniques de l'écologie du paysage, la dynamique dans le temps et dans l'espace de l'occupation du sol d'une zone test de la province du Bas-Congo.

III.5 Matériel et méthodes

III.5.1 Description de la zone d'étude

La zone étudiée est située dans la province du Bas-Congo en République Démocratique du Congo, entre 15°23' et 15°38' de longitude Est et entre 4°52' et 5°00' latitude Sud (Figure III. 1). Cette zone d'une superficie d'environ 410 km² est localisée à moins de 100 km de la grande métropole Kinshasa (15°24'E, 4°24'S) et à moins de 50 km de la route Nationale 1, la principale voie d'accès au port de Matadi (13°27'E, 5°50'S). Le climat est du type Aw₄ de Köppen avec une saison sèche marquée de juin à septembre, la température moyenne de 25°C et des précipitations moyennes annuelles variant entre 900 et 1500 mm. Le relief est très varié dominé par des plateaux avec une altitude maximale de 750 m. La végétation, est hétérogène. Elle est dominée par les formations végétales de type savanicole malgré un climat favorable aux formations forestières (Compère, 1960).

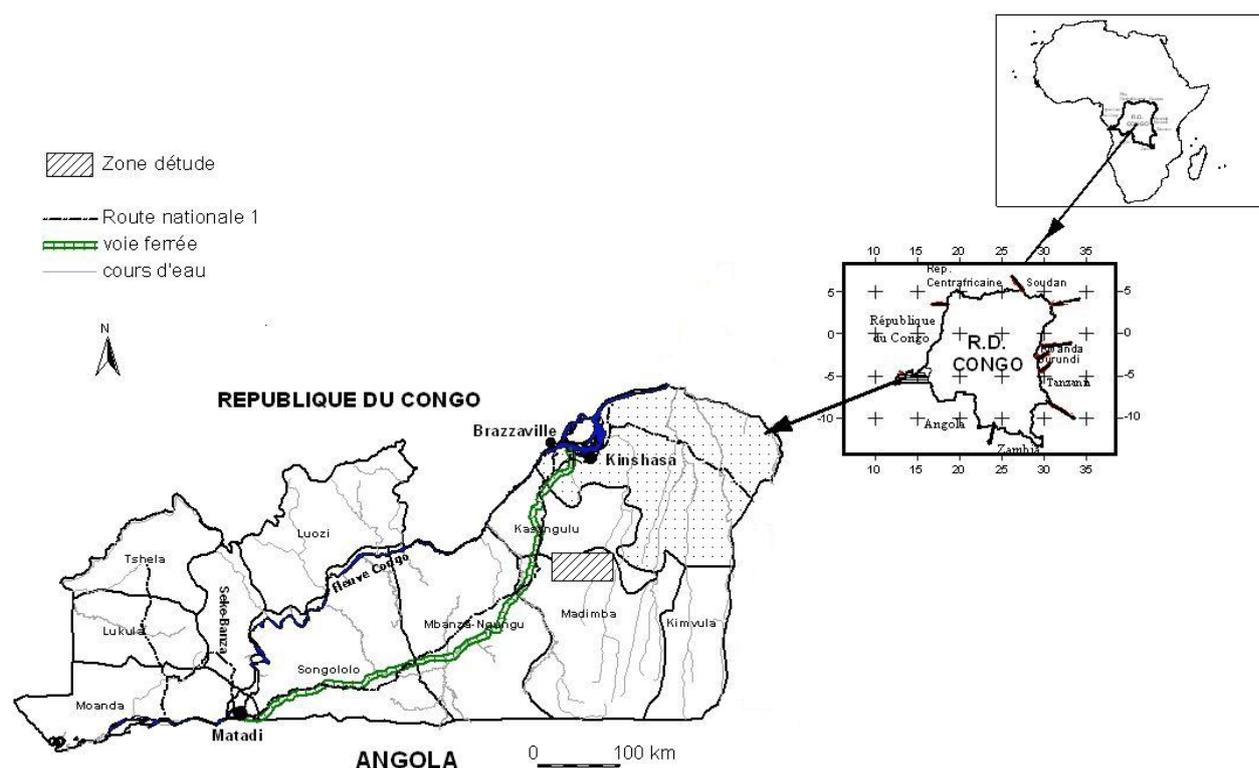


Figure III.1. Situation de la zone d'étude dans la province du Bas-Congo (République Démocratique du Congo). Source des données vectorielles: Université catholique de Louvain, Unité d'Environnement et de Géomatique.

III.5.2 Matériel

La dynamique du paysage peut être décrite par des changements dans le temps de sa composition et de sa structure spatiale. L'application des méthodes de l'écologie du paysage (calcul d'indices de structure spatiale) est basée sur la relation d'interdépendance entre les trois éléments clés de tout système écologique à savoir sa configuration spatiale, sa composition et son fonctionnement (Bogaert & Mahamane, 2005). Généralement, cela nécessite l'usage de données de télédétection (images satellitaires et photographies aériennes) et les cartes thématiques. Dans le cas présent, nous avons eu recours à deux cartes d'occupation du sol de la province du Bas-Congo. La première carte a été conçue par Compère (1970) à l'échelle de 1:250 000 par réduction de cartes minutes au 1:200 000 grâce à l'interprétation de photographies aériennes prises en 1959 et 1960 par l'Institut Géographique du Congo et complétée par des prospections de terrain. Elle présente dix classes d'occupation du sol (Tableau III.1). La seconde carte (Wolff, 2005) a été produite à l'échelle de 1:75 000 par le traitement d'images ASTER (du 18/07/2003) complétées par des levées de terrain en 2005. Cette carte présente quatre classes d'occupation du sol (Tableau III.1). Les logiciels de SIG et de traitements cartographiques utilisés sont : Arcview 3.3 ; Idrisi kilimandjaro.

III.5.3 Méthodes

La présente étude s'inscrit dans le cadre d'une caractérisation de la dynamique de l'occupation du sol entre 1960 et 2005 dans un paysage rural. Pour ce faire, les transformations d'occupation du sol opérés entre ces dates ont été quantifiées à l'aide de la matrice de transition et d'indices de structure spatiale afin d'évaluer l'influence des techniques culturales sur ce paysage.

III.5.3.1 Homogénéisation des légendes

Le traitement cartographique des données a été le premier volet de la méthodologie de notre étude. Il a consisté dans un premier temps à la digitalisation de la carte de 1960 (Compère, 1970) qui était en format papier contrairement à celle de 2005 (Wolff, 2005) qui était déjà en format numérique. La numérisation s'est faite avec le logiciel Arcview 3.3. Puis, il fallait homogénéiser les légendes. Cette homogénéisation a été indispensable car elle a permis de compenser les inégalités entre les classes des légendes en regroupant certaines classes (Ozenda, 1986). Ainsi, nous avons préalablement réduit la légende de la carte de Compère (1970) par fusion de certaines classes, afin d'avoir les mêmes quatre classes de la carte de

Wolff (2005) pour les deux cartes (Tableau III.1). Ensuite la technique du Minimum Mapping Unit (Saura, 2002) a permis de mettre la précision cartographique des deux cartes au même niveau. L'extension « Dissolve by area » du logiciel Arcview 3.3, a permis suivant cette méthode de fusionner les taches dans la carte de Wolff (2005) de sorte que la plus petite tache sur cette carte ait la même superficie que la plus petite tache repérée dans la carte de Compère (1970).

Tableau III.1. Correspondance des différentes classes entre les cartes de Wolff (2005) et Compère (1970).

Classes de Wolff (2005)	Classes de Compère (1970)
1. Savane	1. Savanes mésophiles sur sols lourds 2. Savanes xérophiles sur sols lourds 3. Savanes mésophiles sur sols légers 4. Steppes et savanes steppiques sur sols légers
2. Jachères et champs	5. Recrus et jachères forestières 6. Végétation nitrophile et postculturale
3. Forêt secondaire	7. Forêts guinéennes et périguinéennes secondarisées 8. Forêts de reconstitution et vieilles forêts secondaires
4. Forêt dense	9. Forêts denses humides semi-décidues subéquatoriales et guinéennes 10. Forêts denses humides subéquatoriales et périguinéennes

III.5.3.2 Matrice de transition de l'occupation du sol

Pour décrire les changements d'occupation du sol intervenus entre 1960 et 2005, la méthode de la matrice de transition a été utilisée. La matrice de transition entre deux états (t_0 et t_1) est obtenue à partir des valeurs données par les logiciels de SIG et traitées dans Excel. Ces valeurs proviennent de la superposition des deux cartes grâce à un logiciel de SIG (ici l'extension Geoprocessing Wizard de Arcview 3.3) en vue de détecter les changements opérés dans l'occupation du sol entre deux dates. Elle correspond à une matrice carrée décrivant de manière condensée, les changements d'état des éléments d'un système pendant une période donnée (Schlaepfer, 2002). Les cellules de la matrice contiennent la valeur d'une variable ayant passé d'une classe initiale i à une classe finale j pendant la période allant de t_0 à t_1 . Les

valeurs des colonnes et des lignes représentent des proportions des aires occupées par chaque classe d'occupation du sol au temps correspondant. Ainsi, les colonnes de la matrice indiquent les états d'occupations des sols en 2005 et les lignes correspondent aux états en 1960.

III.5.3.3 Calcul d'indices de structure spatiale

La suite de l'analyse a consisté au calcul d'un certain nombre d'indices de structure spatiale. Il est admis que le paysage est composé par trois types d'éléments : (1) les taches, entités élémentaires fonctionnelles d'une classe d'occupation du sol, (2) les corridors, éléments linéaires reliant les taches entre elles et (3) la matrice, l'élément englobant qui exerce le rôle dominant (Burel & Baudry, 2003). Ainsi, afin d'étudier les rapports entre la configuration du paysage et les processus écologiques, il est nécessaire de décrire ces structures en termes quantifiables. Ceci explique le développement d'une série d'indices «landscape metrics» (Hargis *et al.*, 1997). Ces mesures sont souvent un indicateur de l'impact humain sur la morphologie du paysage (Krummel *et al.*, 1987). Dans le cadre de cette étude, un certain nombre d'indices au niveau de chaque classe d'occupation du sol ont été calculés.

Premièrement, le **nombre de taches** appartenant à une classe donnée j (n_j) a été déterminé. Cet indice nous a renseigné sur la fragmentation d'une classe entre deux périodes. En effet, l'augmentation du nombre de taches d'une classe peut être due à la fragmentation de cette classe (Davidson, 1998).

L'**aire totale** (a_{ij}) occupée par la classe j (en km²) a été calculée suivant l'équation (III.1) où a_{ij} était l'aire de la i -ème tache de la classe j :

$$a_{ij} = \sum_{i=1}^{n_j} a_{ij} . \quad (\text{III.1})$$

La **dominance** $D_j(a)$ indiquant la proportion d'aire occupée par la tache dominante dans la classe j a aussi été prise en compte. Il s'agit de la part occupée dans l'aire totale (a_{ij}) par la plus grande tache de la classe j notée $a_{\max,j}$ (McGarigal & Marks, 1995):

$$D_j(a) = \frac{a_{\max,j}}{a_{ij}} \times 100 . \quad (\text{III.2})$$

$0 < D_j(a) \leq 100$. Plus la valeur de la dominance est grande, moins la classe est fragmentée. L'**aire moyenne** \bar{a}_j (la valeur moyenne de l'aire des taches de la classe j) a été calculée selon la formule suivante :

$$\bar{a}_j = \frac{a_{ij}}{n_j} . \quad (\text{III.3})$$

La **diversité des aires des taches** de la classe j , notée $H_j(a)$, a été calculée par l'indice de Shannon (Bogaert & Mahamane, 2005). L'indice de diversité de Shannon est donné par la formule (4) où \ln représente le logarithme népérien :

$$H_j(a) = \sum_{i=1}^{n_j} - \left(\frac{a_{ij}}{a_j} \ln \frac{a_{ij}}{a_j} \right) . \quad (\text{III.4})$$

Cet indice mesure la diversité relative des taches au niveau de la classe. La valeur de $H_j(a)$ va dépendre du nombre de taches présentes (n_j), de leurs proportions relatives ($\frac{a_{ij}}{a_j}$) et de la base du logarithme. Il est égal à 0 lorsque la classe n'est constituée que d'une seule tache et sa valeur va croître avec le nombre de taches et avec l'équitabilité entre les aires des taches de la classe (McGarigal & Marks, 1995).

L'**indice de forme** de la classe j (IF_j) a été donné par la formule (5) :

$$IF_j = \frac{P_{ij}^2}{a_j} ; \quad (\text{III.5})$$

où P_{ij} était le périmètre total de la classe j . L'indice des formes est basé sur un principe de rapport du périmètre sur l'aire. La forme est un élément difficile à quantifier et qui peut donner libre cours à différentes interprétations (Ducrot, 2005). Elle peut être liée à des degrés d'artificialisation et des pratiques culturelles (Krummel *et al.*, 1987). Par exemple, les terres agricoles sont très polygonales alors que les formations naturelles, telles les forêts ont souvent un contour plus complexe. Elle est également liée à l'hétérogénéité du paysage (Delcros, 1994). Plus les taches ont des formes allongées ou irrégulières, plus la valeur de l' IF_j sera élevée et cette valeur décroîtra à mesure que les formes deviennent circulaires (Bogaert *et al.*, 2000).

III.6 Résultats

III.6.1 Transformations de l'occupation du sol entre 1960 et 2005³

Le tableau III.2 donne les pourcentages de changements opérés entre les différentes classes d'occupation du sol entre 1960 et 2005 dans notre zone test. Pour rappel, la superficie de la zone étant d'environ 410 km², 1 % correspond alors à environ 4,1 km². On constate que le taux de savane dans le paysage est passé de 19,81 % en 1960 à 29,61 % en 2005. Le taux de jachères et champs est passé de 22,72 % en 1960 à 54,61 % en 2005 ; cette classe constitue la nouvelle matrice du paysage précédemment constituée par la classe forêt secondaire. La présence de cette dernière classe qui était de 49,95 % en 1960 est tombée à 5,67 % en 2005. Quant à la forêt dense, son occupation du paysage passe de 7,52 % en 1960 à 10,10 % en 2005. De façon générale, on constate que les taux d'occupation des classes savanes, Jachères et champs et forêt dense ont augmenté entre 1960 et 2005. Cette augmentation s'est principalement opérée au détriment de la forêt secondaire. Sur les 29,61 % du paysage occupés par la savane en 2005, 14,23 % étaient de la forêt secondaire en 1960. De même, on observe pour les jachères et champs, que jusqu'à 27,32 % sont issues de la forêt secondaire. Pour la classe forêt dense, 5,62 % proviennent de l'évolution de la forêt secondaire. La classe forêt secondaire constitue donc la principale pourvoyeuse en espace des autres classes. On a ainsi environ 41,55 % du paysage occupés par la forêt secondaire en 1960 qui s'est dégradé soit en savane, soit en jachères et champs. Le reste a évolué en forêt dense (5,62 %) ou est resté forêt secondaire (2,78 %).

Tableau III.2. Matrice de transition de l'occupation du sol (en pourcentage) entre 1960 et 2005.

1960 \ 2005	2005				Totaux
	Savane	Jachères et champs	Forêt secondaire	Forêt dense	
Savane	9,30	8,89	0,71	0,91	19,81
Jachères et champs	4,86	13,11	1,91	2,84	22,72
Forêt secondaire	14,23	27,32	2,78	5,62	49,95
Forêt dense	1,23	5,29	0,27	0,73	7,52
Totaux	29,62	54,61	5,67	10,10	100

En résumé, on observe trois grands processus qui se sont déroulés dans le paysage en 45 ans (Figures III.2, III.3 et III.4). Premièrement la savanisation, c'est-à-dire la création ou

³ L'évaluation des transformations a été faite via la technique de la matrice de transition que nous avons appliquée sur l'ensemble du paysage. Une alternative aurait été d'appliquer la matrice sur plusieurs échantillons de paysages afin d'y extraire les valeurs qui serviraient pour des statistiques et une meilleure compréhension de la transformation de ce paysage entre 1960 et 2005.

formation de savanes; elle s'est faite par le maintien des savanes préexistantes (9,30 %) et surtout par la disparition de la classe forêt secondaire (14,23 %). Deuxièmement la dégradation de l'écosystème forestier, surtout de la forêt secondaire (-22,63 %). Finalement la succession naturelle spontanée : c'est l'évolution normale vers un état climacique. Il s'agit de la restauration et formation de forêts (+1,85 %).

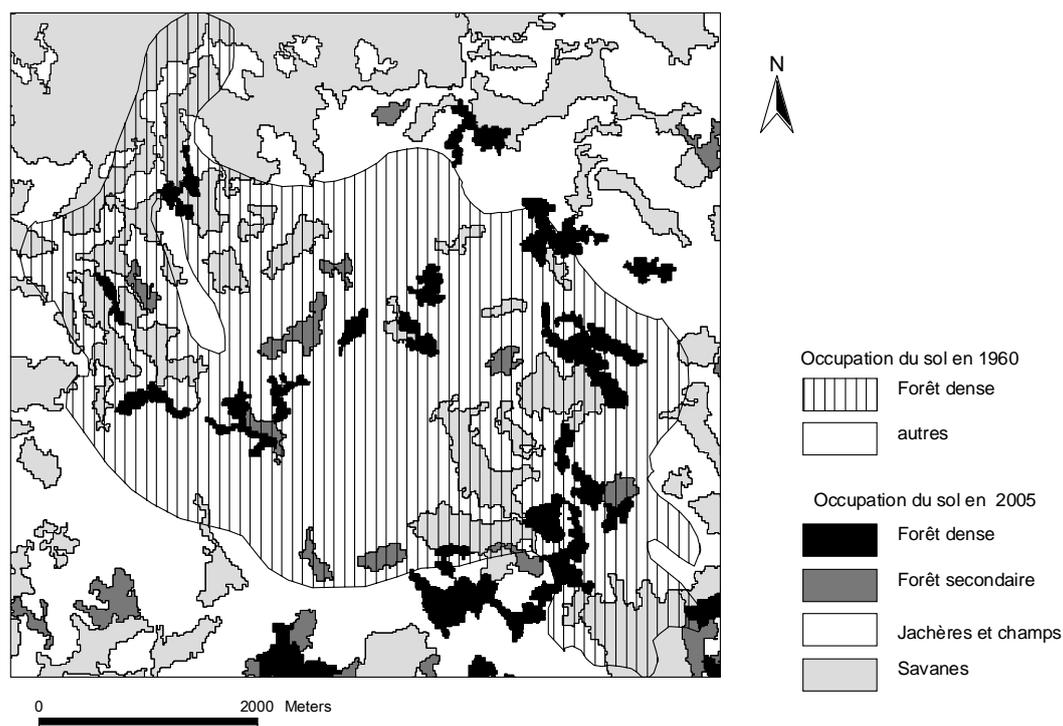


Figure III. 2. Illustration du processus de dégradation de la forêt dense.

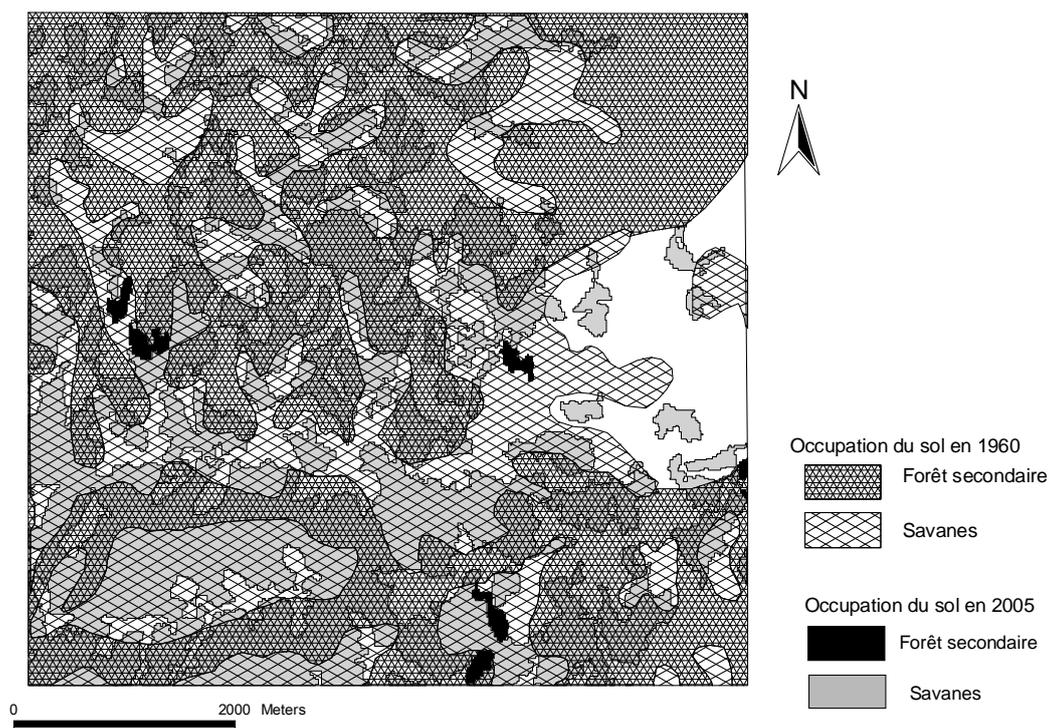


Figure III. 3. Illustration du processus de savanisation de la forêt secondaire.

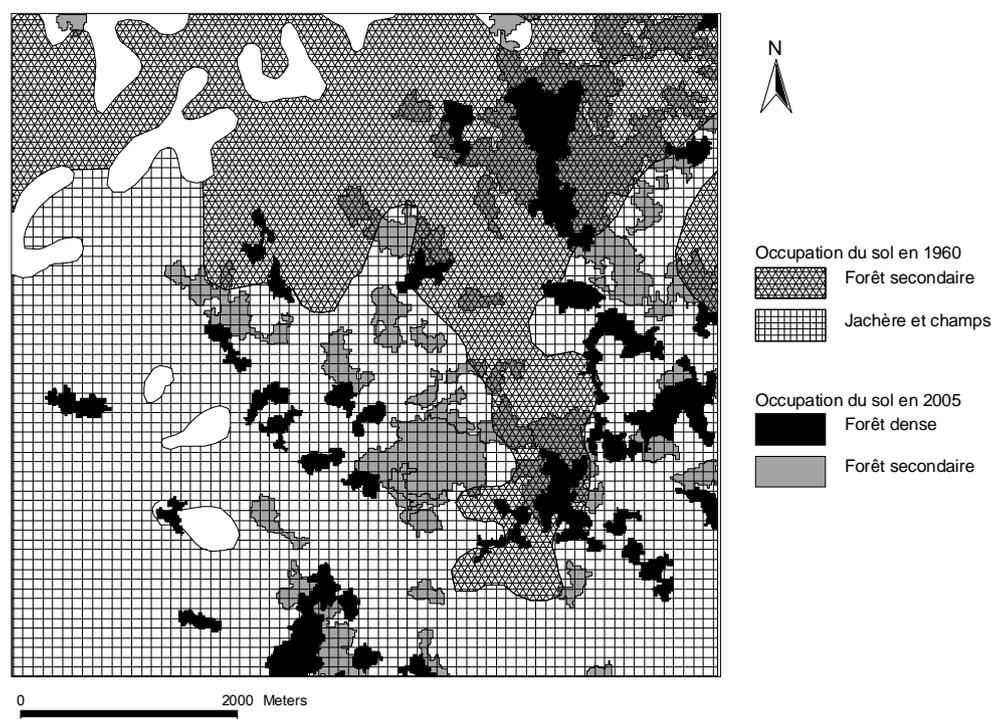


Figure III.4. Illustration du processus de succession écologique naturelle de jachères et champs et des forêts.

III.6.2 Analyse de la dynamique de la structure spatiale

Le tableau III.3 récapitule les différents indices de structure spatiale calculés dans chacune des quatre classes en 1960 et en 2005.

Tableau III.3. Indices de structures spatiales calculés en 1960 et 2005 pour chaque classe d'occupation du sol.

	n_j		$a_{ij} (km^2)$		$\bar{a}_j (km^2)$		$D_j (%)$		$H_j (a)$		\overline{IF}_j	
	1960	2005	1960	2005	1960	2005	1960	2005	1960	2005	1960	2005
Savanes	96	299	81,29	119,48	0,85	0,4	10,3	23,68	3,91	3,95	36,31	96,9
Jachères et champs	14	169	105,26	220,39	7,52	1,3	47,81	80,78	1,84	1,3	43,78	188,7
Forêt secondaire	2	212	201,93	22,86	100,96	0,11	99,69	10,95	0,02	4,71	821,9	74,91
Forêt dense	4	195	30,27	40,79	7,57	0,21	64,64	22,95	1,04	4,09	27,6	85,37

Ces indices ont permis de détecter les changements de la structure spatiale de notre paysage entre les deux dates. Le nombre de taches augmente entre 1960 et 2005 ; ceci indique une fragmentation avec un morcellement des taches initiales. Mais elle est de degrés variables. Pour la classe des savanes, le nombre de taches de 1960 a pratiquement triplé; pour les jachères et champs, il est multiplié par environ 10. En revanche, c'est dans les classes des forêts que la variation est la plus grande avec une multiplication par environ 50 et par environ 100 au niveau des forêts denses et secondaires respectivement. Cette tendance de fragmentation est confirmée par la diminution des aires moyennes dans l'ensemble des classes. En effet entre 1960 et 2005, pour les classes savane et jachères et champs, l'aire moyenne est respectivement divisée par environ 2 et par environ 5. Au niveau des classes des forêts (denses et secondaires), les valeurs des aires moyennes chutent considérablement. Dans la classe forêt secondaire, la valeur de cet indice est divisée par environ 1000 pendant que dans la classe forêt dense, cet indice de 1960 est divisé par environ 35 (Tableau III.3). Les valeurs de la dominance ($D_j (a)$) diminuent pour ces mêmes classes passant de 99,69 % à 10,95 % dans les forêts secondaires et de 64,64 % à 22,95 % pour les forêts denses font aussi constater que ce sont ces deux classes qui sont les plus fragmentées. En effet, cela signifie qu'en 45 ans, les taches qui dominaient ces classes par leurs tailles ont été morcelées environ 10 fois pour les forêts secondaires et environ 3 fois pour les forêts denses. En revanche, on note que la valeur de la dominance augmente pour les classes des savanes (10,30 % à 23,68 %) et aussi des jachères et champs (47,81 % à 80,78 %). Il y a donc eu formation ou

agrégation de taches dans ces deux classes. L'indice de Shannon nous renseigne sur l'homogénéité au sein des classes. Plus cet indice est élevé, plus il y a de taches et sa valeur décroît à mesure que les aires des taches sont disproportionnelles. On constate que c'est aussi au niveau des forêts (denses et secondaires) que la valeur de l'indice augmente (environ 200 fois au niveau des forêts secondaires et environ 4 fois pour les forêts denses) alors que dans les classes savanes et jachères et champs, elle reste plutôt constante. Cela confirme la tendance d'équitabilité entre les taches de forêts dans lesquelles beaucoup de petites taches ont remplacé les quelques grosses présentes en 1960 comme déjà montré par les valeurs de D_j (a). Un autre constat est l'évolution de l'indice des formes IF_j avec les classes. On constate que pour toutes les classes où le taux d'occupation du sol augmente, la valeur de l'indice de forme augmente. Au niveau de la savane cette valeur passe de 36,31 en 1960 à 96,94 en 2005, dans les jachères et champs elle est passée de 43,78 à 188,77 et représente la plus grande valeur des indices de formes des classes de 2005; quant à la forêt secondaire, elle voit la valeur de cet indice diminuer de 821,9 en 1960 à 74,91 en 2005.

III.7 Discussion

III.7.1 Influence des pratiques culturelles sur les processus d'évolution du paysage

Dans le processus de succession spontanée de la végétation, la phase forêt secondaire occupe une position centrale (Figure III.5). Ce sont en effet, les forêts secondaires qui reconstitueront la forêt dense. Elles constituent le passage obligé vers l'état climacique dans un écosystème forestier (OIBT, 2002). La baisse de leur taux est un signe de perturbation pour la restauration de l'écosystème. Cette situation est due à une pratique non durable du système agraire, elle-même provoquée dans le cas de notre zone d'étude par une pression démographique de plus en plus croissante et par la réduction des temps de jachères (Whitmore, 2005). En effet, l'effectif de la population de cette région est passé de 1992845 habitants en 1984 à 2835000 habitants en 1998 (Tshibangu, 2001). De plus, l'agriculture traditionnelle, dans la plupart des régions d'Afrique, est la culture itinérante. Cependant, à partir du moment où la densité de population atteint et dépasse certaines limites critiques, la période de jachère se raccourcit, et la végétation se dégrade, souvent irréversiblement (Kio, 1984). Cette agriculture itinérante sur brûlis serait responsable pour 70 % de la déforestation en Afrique (Tshibangu, 2001). C'est exactement ce qui se passe dans la province du Bas-Congo. Les systèmes traditionnels basés sur la régénération naturelle ne fonctionnent plus comme jadis. En 45 ans, la matrice du paysage est passée de forêt secondaire aux jachères et champs. Ce constat confirme les études

de Tshibangu (2001) menée dans la zone de Kinshasa. Il a observé entre 1960 et 1987, une régression du couvert forestier et une progression de la zone urbaine (jachère et champs) et de la savane. Les savanes brûlées puis laissées pour compte se maintiennent dans les mêmes endroits tout en augmentant leur surface suite à la dégradation de certaines jachères. Selon Duvigneaud (1949), le climax de cette région est forestier. Les déboisements considérables, suivis d'une savanisation qui aurait tendance à se stabiliser sous l'action des feux, seraient responsables de la transformation du paysage ligneux primitif en paysage herbeux anthropogène. Quant à l'augmentation du taux de forêt dense⁴, contraire aux résultats de Tshibangu (2001), elle pourrait être liée à la composition de la classe « forêt ». En effet, pour son étude, sous l'appellation « forêt », il a combiné ce que nous avons dénommé « forêt dense » et « forêt secondaire ». L'augmentation du taux de forêt dense est une bonne chose pour la conservation ; même si ces forêts nouvellement formées sont plutôt constituées de fragments isolés et de petites tailles, caractérisés par un effet de lisière considérable (Bogaert *et al.*, 2000).

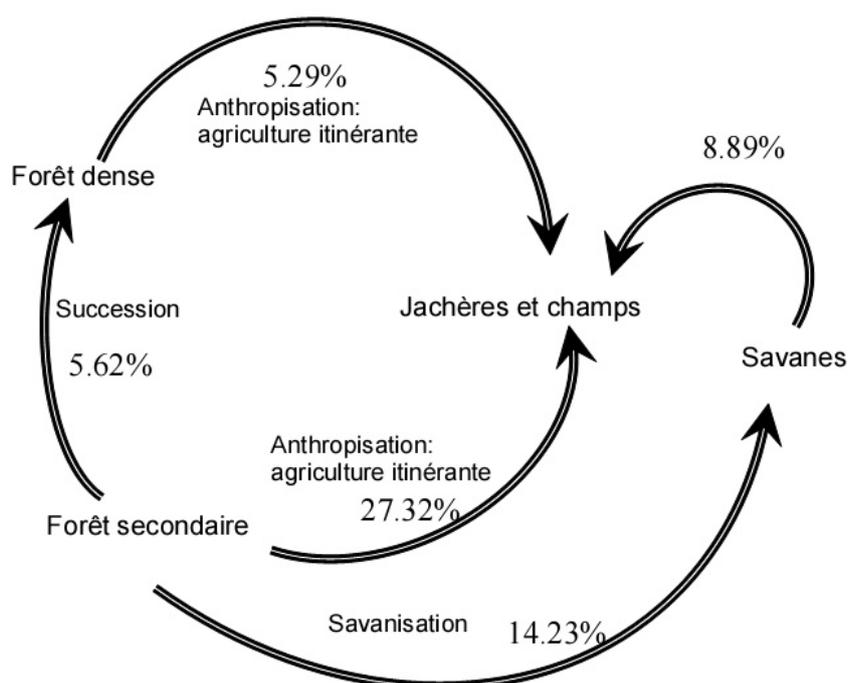


Figure III. 5. Principaux taux de transformations opérés dans les classes d'occupations du sol entre 1960 et 2005.

⁴ Le taux élevé de succession (passage de Forêt secondaire à la Forêt dense) pourrait aussi être lié à un artéfact au niveau des données cartographiques utilisées pour cette étude.

III.7.2 Correspondance entre les changements détectés par les cartes et les indices de structure spatiale

Le calcul des indices de structure spatiale a permis de mettre en évidence la configuration spatiale des taches des classes dans le paysage. L'analyse cartographique, grâce à la matrice de transition, nous a révélé trois processus qui se sont déroulés entre 1960 et 2005. Premièrement, la savanisation matérialisée par l'augmentation de l'aire totale des savanes et la formation de nouvelles savanes dans le paysage, ensuite la dégradation de l'écosystème forestier et enfin une faible tendance d'évolution écologique vers un état climacique (formation de forêts denses). Les indices de structure spatiale ont aussi révélé un certain nombre de transformations spatiales opérées dans notre paysage en 45 ans. Mais on constate que pour l'ensemble des indices calculés, les processus de transformation sont beaucoup plus amplifiés dans les classes des forêts denses et secondaires que dans les classes des savanes et des jachères et champs. En plus, les trois processus révélés par la cartographie sont confirmés par les indices de structure spatiale. La dégradation de l'écosystème forestier est matérialisée par une fragmentation plus forte au niveau de ces classes. Cela est illustré par une forte augmentation du nombre de taches pour les forêts secondaires et forêts denses ainsi que par une diminution aussi forte de l'aire moyenne des taches. Quant à l'indice de dominance, pendant qu'elle s'accroît dans les classes savanes et jachères et champs, elle décroît dans les deux classes forestières. Aussi, la savanisation est matérialisée par l'augmentation de l'aire totale des savanes, l'augmentation de la dominance de la tache la plus grande de cette classe et la constance de l'hétérogénéité (indice de Shannon). La question fondamentale que l'on pourrait se poser est de savoir si les résultats obtenus dans le calcul des indices n'ont pas été influencés par les niveaux de génération cartographique. Il est bien connu que la complexité de la structure des données complique l'analyse et empêche souvent la combinaison de cartes de sources différentes (Bogaert & Mahamane, 2005). Les échelles initiales des deux cartes utilisées étant différentes, les niveaux de détails seront aussi différents. Cela pourrait avoir une répercussion sur les indices spatiaux calculés. D'où la nécessité d'atténuer au préalable ces différences par l'utilisation de techniques comme celle du Minimum Mapping Unit (Saura, 2002). Cet effet de la cartographie serait beaucoup plus marqué dans le calcul du nombre de taches, le périmètre et les indices qui utilisent ces valeurs, comme l'indice des formes (Farina, 1998). En effet les données matricielles sont exprimées par des pixels alors que les données vectorielles utilisent des points, lignes ou polygones pour les représentations cartographiques. C'est donc logique que les pixels de par leur résolution influenceront les

formes des objets pendant la classification (McGarigal & Marks, 1995). Mais, cela ne saurait expliquer les amplitudes très variables observées entre les différentes classes ni au niveau des aires moyennes \bar{a}_j ni au niveau des dominances $D_j(a)$. En effet, nous avons constaté que sur une même carte, les plus grands taux de variation de la quasi-totalité des indices sont observés spécifiquement au niveau des forêts comparativement à la savane et aux jachères et champs. Les amplitudes de la dynamique spatiale sont plus fortes dans les classes des forêts. En plus, les tendances observées entre les deux groupes de classes (groupe des forêts et le groupe des savanes, jachères et champs) évoluent en sens opposé. En définitive, les résultats obtenus reflètent la réalité de la tendance de la dynamique du paysage dans cette zone du Bas-Congo. Sinon on aurait dû avoir les mêmes proportions de variations et taux de changements au niveau des indices pour toutes les classes d'une même carte.

III.8 Conclusions

La présente étude a permis grâce à la matrice de transition appuyée par le calcul d'indices de structure spatiale, de quantifier les changements opérés dans un paysage rural situé dans la province du Bas-Congo en République Démocratique du Congo. Trois grandes transformations y ont été identifiées, à savoir la dégradation de l'écosystème forestier, la savanisation et une faible tendance de succession écologique végétale naturelle. Ces changements sont principalement dus à des perturbations d'origine anthropique. En effet, la pression démographique et les pratiques agricoles non durables ont contribué à la modification de l'occupation du sol. La configuration spatiale du paysage a profondément changé en 45 ans. La matrice du paysage est passée de forêt secondaire aux jachères et champs. Plus de 41 % du paysage constitué par la forêt secondaire en 1960 s'est transformé, soit en jachères et champs, soit en savanes. Cela constitue une inquiétude pour la restauration de l'écosystème où la forêt secondaire occupe une place centrale. Pour donc contribuer à conserver la biodiversité via l'habitat, une sensibilisation des populations s'impose. D'abord pour la création et le développement de forêts secondaires villageoises, gage de la gestion durable des ressources naturelles et dans lesquelles les populations pourront tirer des produits forestiers pour leurs besoins usuels. Ensuite par l'amélioration du système agraire archaïque très «dévoreur et gaspilleur des terres» au profit d'un système d'agroforesterie ou encore de l'assolement, procédure de culture intensive et plus économique du point de vue de la superficie (Tshibangu, 2001).

III.9 Remerciements

Les auteurs remercient le gouvernement et surtout le contribuable de la Côte d'Ivoire pour nous avoir octroyé la bourse nécessaire à cette étude et les personnes ci-après citées : Wolff E. et Career A. (IGEAT, Université libre de Bruxelles), Lavreau J. (Muséum Royal d'Afrique Centrale), Vancutsem C. et Defourny P. (Université Catholique de Louvain), Potvliege C. et Bauwens D. (Service Laïque de Coopération au Développement).

CHAPITRE IV. INFLUENCE DE LA DENSITE DE LA POPULATION SUR LA STRUCTURE SPATIALE D'UN PAYSAGE FORESTIER DANS LE BASSIN DU CONGO EN REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE DU CONGO.

En zone tropicale, les activités anthropiques sont liées à la présence humaine. Ainsi, les densités de la population pourraient avoir une influence sur la superficie couverte par la forêt et sa dégradation. C'est ce que nous avons étudié dans cet article afin de tester hypothèse 3.

IV.1 Référence

Bamba I., Barima Y.S.S & Bogaert J., 2010. Influence de la densité de la population sur la structure spatiale d'un paysage forestier dans le Bassin du Congo en République Démocratique du Congo. *Tropical Conservation Science*, **3**: 43-56 (modifié).

IV.2 Résumé

La fragmentation des habitats forestiers, induisant une réduction de l'aire totale et une augmentation du nombre de taches forestières constitue l'une des menaces majeures pour le maintien de la biodiversité. La présente étude menée dans la province orientale de la République Démocratique du Congo s'articule autour de l'hypothèse selon laquelle, dans les zones forestières, la variation de la densité de la population entraîne un changement de la structure du paysage. Nous avons déterminé la classe forestière à partir de la classification d'une image de type Landsat ETM+ datant de 2001. Après avoir subdivisé la zone en cellules de 10 km x 10 km, quatre indices de structures spatiales quantifiant la fragmentation de la forêt (classe forêt) ont été calculés : le nombre d'îlots de forêt (taches de forêt), la proportion de couverture forestière, la dominance de la plus grande tache et la dimension fractale. La densité de la population dans chaque cellule a été obtenue à partir des données de l'UNEP de l'année 2000. Les résultats ont montré l'existence de corrélations hautement significatives entre la densité de la population et les indices de fragmentation confirmant ainsi l'impact de la pression de la densité de la population riveraine sur la dégradation de l'écosystème naturel matérialisée par la fragmentation forestière.

Mots clés : fragmentation, biodiversité, structures spatiales, densité de la population

IV.3 Abstract

Habitat fragmentation reduces total forest area and increases of the number of forest patches; it constitutes one of the major threats for biodiversity. The hypothesis according to which, in forest zone, the change in population density leads a change of landscape structure was verified by means of a study area situated in the Oriental Province of the Democratic Republic of the Congo. We determined forest cover using a classified Landsat ETM+ scene of 2001. After subdivision of the study area in 266 grid cells of 10 km x 10 km, four landscape metrics quantifying the degree of forest fragmentation were calculated: the number of forest patches, the total proportion covered by forest, the index of the largest patch, and the fractal dimension. Population density for each grid cell was based on 2000 UNEP data. Highly significant correlations between population density and the aforementioned fragmentation metrics were observed, which confirms the influence of population density on the degradation of natural ecosystems, evidenced by the appearance of isolated forest patches in the landscape.

Key words: fragmentation, biodiversity, landscape spatial pattern, population density

IV.4 Introduction

La fragmentation et la perte d'habitats qui résulte de cette transformation du paysage sont une des menaces majeures pesant actuellement sur la diversité biologique (Henle *et al.*, 2004). Elles modifient profondément la configuration du paysage. C'est le milieu forestier qui est considéré comme l'habitat le plus touché par la fragmentation (Pereboom, 2006). Ainsi, si l'on s'intéresse à la sauvegarde des espèces qui dépendent de cette forme d'habitat, la fragmentation du couvert forestier est la principale variable à considérer (Williams, 2000).

Le bassin du Congo contient le deuxième plus grand massif forestier tropical mondial (Mayaux *et al.*, 2003). Malgré son importance dans les stratégies d'atténuation des changements climatiques par l'absorption des gaz à effets de serre, ce massif, situé en plein cœur de la forêt équatoriale, fait toutefois face à de multiples menaces (Nshimba, 2008). Les pressions démographiques, l'agriculture, les activités minières, l'urbanisation et la déforestation sont autant de facteurs qui pèsent sur sa conservation et sur celle de toute la biodiversité qu'il abrite (PFBC, 2006). Selon Williams (2000), en zone tropicale, la superficie couverte par la forêt et sa dégradation sont en étroite corrélation avec les densités de la population. Au niveau régional, en Afrique centrale, Bogaert *et al.* (2008) montrent qu'il

existe une causalité négative entre la pression démographique et la couverture forestière. D'autres travaux ont montré que la densité de la population doit plutôt être considérée comme une cause sous-jacente de modification du paysage forestier en zone tropicale (Geist & Lambin, 2001) car les causes seraient essentiellement économiques et guidées par les opportunités politiques et socio-économiques des pays (Hecht, 1985).

Dans la présente étude, nous voulons vérifier l'hypothèse selon laquelle dans les zones forestières, la variation de la densité de la population entraîne un changement de la structure du paysage forestier.

L'étude a été réalisée dans la province orientale de la République Démocratique du Congo, située dans la forêt équatoriale du bassin du Congo. Le but est de déterminer les relations entre la variation de la densité de la population et la fragmentation de la forêt sur base d'indices utilisés pour caractériser la fragmentation. Pour la forêt (classe forêt), la fragmentation sera quantifiée par le nombre d'îlots (taches), l'aire totale, la dimension fractale et la dominance de la plus grande tache.

IV.5 Données et méthodologie

IV.5.1 Présentation de la zone d'étude et cartographie

La zone d'étude se situe dans la province Orientale de la République Démocratique du Congo (Figure IV.1). La végétation dominante est la forêt dense humide qui correspond au « closed evergreen lowland forest » (Bartholomé, 2002). Du fait de la densité croissante de la population et des activités anthropiques, ces forêts subissent des pressions d'ordre divers : agriculture, chasse et récolte, bois de chauffe, charbon de bois entre autres (Figure IV.2).

La détermination de la classe forêt a été réalisée à partir de la classification d'une image de type Landsat ETM+ (Path : 176 ; Row : 060), de 185 km × 185 km d'étendue, 30 m de résolution et datant du 03 mars 2001. Le point central de cette image a pour coordonnées 0°0'N et 25°0'E et contient dans sa partie nord, la ville de Kisangani (0°31'N et 25°11'E) qui est la troisième ville économique de la République Démocratique du Congo et la capitale de la province orientale (Figure IV.1). Cette zone d'étude est la plus densément peuplée de toute la province du fait de la proximité de cette ville qui est la principale agglomération (682 600 habitants en 2004) de la région avec de nombreuses infrastructures socio-économiques telles qu'un aéroport international, un port sur le fleuve Congo.

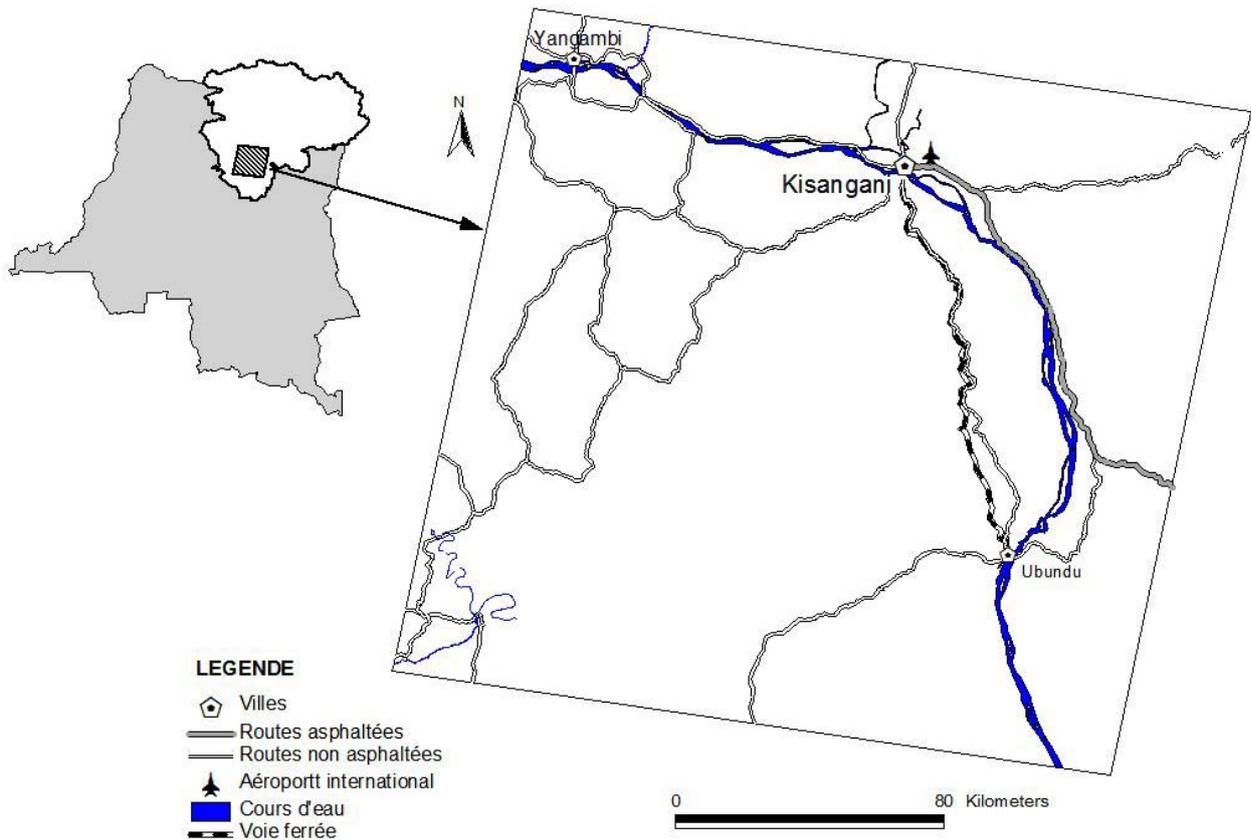


Figure IV.1. Situation de la scène dans la Province orientale en République Démocratique du Congo.



Figure IV.2. Illustration de l'anthropisation du milieu forestier en République Démocratique du Congo : culture de manioc à l'intérieur de la forêt (à gauche) ; jachère dans la forêt (à droite) ; la présence d'arbres morts sur pieds traduit le passage du feu dans ce milieu (agriculture itinérante sur brûlis ou feu de forêt). Photo : BAMBA Issouf

La classification, d'abord non supervisée a été effectuée par le module ISOCLUST du logiciel Idrisi 3.2 avec les bandes 4, 3 et 2. Ces bandes désignent respectivement les longueurs d'onde du proche infrarouge (0,75-0,90 micromètres), du rouge (0,63-0,69 micromètres) et du vert 0,52-0,60 micromètres). Six classes ont été obtenues. Ensuite la validation de la définition des

classes a été faite grâce à la comparaison avec la carte de l'occupation du sol de la République Démocratique du Congo produite à l'échelle 1:2 500 000 par le Musée Royal d'Afrique Centrale (Laghmouth & Hardy, 2008)⁵. Pour les besoins de l'étude, trois classes d'occupation du sol ont finalement été définies: la classe eau qui représente les cours d'eau, la classe forêt représentant la forêt dense humide et la troisième classe regroupant l'ensemble des autres types d'occupation du sol (sol nu, zone agricole et infrastructure, forêt dégradée, végétation aquatique).

La scène a ensuite été subdivisée comme l'ont fait Sader *et al.* (1994), en cellules de 10 km x 10 km afin d'analyser la structure du paysage de la zone d'étude, soit un total de 266 cellules pour l'ensemble de la zone d'étude.

IV.5.2 Densité de la population

Les densités de la population dans chacune des cellules ont été déterminées à partir de la carte de la densité de la population de l'Afrique de l'année 2000 de 2.5 km de résolution publiée par l'United Nations Environment Programme (UNEP, 2004)⁶. Les valeurs de la densité ont été extraites pour chaque cellule dans ArcGis 9.2. Pour cette étude, ont été retenues les cellules dans lesquelles la densité de la population est inférieure ou égale 100 habitants par km² soit 246 cellules représentant plus de 91 % de l'ensemble. Les 20 cellules restantes sont situées dans la zone urbaine de Kisangani (la superficie de cette ville est de 1910 km²). Ce choix a été fait afin d'éviter de biaiser les résultats par l'influence de cette zone urbaine où il n'existe plus de contact direct avec la forêt du fait de l'urbanisation. A l'aide de la fonction « Interpolate » du logiciel ArcGis 9.2, une interpolation a été effectuée à partir de la valeur de la densité de la population dans les cellules. L'interpolation a permis d'obtenir un champ de valeurs continues de densité de la population dans toute la zone d'étude à partir des valeurs ponctuelles mesurées dans chaque cellule (Joly *et al.*, 2008).

⁵ Cette carte a été utilisée pour la validation de la carte car elle aussi é été conçue à partir des données de télédétection de Africover de 2001 et mise à jour par les vérités de terrain récentes.

⁶ Même si des doutes subsistent sur la fiabilité de ces données qui, il faut le dire ne proviennent pas de pays eux-mêmes mais plutôt des estimations à partir de données de recensements de la population dans les pays, cette base de données a été soutenue par le Programme des Nations Unies pour l'environnement / Base de données sur les ressources mondiales (PNUE / GRID) à Sioux Falls et le Centre d' Information du Réseau international des sciences de la Terre (CIESIN) à New York, Columbia University. De ce fait, elles ont une caution internationale qui permet leur utilisation dans les études.

IV.5.3 Indices de structure spatiale

La caractérisation de la structure paysagère a été faite par le calcul d'indices dans chacune des cellules. Il existe un nombre important d'indices que l'on pourrait utiliser pour décrire et quantifier la structure du paysage (Davidson, 1998 ; Bogaert, 2003). Dans le cas de cette étude, nous en avons choisi quatre permettant aussi de quantifier la fragmentation forestière.

Premièrement, le nombre de taches (n) appartenant à la classe forêt a été déterminé.

Ensuite, l'aire totale (a_t) occupée par la classe forêt a été calculée dans chaque cellule. La surface totale d'une cellule étant de 100 km², nous avons décidé de l'exprimer en pourcentage (%).

Puis, la dominance $D(a)$ qui indique la proportion d'aire occupée dans l'aire totale (a_t) par la plus grande tache de la classe forêt, notée a_{\max} (McGarigal & Marks, 1995) :

$$D(a) = \frac{a_{\max}}{a_t} \times 100 ; \quad (\text{IV.1})$$

avec $0 < D(a) \leq 100$. Plus la valeur de la dominance est grande, moins la classe est fragmentée.

Enfin la dimension fractale Df de la classe forêt dense a été utilisée. Cet indice est considéré comme une mesure du degré d'anthropisation des taches dans une classe du paysage (Krummel *et al.*, 1987). En effet, les objets naturels sont caractérisés par des formes complexes avec une valeur de dimension fractale élevée ($Df \approx 2$) tandis que les objets modelés par l'homme ont des formes caractéristiques régulières (carré, rectangle...) et une valeur de dimension fractale faible ($Df \approx 1$) (Krummel *et al.*, 1987). Mesure de complexité du paysage, la dimension fractale permet de quantifier le degré d'irrégularité et de fragmentation d'un objet (Mandelbrot, 1983). Elle est déterminée par la relation qui existe entre le périmètre et l'aire de l'ensemble des taches de la classe (Mandelbrot, 1983 ; Halley *et al.*, 2004):

$$p_i = k \cdot a_i^{Df/2} ; \quad (\text{IV.2})$$

où k est le facteur de graduation aussi appelé « préfacteur » (Halley *et al.*, 2004) défini comme constante et reflétant les formes des taches (Imre, 2006), a_i et p_i sont respectivement l'aire et le périmètre de la i -ème tache de la classe forêt dense et Df est la dimension fractale de cette classe. La reformulation de l'équation (IV.2) en utilisant une transformation logarithmique (Burel & Baudry, 2003) donne :

$$\log p_i = \log k + (Df / 2) \cdot \log a_i . \quad (IV.3)$$

Dans la pratique, la régression linéaire entre les aires ($\log a_i$) et les périmètres ($\log p_i$) de l'ensemble des taches de la classe permet d'obtenir la dimension fractale par la détermination de la pente (Imre & Bogaert, 2004). La dimension fractale de la classe équivaut ainsi au double de la pente de cette droite de régression.

L'effet de la densité de la population sur la structure spatiale de la forêt a été étudié via l'analyse des relations et l'ajustement de modèles entre la densité de la population et les différents indices calculés pour la classe forêt dense (nombre de taches n , l'aire totale a_t , la dominance de la grande tache $D(a)$ et la Dimension fractale Df). Les courbes de tendance ont été tracées dans Excel dans lequel le programme calcule en permanence l'ajustement du nuage de points par la méthode des moindres carrés. Le choix d'un modèle a été fait suivant la disposition du nuage de points et surtout la valeur du coefficient de détermination (R^2). Ce coefficient a été utilisé pour mesurer la qualité de l'ajustement des estimations de l'équation de régression (Rambaud, 2007). Il permet d'avoir une idée globale de l'ajustement du modèle et s'interprète comme la part de la variance de l'indice en question expliquée par la variation de la densité de la population. Il varie entre 0 et 1 et s'exprime souvent en pourcentage. L'ajustement sera d'autant meilleur que R^2 est proche de 1 ou 100 %.

Pour établir ces relations, à chaque valeur de la densité d_j allant de 0 à 100 habitants/km², il a été attribuée une valeur unique de l'indice considéré (Ind) pour les x cellules ayant la même densité d_j et obtenue suivant (IV.4) :

$$Ind = \frac{1}{x} \sum_{i=1}^x Ind_i ; \quad (IV.4)$$

où Ind_i est la valeur de l'indice calculée dans la grille i de densité de population d_j .

Les valeurs moyennes des indices ont été retenues afin de présenter la tendance générale de l'effet de la densité de la population sur la structure de la classe forêt. Procédant ainsi, c'est l'ensemble des cellules de la grille qui a été pris en considération. En plus, dans la pratique, certaines valeurs de densité de la population avaient des fréquences très élevées tandis que d'autres n'étaient présentes que dans très peu de cellules. La moyenne a donc été utilisée pour donner le même poids aux valeurs de l'indice à partir de nombreuses observations. Ainsi, l'utilisation de la moyenne a permis à chaque groupe de cellules ayant la même densité de population d'être représenté par une seule valeur de l'indice pris en compte.

IV.6 Résultats

IV.6.1 Cartographie

Les résultats de la classification (Figure IV.3) montre que la scène d'étude se situe en zone forestière. Il n'existe pratiquement plus de forêt dans la proximité de la ville de Kisangani et dans la partie ouest de la scène.

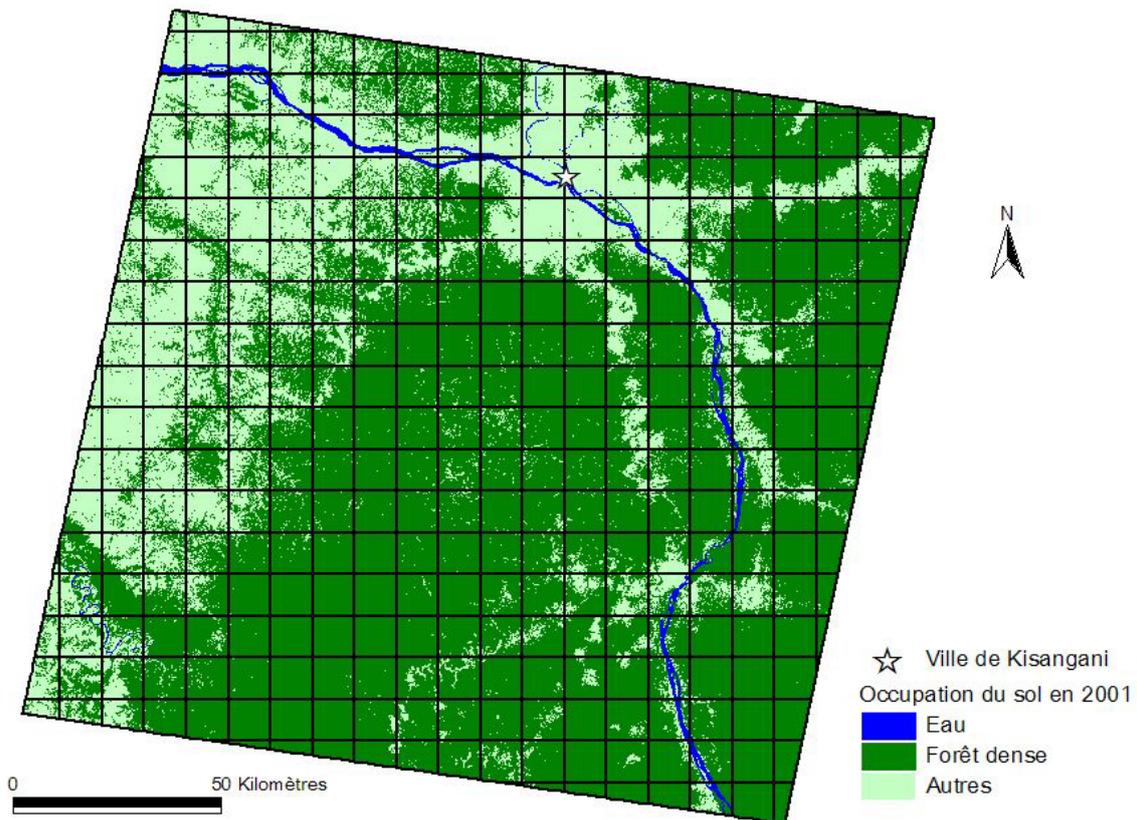


Figure IV.3. Carte de l'occupation du sol et du maillage de la zone d'étude en cellules de dimension 10 x 10 km. La forêt dense est plus fortement présente dans la partie est de la zone d'étude qu'à l'ouest. Cette différence de distribution spatiale est liée à la présence d'un réseau routier plus dense à l'ouest de la zone d'étude.

Cette prédominance de la classe forêt dense dans le paysage est confirmée par la table IV.1 ; plus des deux tiers du paysage (68 %) est occupée par cette classe.

Table IV.1. Proportion des classes d'occupation du sol dans le paysage complet de la scène. La forêt dense reste encore dominante dans le paysage.

Occupation du sol	Surface (km ²)	Proportion (%)
Eau	537,33	1,57
Forêt dense	23255,89	67,95
Autres	10431,78	30,48

La forêt est plus dominante dans la partie Est de la zone d'étude qu'à l'Ouest où on note la présence d'un réseau routier plus ou moins dense (Figure IV.1). La répartition de la densité de la population dans la scène (Figure IV.4) montre que les plus grandes valeurs de la densité de la population sont surtout observées autour de la ville de Kisangani avec plus de 100 habitants au km².

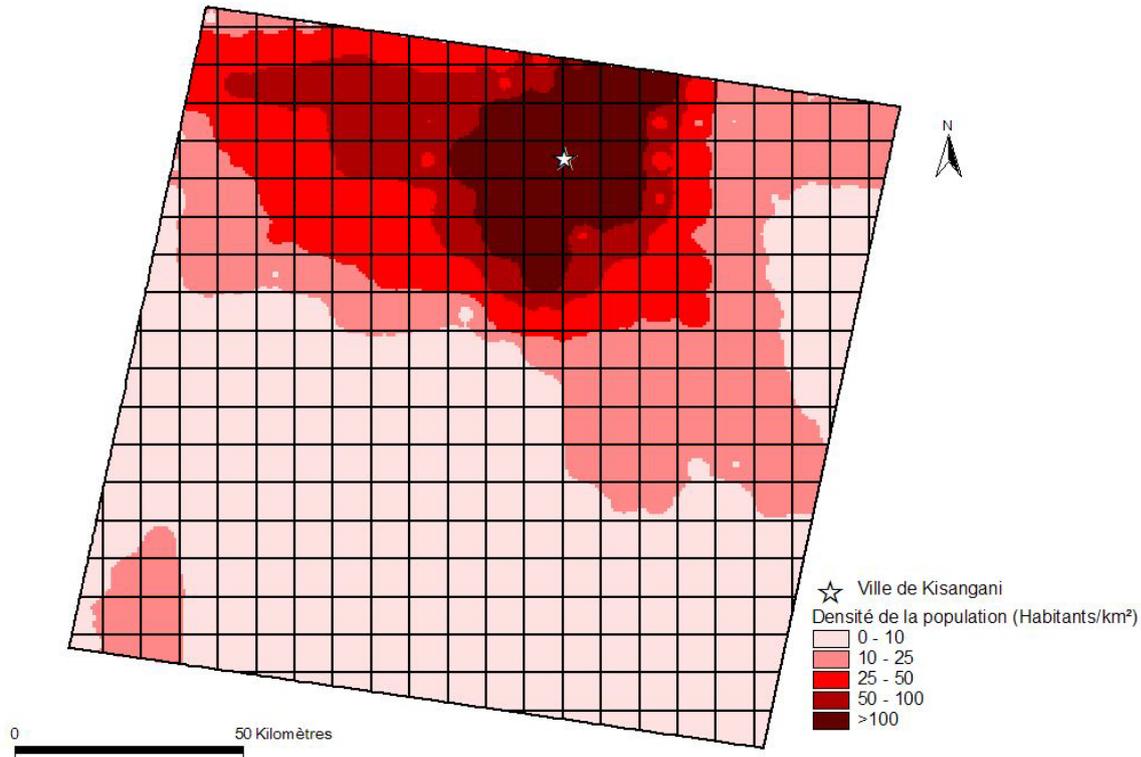


Figure IV.4. Carte de la densité de la population en habitants par km² (habitants/km²) obtenue par interpolation des valeurs de densité de la population dans chaque cellule de 10 km × 10 km. Le gradient concentrique de la densité de la population décroît à mesure que l'on s'éloigne de la grande ville de Kisangani. Les cellules exclues de l'analyse sont situées autour de la ville de Kisangani et représentées par la couleur la plus foncée, avec la densité supérieure à 100 habitants/km².

IV.6.2 Effet de la densité de la population sur la structure spatiale de la forêt

Les variations des indices de structure spatiale de la forêt en fonction de la densité de la population sont illustrées par des courbes de tendance (Figure IV. 5). En fonction de la qualité de l'ajustement donnée par la valeur du coefficient de détermination R², trois modèles de régression ont été retenus: le modèle linéaire (Dimension fractale, aire totale), le modèle parabolique (nombre de taches) et le modèle polynomial (Dominance). Toutes les relations de cette figure sont hautement significatives ($p < 0,01$).

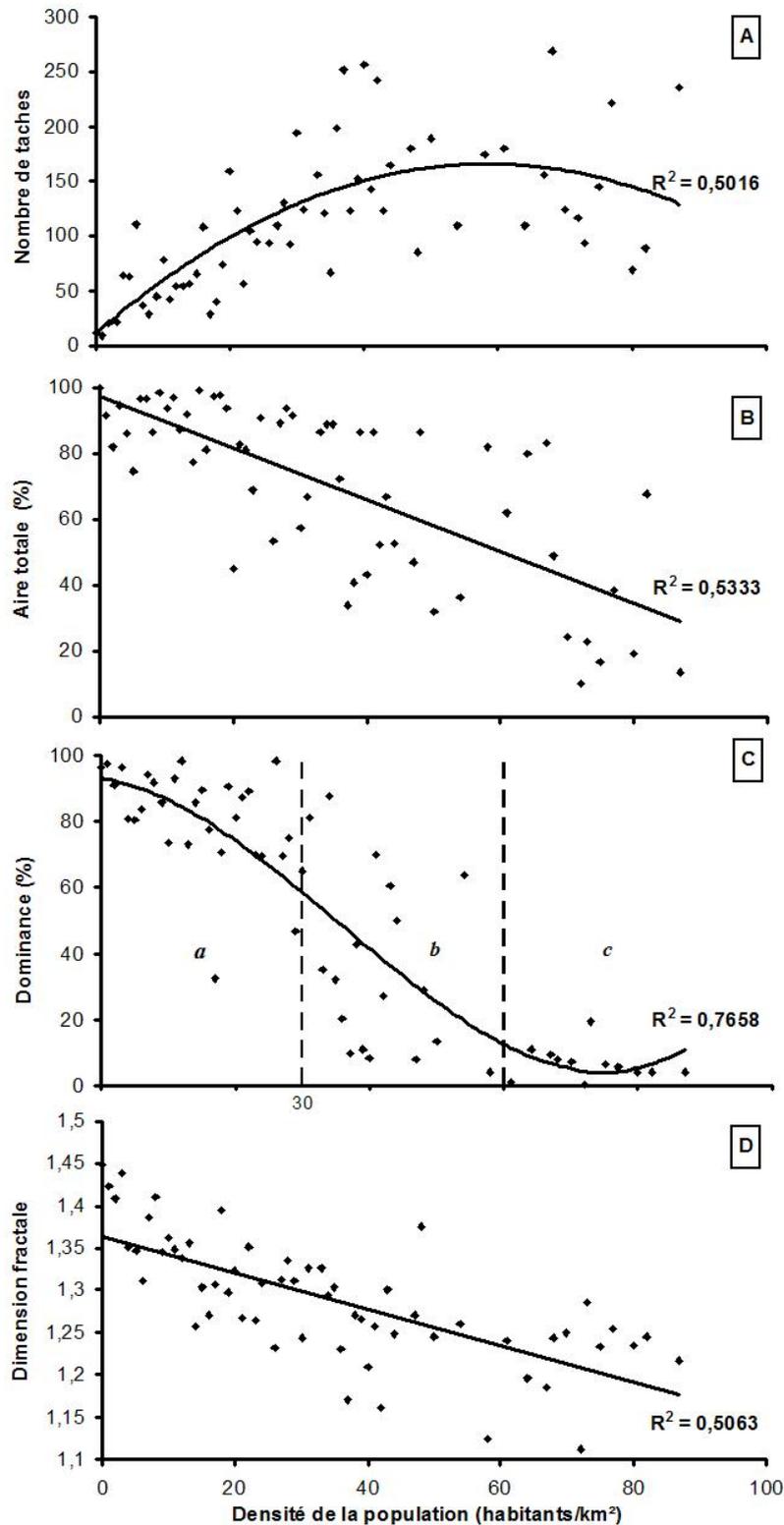


Figure IV. 5. Relations entre la densité de la population et les indices de structure spatiale. Le choix de la courbe de tendance expliquant le mieux ces relations s'est fait selon la valeur la plus élevée du coefficient de détermination R^2 et aussi la disposition du nuage de points. La légère remontée observée au niveau de la partie c de la courbe C (Dominance) est une conséquence du modèle mathématique utilisée pour le tracé de cette courbe. Sinon dans la réalité, au delà de 60 habitants/km², les points exprimant la dominance de la plus grande tache se stabilisent autour de 7%.

IV.6.2.1 Nombre de taches des classes

La figure IV.5A montre l'existence d'une relation de type parabolique entre le nombre de taches dans les cellules et la densité de la population. Le coefficient de détermination ($R^2 = 0,50$) indique que la densité de la population explique 50 % des variations du nombre de taches dans le paysage. La courbe parabolique de la régression illustre une augmentation du nombre de taches de forêt à mesure que la valeur de la densité croît et cela jusqu'à un certain seuil (environ 60 habitants/km²). Au-delà de cette valeur, le nombre de taches commence à diminuer.

IV.6.2.2 Aire totale occupée dans les paysages

La figure IV.5B montre que les proportions occupées dans le paysage par la forêt dense évoluent suivant une corrélation linéaire négative avec la densité de la population. En effet, plus la densité de la population est élevée, plus l'aire occupée par la forêt dense dans le paysage diminue. Cette régression est exprimée par un coefficient de détermination de plus de 0,53 démontrant que, la densité de la population explique à plus de 53 % la variation de l'aire occupée par la classe forêt dans le paysage.

IV.6.2.2 Dominance de la plus grande tache

La dominance de la plus grande tache et la densité de la population sont inversement liées suivant une régression polynomiale d'ordre 3 (Figure IV.5C). Ce modèle a présenté le coefficient de détermination le plus élevé ($R^2=0,76$) contrairement à un modèle linéaire ou polynomial. Trois groupes de valeurs de la dominance en fonction de la densité de la population peuvent être décelés. Pour une densité de la population inférieure à 30 habitants au km² (Figure IV.5Ca), les valeurs de dominances sont concentrées entre 70 % et 100 %, avec une valeur moyenne de la dominance dans cette classe qui est de $86,2 \pm 15,12$. Entre 30 et 60 habitants au km² (Figure IV.5Cb), les valeurs sont dispatchées entre 75 % et 5 % pour une moyenne de $36,43 \% \pm 26,65$. Enfin, au delà de 60 habitants au km² (Figure IV.5Cc)⁷, elles

⁷ A partir de 30 habitants/km², l'effet de la population commence à influencer la structure du paysage. Au delà de 60 habitants/km², la configuration du paysage change carrement. Ces seuils de densité concordent avec les résultats publiés par Doungias (2000) qui indiquaient que le seuil de densité admis pour un maintien stable de l'agriculture itinérante sur brûlis était de 30 habitants/km² contre 20 habitants/km² pour Jouve (2004)

restent plus ou moins constantes autour de la dominance moyenne de $7 \% \pm 6,05$. Aux faibles densités de la population, la classe forestière reste donc dominante dans le paysage. Plus les valeurs de la densité sont élevées, plus cette dominance diminue jusqu'à se stabiliser à une très faible valeur. Lorsque la densité de la population continue de s'accroître, la grande amplitude observée entre les tailles des grandes taches et les autres taches diminue, occasionnant plus d'équité entre les taches dans le paysage.

IV.6.2.3 Dimension fractale

Les valeurs de la Dimension fractale de la classe forestière dans les cellules sont comprises entre 1,5 et 1,1 (Figure IV.5D). Les valeurs les plus élevées de cet indice correspondent à des densités de population faibles. Ces deux variables sont inversement corrélées avec un coefficient de détermination $R^2=0,51$. Plus la densité de la population atteint des valeurs élevées, plus faible devient la valeur de la dimension fractale ; l'effet de l'anthropisation du paysage devient alors plus manifeste. Les grandes taches forestières avec une valeur de dimension fractale plus élevée due à leurs formes naturelles plus complexes sont remplacées par de petites taches aux formes de plus en plus régulières et donc à valeur de Dimension fractale plus faible.

Le calcul des corrélations linéaires entre ces indices pris deux à deux a révélé que tous les quatre indices sont corrélés entre eux. Ces corrélations hautement significatives ($p < 0,01$) ont des coefficients de détermination (R^2) supérieurs à 0,31. Le nombre de taches est inversement corrélé aux autres indices que sont l'aire totale de la classe, la dominance de la plus grande tache et aussi la dimension fractale de la classe.

IV.7 Discussion

IV.7.1 Approche méthodologique

La présente étude a permis de montrer l'influence de la densité de la population sur la structure paysagère en zone forestière congolaise. Pour mieux comprendre les processus de changement de la couverture végétale, nous avons considéré la densité de population comme le principal facteur potentiellement responsable de ce changement. Le choix de la densité de la population n'est pas fortuit. En effet, il est admis que l'augmentation ou la diminution de la densité de la population dans une zone donnée a un impact sur l'environnement immédiat

(Lambin *et al.*, 2001). D'autres études sur les facteurs influençant la vulnérabilité des forêts du Bassin du Congo ont également identifié la densité de la population comme une variable importante à considérer (Zhang *et al.*, 2006).

Le choix d'un système de maillage dans de telles études n'est pas nouveau. Les cellules permettent de subdiviser la zone en plusieurs échantillons afin de générer une base de données de proximité qui relate au mieux les informations sur la zone d'étude. Cette approche de maillage avec des cellules de dimension 10 km x 10 km a aussi été utilisée par Laporte *et al.* (2007) pour créer une carte nationale de déforestation en République Démocratique du Congo par le calcul de la probabilité de déboisement. Mais cette méthode est limitée par la forte proportion d'autocorrélation spatiale qui pourrait exister entre les cellules voisines. En effet, dans cette étude, une même contrée de superficie supérieure à 100 km² a été subdivisée en plusieurs cellules avec des densités de population identiques. Il est alors évident que la valeur de la densité dans une cellule quelconque puisse exercer une influence sur les autres cellules proches ou même à quelque distance à cause de l'autocorrélation spatiale (Elie & Legendre, 2009 ; McIntire & Fajardo, 2009 ; Barima, 2009). C'est aussi pour atténuer cet effet d'autocorrélation spatiale entre les cellules que la moyenne des indices a été attribuée à chaque valeur de densité de population entre 0 et 100 habitants par km².

IV.7.2 Choix de la zone d'étude

Située dans la proximité du bassin du Congo, la zone d'étude est soumise à la pression exercée par la population en croissance permanente, sur la ressource forestière (Bogaert *et al.*, 2008). La proximité de Kisangani, troisième ville économique de la République Démocratique du Congo, à travers son pouvoir attractif de grand centre urbain, influence cette densité. L'impact de l'homme sur les paysages devient alors détectable (Shapiro, 1995). En effet, la dégradation forestière est surtout remarquable le long des grandes voies de communication (fleuves, routes, pistes) ainsi qu'autour des agglomérations (FAO, 2004 ; August *et al.*, 2002). Dans le cas de cette étude, les plus faibles proportions de forêt dense sont localisées autour de Kisangani ainsi que dans la partie ouest de la zone d'étude (Figure IV.3). Cette partie (ouest) dispose d'un réseau routier, constitué de routes non asphaltées et de pistes reliées directement ou indirectement aux villes de Yangambi et de Kisangani (Figure IV.1). En outre, la figure IV.4 indique clairement que les plus fortes densités de la population sont observées dans cette même partie, surtout autour de la ville de Kisangani, pôle économique de la province. Dans la zone d'étude, la pression démographique s'exerce à partir

d'un noyau qu'est la métropole de Kisangani. On assiste au modèle de dynamique paysager défini par Forman (1995) comme le modèle nucléaire avec pour centre de pression, la ville de Kisangani. Suite à la croissance démographique et aux faibles possibilités de diversification économique, la population exerce des activités diverses indispensables à sa subsistance et cela, au détriment des ressources environnantes dont la forêt. En effet, les forêts sont converties progressivement en terres agricoles, en plantations, en routes ou alors modifiées par l'exploitation du bois d'œuvre, du bois de chauffe, du charbon de bois, suite à la pratique de l'agriculture itinérante sur brûlis et/ou d'autres activités d'extraction (Clark & Sunderland, 1999). La pression démographique croissante exercée sur les ressources naturelles, en bouleversant l'équilibre délicat entre les méthodes de production traditionnelles et les ressources naturelles disponibles cause la dégradation du couvert forestier (August *et al.*, 2002 ; Laporte *et al.*, 2007 ; Bamba *et al.*, 2008).

IV.7.3 Choix des indices de fragmentation

De nombreux indices ont été proposés pour quantifier et mesurer la structure paysagère (e.g., FRAGSTATS, Bogaert (2003); McGarigal & Marks (1995)). Dans la présente étude, nous avons utilisé des indices découlant directement de la définition de la fragmentation. En écologie du paysage en particulier et en écologie de façon générale, la fragmentation forestière est devenue un thème de recherche très important pour la conservation (Haila, 2002). Elle entraîne une réduction de l'aire totale et une augmentation du nombre de taches (Davidson, 1998). Ce morcellement ou la diminution de la taille des taches conduit vers de petites taches de tailles similaires dans le paysage. Ce sont donc ces variables que nous avons mesurées et analysées. Et pour montrer l'effet anthropique, la dimension fractale a été utilisée car avec l'intervention de l'homme, les formes des taches deviennent plus régulières et cela est quantifié par des valeurs de la dimension fractale plus faibles. L'existence de corrélation entre ces indices, même si elle indique une redondance de l'information (Bogaert, 2003), constitue un argument pour mettre en évidence le fait que les observations ne sont pas dues au hasard. En effet, la fragmentation est donc un processus bien précis qui implique plusieurs paramètres et variables à considérer ensemble et ce sont ces paramètres qui s'accompagnent pour aboutir à la fragmentation comme résultat.

IV.7.4 Effet de la densité de la population sur la structure paysagère

Cette étude a montré que la densité de la population a une influence sur la structure du paysage forestier. En effet, la variation de la densité de la population entraîne aussi une variation des indices de structures spatiales. Aux valeurs de plus en plus élevées de la densité de la population sont associées, l'accroissement du nombre de taches, la réduction de l'aire totale, la diminution de la dominance au niveau des taches et la réduction de la dimension fractale (Figure IV.5). La fragmentation est aussi caractérisée par le même sens de variation de ces quatre indices. Concernant le nombre de taches dans la classe forestière, il augmente jusqu'à une valeur seuil de la densité de la population avant de diminuer. Cela indique pour cette classe, qu'il y a d'abord le morcellement des taches existantes puis l'amorce de la réduction de la surface des taches de la classe jusqu'à leur disparition progressive. Ce constat est confirmé par la diminution de l'aire totale de la classe. La courbe de tendance de la dominance, bien que décroissante avec les valeurs élevées de la densité de la population présente deux paliers (Figure IV.5Ca et c). Cela peut s'expliquer par le fait qu'à faible densité, l'influence de la population n'est pas significative sur les grandes taches qui de ce fait continuent d'être dominantes dans le paysage. Mais lorsque la densité devient plus forte, ces taches deviennent des cibles privilégiées (Wickham *et al.*, 1999). Leurs tailles diminuent jusqu'à l'obtention d'un certain équilibre en taille entre toutes les taches, matérialisé par le deuxième palier observé dans la Figure IV.5Cc. La dimension fractale tendant vers la valeur 1 montre bien une influence anthropique manifeste sur la classe forestière à mesure que la densité de la population prend de grandes valeurs. Il a été montré par O'Neill *et al.*, (1988) que, plus la pression humaine sur la forêt est forte, plus faibles seront les valeurs de la dimension fractale. En effet, les taches de forêts avec des formes initialement complexes, sont remplacées par d'autres de formes plus régulières illustrant l'effet anthropique.

L'existence de seuils de densité impliquant des changements de la structure spatiale du paysage est une information intéressante dans cette étude. Aussi bien pour le nombre de taches (n) que la dominance de la plus grande tache ($D(a)$), le sommet de leur relation avec la densité de la population dans la zone d'étude est atteint pour 60 habitants par km² (Figure IV.5A et Figure IV.5C). Ces deux indices (n et $D(a)$) apportent une information complémentaire dans les relations entre la densité de la population et la structure spatiale. Avec le coefficient de détermination le plus élevé ($R^2=0,76$), la dominance de la plus grande tache pourrait être considérée comme l'indice qui exprime au mieux le phénomène de la fragmentation dans cette région.

Les résultats obtenus à partir de la variation de ces indices en fonction de la densité de la population montrent qu'il existe dans la zone d'étude, une relation significative entre la densité de la population et les indices de structures spatiales utilisés aussi pour quantifier la fragmentation. Ces relations indiquent que la densité de la population, en modifiant la structure du paysage de cette zone, favorise le processus de fragmentation de la forêt et cela se fait via les activités humaines. Ces résultats rejoignent ceux de August *et al.* (2002) qui ont montré qu'à mesure que la population augmente, les besoins en alimentation, en espace, en production de bois d'exportation ou de chauffage augmentent, engendrant une incidence directe sur le paysage forestier. Ce constat confirme notre hypothèse et rejoint les conclusions de Williams (2000) et Bogaert *et al.* (2008) selon laquelle la densité de la population favorise la dégradation et la diminution de la superficie forestière en zone tropicale.

IV.8 Implication pour la conservation

La zone d'étude se situe dans la grande forêt équatoriale de la partie congolaise du bassin du Congo qui, en outre, constitue après l'Amazonie, le deuxième plus grand massif forestier au monde. Cependant, à l'instar de la plupart de forêts d'Afrique tropicale, les forêts du bassin du Congo sont en train de subir des processus de dégradation ou de déforestation plus ou moins sévères (Mayaux *et al.*, 2003) entraînant des impacts notables sur les écosystèmes et les modes de vie des populations locales. Il y a certes, de plus en plus un consensus en ce qui concerne la nécessité d'assurer la conservation de ces forêts, mais celle-ci dépend en premier lieu de l'analyse précise et approfondie des éléments qui sont à la base de ces processus de dégradation et/ou de déforestation.

La présente étude montre qu'il existe une relation très significative entre la densité de la population et la fragmentation forestière. Bien que cette relation ne veuille pas forcément dire que la densité de la population soit la seule cause de la fragmentation des forêts tropicales, elle permet de retenir cette variable (densité de la population) comme un paramètre à considérer dans l'étude de la fragmentation forestière. Selon le PNUD (2009), entre 1984 et 2005, la population de la province orientale essentiellement agricole a augmenté de 51 %. Dans la ville de Kisangani, pour la même période, le nombre d'habitants a plus que doublé. La situation socio-économique révèle une paupérisation croissante de cette population suite à la destruction du tissu économique et la réduction de la main-d'œuvre subséquente à la fermeture ou à la délocalisation des quelques industries locales du fait de l'instabilité liée aux

guerres et pillages. Ce qui a occasionné la reconversion d'une grande frange de la population à l'agriculture et principalement l'agriculture itinérante sur brûlis (Figure IV.2).

Cette technique ancienne, si elle ne se fait pas selon les normes ancestrales des populations locales est fortement consommatrice de terre et est tributaire de la forêt entraînant son anthropisation. La conséquence de cette anthropisation du paysage est la diminution de la proportion de l'habitat forestier environnant. Ces modifications agissent aussi sur l'humanité toute entière car la perte de la forêt réduit son pouvoir de séquestration du carbone et favorise ainsi le réchauffement climatique global et perte de biodiversité (PFBC, 2006). En effet, la densité de la population entraîne indirectement via les activités humaines, la modification de la configuration du paysage forestier, facilitant ainsi différents processus de transformation spatiale de ce paysage. Ces processus aboutissent à la dégradation et la réduction du couvert forestier. Cette analyse est donc un argument supplémentaire qui permettra aux décideurs d'aborder la conservation des forêts du bassin du Congo à travers des mesures appropriées et durables qui tiennent compte de l'amélioration du niveau de vie et de revenu de la population rurale.

Le débat sur les causes de la fragmentation et ses conséquences continuera à faire son chemin dans le monde scientifique. A travers cette étude nous avons apporté notre contribution à cette problématique qui est considérée comme l'une des principales menaces planant sur la biodiversité mais surtout sur l'habitat forestier et son importance dans la lutte contre le réchauffement climatique. Cette étude a été réalisée dans la province orientale de la République Démocratique du Congo. La zone d'étude est située dans le bassin du Congo, en forêt équatoriale et dans la proximité de la ville Kisangani. Elle nous a permis grâce aux indices utilisés pour caractériser la fragmentation, de montrer que l'augmentation de la densité de la population provoque la fragmentation dans cette zone forestière. En effet, l'augmentation de la densité de la population entraîne une modification de la structure spatiale du paysage par l'augmentation du nombre de taches, le fractionnement des grandes taches, la réduction de la proportion occupée par la classe forestière dans le paysage. Cet impact anthropique est également illustré par des valeurs de la dimension fractale avoisinant 1, indiquant que les formes des taches constituant la classe forêt deviennent de moins en moins complexes. Dans la zone d'étude, le seuil maximum critique de l'effet de la densité de la population sur la classe forestière dans la zone d'étude est atteint pour une densité de 60 habitants par km².

A l'instar de la province orientale de la République Démocratique du Congo, la population de la zone d'étude est essentiellement rurale (Nshimba, 2008). Pour assurer sa subsistance et faire face aux besoins en alimentation et en bois de chauffe des villes en expansion démographique, cette population pauvre exerce de pressions plus accrues sur les ressources forestières. Cette étude remet en selle l'épineuse problématique de gestion des ressources naturelles face à l'expansion démographique. Cette gestion ne peut être durable qu'à condition de prendre en compte dans les programmes de développement, l'amélioration du niveau de vie et de revenu de la population rurale (BAD, 2002).

IV.9 Remerciements

Les auteurs remercient le gouvernement de Côte d'Ivoire pour les bourses doctorales octroyées à I. Bamba et S. Barima et le programme Glovis pour l'image satellite.

CHAPITRE V. EFFETS DES ROUTES ET DES VILLES SUR LES FORETS DENSES DANS LA PROVINCE ORIENTALE DE LA REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE DU CONGO.

L'anthropisation du paysage matérialisée par la réalisation d'ouvrages et d'infrastructures pourraient aussi provoquer des modifications dans le paysage naturel forestier. Cette étude a été menée en vue de mettre en évidence les effets des routes et des villes sur les forêts denses dans la zone forestière qu'est la province orientale de la République Démocratique du Congo. Elle a permis de tester l'hypothèse 3.

V.1 Référence

Bamba I., Yedmel M.S & Bogaert J. (2010). Effets des routes et des villes sur les forêts denses dans la province orientale de la République Démocratique du Congo. *European Journal of Scientific Research*, **43**: 417-429.

V.2 Résumé

La déforestation est l'une des graves menaces pesant sur l'écosystème forestier dans les zones tropicales. Les causes sont généralement liées directement ou indirectement aux activités anthropiques. La présente étude menée dans la Province Orientale de la République Démocratique du Congo examine l'hypothèse selon laquelle la proximité des routes et des villes accentue l'influence des activités humaines occasionnant la perte d'habitat forestier en zone tropicale. La détermination des classes forestières a été réalisée à partir de la classification de deux images de type Landsat (TM du 14 Février 1986 et ETM+ du 03 mars 2001). Deux villes d'importances administrative et économique et de densité de population différentes ont été retenues pour mesurer leur impact sur les forêts à différentes distances dans un rayon de 50 km. L'influence de la route sur la perte de la couverture forestière a été mise en évidence par leur distance à 1, 2,5, 5, 7,5, 10 et plus de 10 km de la route ainsi que la comparaison des surfaces déforestées à 5, entre 5 et 10 km et à plus de 10 km de la route. Les résultats ont montré l'existence de relations hautement significatives entre la réduction de l'habitat forestier et la présence ou la proximité des routes et des villes. Le réseau routier de même que les villes ont un effet négatif sur l'habitat forestier par la réduction de la proportion forestière à leur périphérie. Dans la zone d'étude, l'ouverture des routes et pistes engendrée par l'exploitation forestière en facilitant l'accès des populations locales ou exogènes aux massifs forestiers accentue la diminution de la superficie de ces massifs. Cet effet est perceptible jusqu'à 5 km des routes. Les routes sont généralement l'œuvre des sociétés

d'exploitation forestière, leurs effets peuvent être réduits si les autorités accentuent le contrôle pour le respect des conventions avec ces sociétés car associées aux agglomérations, les dégâts qu'elles provoquent sont le résultat d'un manque de planification et du non respect des lois en vigueur. Les résultats ont en outre montré que les villes constituent des noyaux de dégradation à partir desquels l'activité humaine se diffuse de façon linéaire à proximité des voies de communications. Il y a ainsi deux modèles de séquence paysager qui s'imbriquent : le modèle nucléaire qui a pour source les villes et le modèle de corridor occasionné par la colonisation linéaire des routes par la population.

Mots clés : Déforestation, villes, routes, anthropisation, Province orientale, République Démocratique du Congo.

V.3 Abstract

Deforestation is one of the serious threats to forest ecosystems in the tropics. The causes are usually related directly or indirectly to human activity. The hypothesis according to which, proximity to roads and cities increases the influence of human activities causing habitat loss in tropical forest was verified by means of a study area situated in the Oriental Province of the democratic Republic of Congo. We determined forest cover using two classified Landsat scenes (TM of February 14, 1986 and ETM + of 03 March 2001). Two cities were selected for measuring their impact on forests at different distances within a radius of 50 km. The influence of road on the loss of forest cover has been highlighted by their distance to 1, 2.5, 5, 7.5, 10 and over 10 km of the road. We compare also the deforested areas to 5 km, between 5 and 10 km and over 10 km of the road. Highly significant relationships between the reduction of forest habitat and the presence or proximity of roads and towns were observed. The road network as well as the cities has a negative effect on the forest habitat by reducing of its proportion. In the study area, open roads and trails caused by logging in facilitating access of local people to forests exogenous accentuates the decrease in the size of these clumps. This effect is visible up to 5 km of roads. The roads are generally open by logging companies. Their effects can be reduced if the authorities are stepping control for compliance agreements with such companies. As related to settlements, the damage they cause is the result of a lack of planning and non-compliance with laws. The results also showed that cities are the cores of degradation from which human activity is diffused linearly near communication lines. There are thus two models of sequence interlocking landscape: the nuclear model that is the source and model cities corridor caused by colonization linear routes by the population.

Key words: Deforestation, towns, roads, anthropization, Oriental province, Democratic Republic of Congo.

V.4 Introduction

L'un des effets immédiats de l'impact humain sur la biosphère est la suppression de la couverture végétale originelle et son remplacement par une végétation artificielle (Bogaert *et al.*, 2008). A l'échelle planétaire, la plus grande conséquence écologique est la déforestation. Environ la moitié de la forêt ou végétation arborée qui couvrait les deux tiers de la surface de la Terre a déjà disparu ou est dégradée (Tivy, 1993). Les causes principales de ce phénomène sont liées directement ou indirectement à la démographie et aux activités humaines qui influencent l'environnement (Turner *et al.*, 1990, 1993 ; Laporte, 1999).

L'Afrique Centrale contient le second plus grand massif de forêts tropicales au monde. En particulier, le bassin du fleuve Congo est couvert de vastes blocs quasiment ininterrompus de forêt dense humide sur une superficie de plus de 180 millions d'hectares (Mayaux & Achard, 1998). Malheureusement, ce massif ainsi que la biodiversité qu'il abrite fait face à de multiples menaces (PFBC, 2006). Les indicateurs les plus pertinents de la déforestation en Afrique centrale sont la croissance démographique, le réseau de transport et l'exploitation forestière (Geist & Lambin, 2001). Tout cela exacerbé par une urbanisation rapide occasionnant des relations de plus en plus complexes entre villes et forêt (Laporte, 1999). Dans de nombreuses forêts tropicales, les routes sont les précurseurs de l'exploitation du bois et de la fragmentation de l'habitat (Stone, 1998). Associées aux villes, elles sont reconnues comme des sources énormes de la dégradation des écosystèmes naturels (Forman, 1999).

En République Démocratique du Congo, la déforestation est également concentrée le long du réseau routier, et là aussi, la principale cause en est la demande des grandes villes de la région (Kinshasa, Kananga, Mbuji-Mayi, Lubumbashi, Kisangani, Brazzaville et Bangui) en produits ligneux ou non ligneux. Représentant presque un cinquième du territoire de la République Démocratique du Congo, la province orientale est située dans le Bassin du Congo. Elle est dotée d'un réseau routier comprenant des routes d'intérêt national et régional, des routes de dessertes agricoles, d'un aéroport international, d'un réseau ferroviaire et d'un bief navigable sur le fleuve Congo avec un port à Kisangani (PNUD, 2009). Toutes ces infrastructures, utiles au développement économique de la province sont par endroit source de dégradation et de perte de l'habitat naturel forestier. Afin d'évaluer l'impact de ce réseau routier et l'influence exercée par la proximité des villes sur le massif forestier, la présente étude a été réalisée dans la province orientale. Elle examine l'hypothèse selon laquelle la proximité des routes et des

villes accentue la perte d'habitat forestier en zone tropicale. A cet effet, la variation de la proportion de forêt a été analysée en fonction de la distance à deux villes d'importances administratives et économiques différentes et en fonction de la proximité des routes.

V.5 Données et Méthodologie

V.5.1 Présentation de la zone d'étude et cartographie

La zone d'étude se situe dans la province Orientale de la République Démocratique du Congo (Figure V.1). Sur le plan phytogéographique, elle appartient à la zone Guinéo-Congolaise avec comme végétation climacique, la forêt dense humide (White, 1983). A cause de la richesse de ses ressources forestières, de grands exploitants forestiers sont présents dans la Province (PNUD, 2009). C'est aussi l'une des provinces les plus riches en ressources minières (or, diamant, fer et pétrole). Néanmoins, l'agriculture reste l'activité principale des ménages. Celle-ci est tournée essentiellement vers l'agriculture vivrière dont les principales productions sont : le manioc, la banane plantain, la patate douce et le riz (PNUD, 2009). Du fait de la densité croissante de la population et des activités anthropiques, ces forêts subissent des pressions d'ordre divers à travers l'agriculture et l'exploitation du bois pour le charbon.

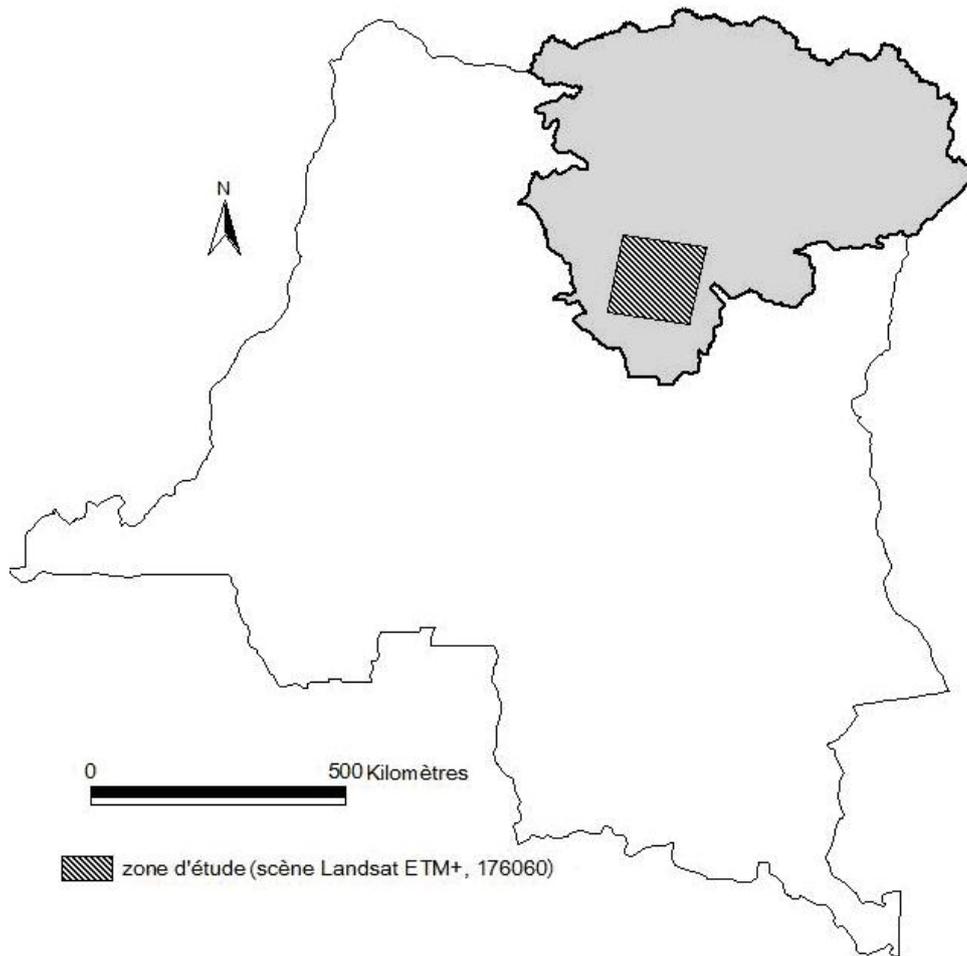


Figure V.1. Situation de la zone d'étude dans la Province orientale (en gris) de la République Démocratique du Congo.

La détermination des classes forestières a été réalisée à partir de la classification de deux images Landsat de la même scène (Path : 176 et Row : 060), de 185 km x 185 km d'étendue et 30 m de résolution. La première de type TM a été enregistrée le 14 Février 1986 et la seconde de type ETM+ date du 03 mars 2001. Le point central de la scène a pour coordonnées 0°0'N et 25°0'E. Elle contient dans sa partie nord, la ville de Kisangani (0°31'N et 25°11'E) et au sud-est, la ville de Ubundu (0°21'S et 25°25'E).

La classification, d'abord non supervisée a été effectuée par le module ISOCLUST du logiciel Idrisi 3.2 avec les bandes 4, 3 et 2. Ces bandes désignent respectivement les longueurs d'onde du proche infrarouge (0,75-0,90 μm), du rouge (0,63-0,69 μm) et du vert (0,52-0,60 μm). Pour les besoins de l'étude, seules deux classes d'occupation du sol ont été retenues après validation par comparaison avec la carte de l'occupation du sol de la République démocratique du Congo produite à l'échelle 1 : 2 500 000 par le Musée Royal d'Afrique

Centrale (Laghamouth & Hardy, 2008). Il s'agit des classes « Forêt dense »⁸ et « Non-Forêt ». Le réseau routier et les situations des villes de la scène proviennent des données vectorielles fournies par l'Unité d'Environnement et Géomatique de l'Université Catholique de Louvain (UCL) mises à jour pour la publication de la « Carte de la République Démocratique du Congo, UCL-Geomatics (Louvain-la-Neuve, Belgique) 2006 » (Vancustem *et al.*, 2006). Le réseau routier long de 1227 km est constitué de routes de catégories différentes : routes asphaltées, routes exceptionnelles, routes de liaisons habituelles et routes peu fréquentes.

V.5.2 Effet de proximité des agglomérations

Deux agglomérations ont été prises en compte. La première est la ville de Kisangani, capitale et principale ville de la province orientale. La densité moyenne de la population y est de l'ordre de 360 habitants au km². La seconde agglomération est la ville de Ubundu, administrativement le chef lieu de territoire et de densité de la population inférieure à 10 habitants au km². En effet, la République Démocratique du Congo est administrativement divisée en provinces qui à leur tour sont divisées en territoires. Afin d'évaluer l'influence des villes, les proportions de Forêt dense ont été calculées à différentes distances des villes, dans des rayons de 10, 20, 30, 40 et 50 km autour de chaque ville (Figure V.2). Ces proportions correspondent au pourcentage occupé par la classe « Forêt dense » dans la surface délimitée par chacun des cercles et la scène d'étude.

⁸ La classe « forêt dense » regroupe tout le paysage forestier au sens large du terme c'est-à-dire la formation forestière comprenant forêt dense humide sempervirente, forêt secondarisée...

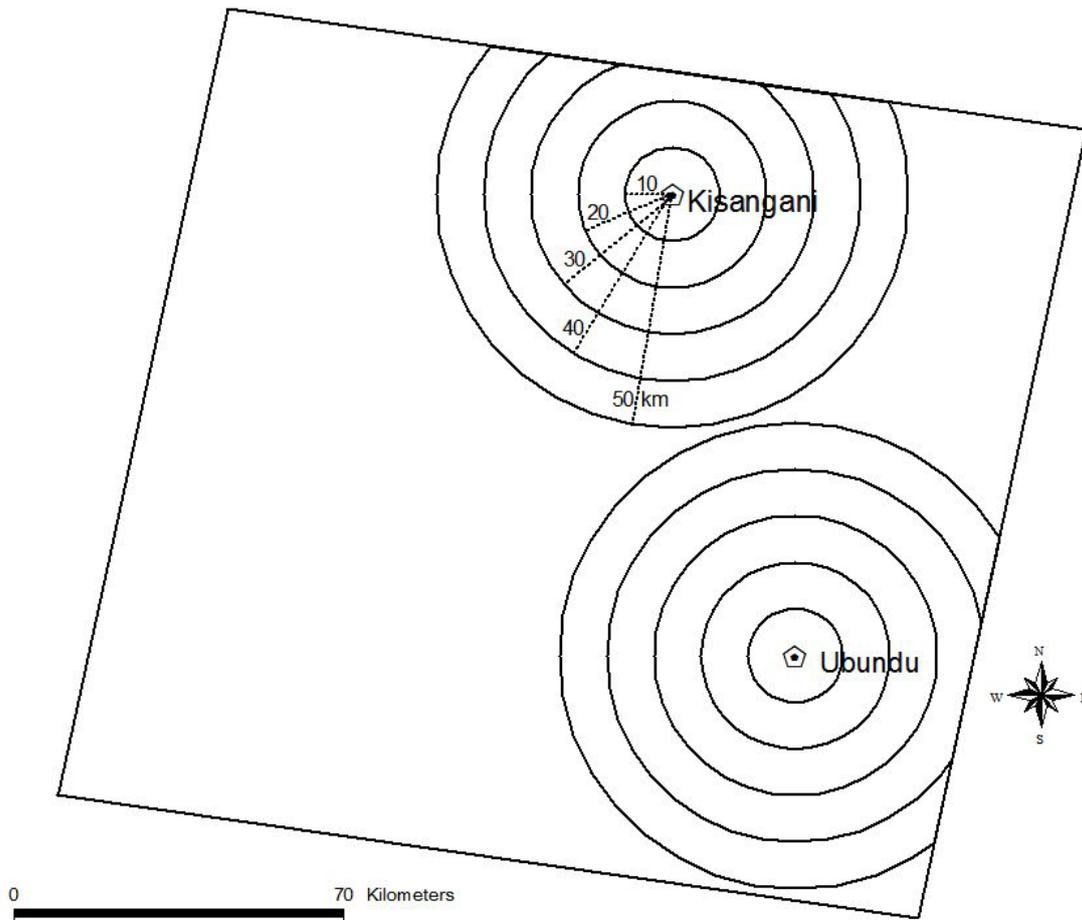


Figure V.2. Dispositif pour le calcul des proportions de « Forêt dense » à égales distances des villes. Dans chacune des surfaces délimitées par les cercles de rayons 10, 20, 30, 40 et 50 km des villes et la scène d'étude, la proportion de « Forêt dense » a été calculée.

V.5.3 Influence du réseau routier

A partir du réseau routier, six bandes ont été créées suivant la distance à la route. Ces bandes sont situées à 1 km, 2,5 km, 5 km, 7,5 km, 10 km et la sixième bande située à une distance de plus de 10 km de part et d'autre du réseau routier. Dans chaque bande, la proportion de « Forêt dense » a été calculée afin de vérifier l'influence du réseau routier sur la végétation forestière. Ensuite la surface déforestée a été déterminée pour trois groupes de bandes: la bande A dont la largeur est comprise entre 0 et 5 km de part et d'autre de la route, la bande B située entre 5 et 10 km de la route et la bande C située à plus de 10 km de la route (Figure V.3). Il s'agit de l'aire du paysage qui est passée de la classe « Forêt dense » en 1986 à la classe « Non-Forêt » en 2001.

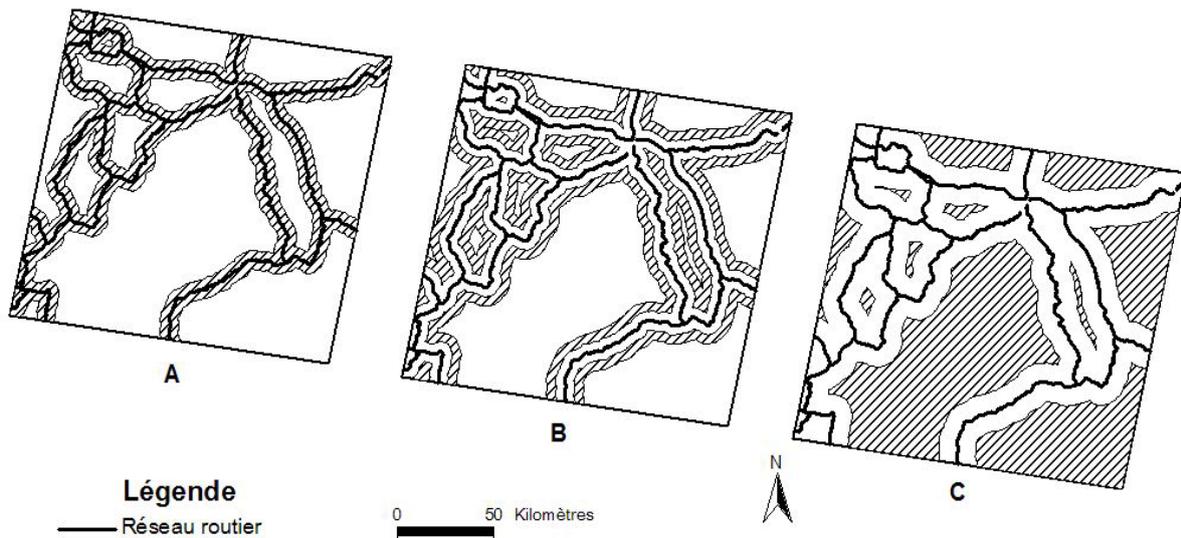


Figure V.3. Illustration des trois bandes créées autour du réseau routier dans la zone d'étude. A : bande située à distance maximale de 5 km du réseau routier, B : bande située entre 5 et 10 km du réseau routier et C: zone située au delà de 10 km du réseau routier. Dans chaque bande, la déforestation moyenne a été calculée dans les zones hachurées sur la figure.

V.6. Résultats

V.6.1 Cartographie

Les cartes d'occupation du sol contenant le réseau routier et les villes, produites suite aux différents traitements sont présentées dans la Figure V.4. Entre 1986 et 2001, la proportion forestière de la zone d'étude a diminué, passant de 76 à 68 % (Figure V.5), soit une perte de 8 % de la forêt en 15 années. Bien que de façon générale, l'on constate une avancée de la déforestation dans la période couverte par les deux dates, la zone d'étude reste tout de même dominée par la classe forêt dense qui occupe encore près de 68 % du paysage. L'avancée de la classe dénommée « Non-Forêt » s'observe dans la partie occidentale de la scène, autours des deux agglomérations et le long du réseau routier.

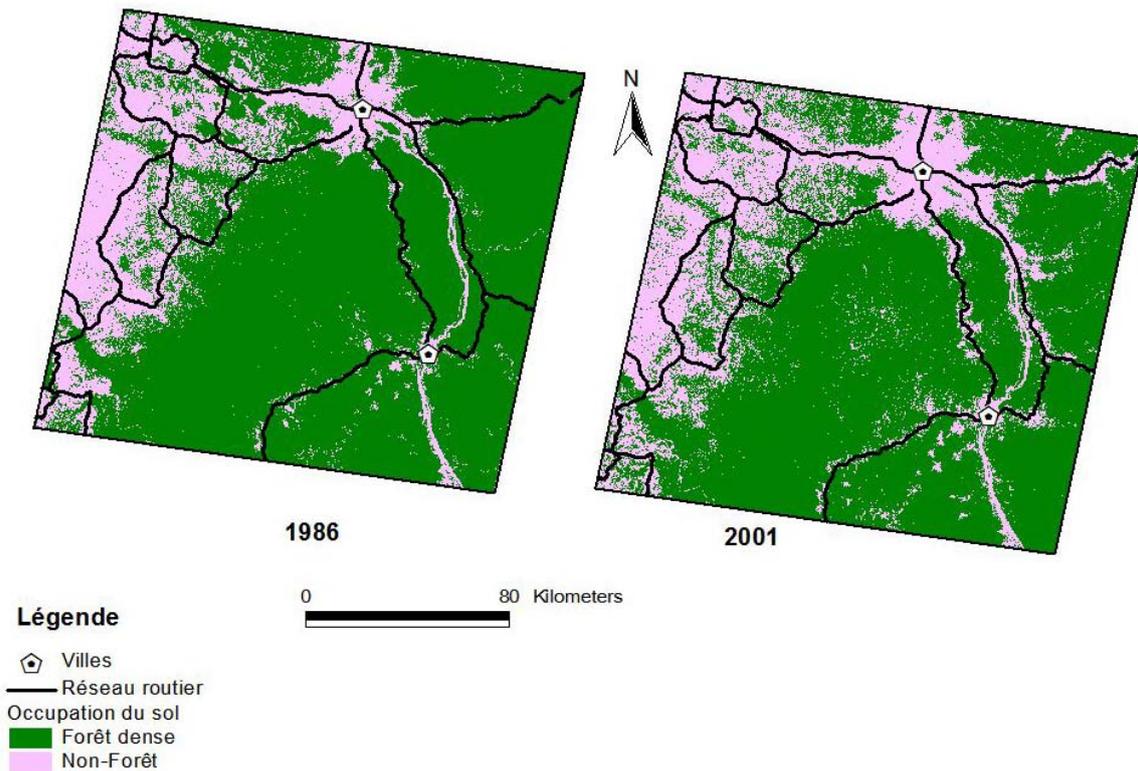


Figure V.4. Carte d'occupation du sol en 1986 et 2001. Ces cartes sont issues de classification d'images de types Landsat TM (1986) et ETM+ (2001) de la scène Path : 176 et Row : 060, d'étendue 185 km x 185 km et de résolution 30 m. On observe un recul de la forêt dense autour des villes et le long du réseau routier. La forte proportion de «Non-forêt» à l'ouest de la zone d'étude est liée à la présence d'un réseau routier plus dense dans cette partie.

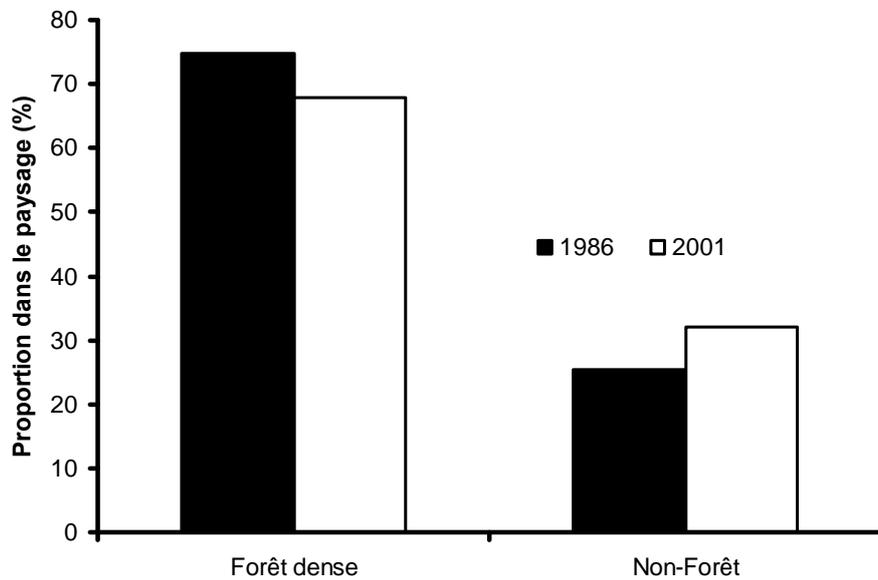


Figure V.5. Evolution de la proportion des deux classes d'occupation du sol en 1986 et 2001. On observe un recul de la proportion forestière dans le paysage entre ces deux dates.

V.6.2 Effet de proximité des agglomérations

La variation de la proportion forestière en fonction de la distance aux deux villes est illustrée par la figure V.6.

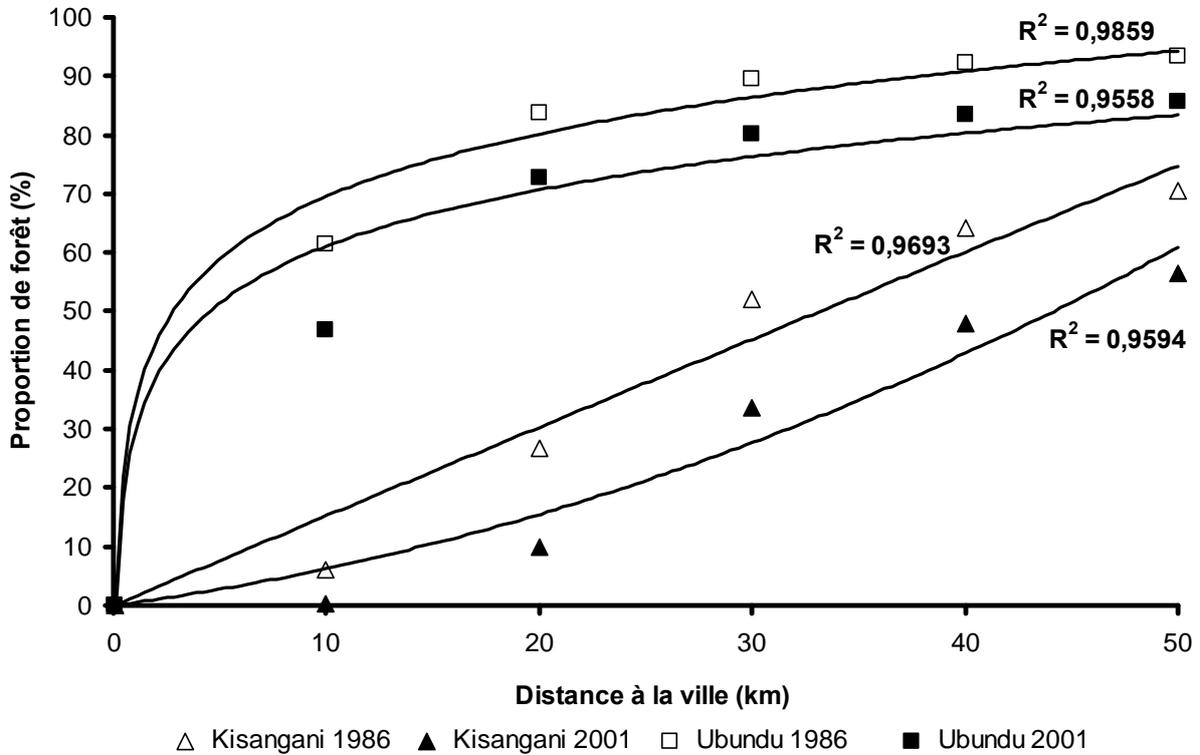


Figure V.6. Variation des proportions de forêt dense en fonction de la distance à la ville en 1986 et en 2001. Les proportions de forêt restent plus élevées autour de la ville de Ubundu (chef lieu de territoire) que de la ville de Kisangani (capitale de la province orientale).

Les allures des courbes montrent que les proportions de la forêt dense augmentent à mesure que l'on s'éloigne des villes. Cette relation est hautement significative pour les deux villes ($p < 0,01$) à la fois en 1986 et 2001. Les coefficients de détermination $R^2 > 0,9$ indiquent que la variation de la proportion de forêt dans notre zone d'étude est expliquée à plus de 90% par la distance aux villes. De 10 km jusqu'à 50 km des villes, aussi bien en 1986 qu'en 2001, les proportions de forêt restent plus élevées dans les alentours de la ville de Ubundu que dans l'agglomération de Kisangani. En effet, déjà à 10 km des villes, pendant que à Kisangani la forêt dense est très faible voire inexistante, pour Ubundu, la proportion de la surface forestière est relativement élevée ($>45\%$). Pour Kisangani, c'est seulement à 30 km (1986) et 40 km (2001) de la ville que la proportion forestière avoisine les 50% du paysage. Dans chacune des deux villes, les proportions de forêt sont plus élevées en 1986 qu'en 2001 pour les mêmes distances considérées. Pour vérifier s'il existe un effet année ou un effet ville qui pourrait aussi entraîner ce changement de proportion de la forêt, une ANOVA a été effectuée. Cette

analyse de variance a montré qu'il existe une différence hautement significative au niveau de la proportion de forêt entre les deux villes. Le type de ville influence donc la proportion de forêt ; il existe donc un effet des villes ($F=20,44$ et $p<0,01$). Par contre ces tests montrent qu'au niveau des années (1986 et 2001), pour chacune des années, dans les deux villes, la variation de la proportion relative de forêt à 10km, entre 10 et 20km, entre 20 et 30km, entre 30 et 40km et entre 40 et 50 km de la ville en 1986 n'est pas statistiquement différente de celle obtenue en 2001 : il n'existe donc pas d'effet année ($F=1,73$ et $p=0,207$).

On peut ainsi retenir qu'il y a deux facteurs qui entraînent la variation de la proportion forestière : la distance à la ville et le type de ville. La proximité des villes a donc un effet hautement significatif ($p<0,01$) sur la composition du paysage pour la classe forestière et cette influence diffère selon le type de ville.

V.6.3 Influence du réseau routier

La variation de la proportion forestière en fonction de la distance à la route est illustrée par la Figure V.7⁹.

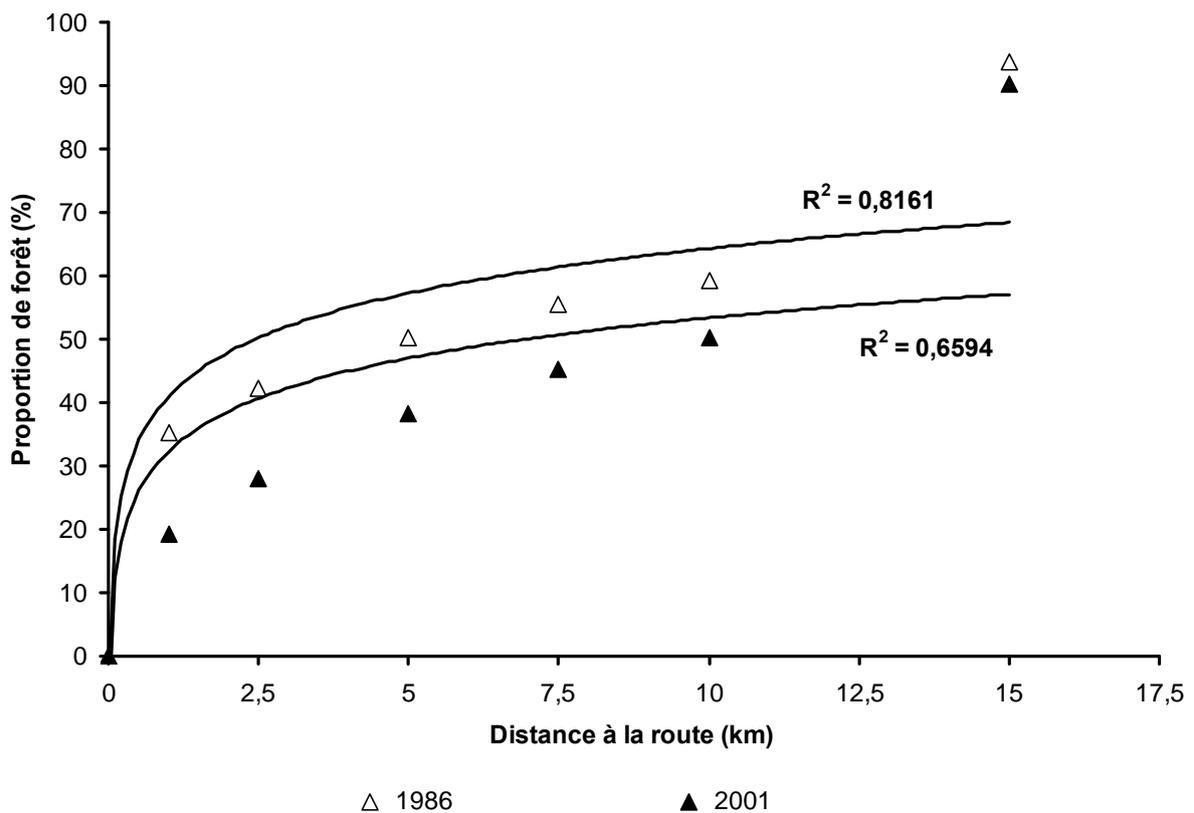


Figure V.7. Variation des proportions de forêt dense en fonction de la distance à la route en 1986 et en 2001. Les proportions de forêt restent toujours plus faibles à proximité des routes.

⁹ Le choix de la courbe de tendance expliquant le mieux ces relations s'est fait selon la valeur la plus élevée du coefficient de détermination R^2 et l'allure de la courbe dépend du modèle mathématique qu'elle utilise.

Les courbes montrent que les proportions de la forêt dense augmentent à mesure que l'on s'éloigne de la route. Cette relation est hautement significative ($p < 0,01$) à la fois en 1986 et 2001 avec des coefficients de détermination R^2 compris entre 0,66 (2001) et 0,82 (1986). Egalement pour les mêmes distances considérées, les proportions de forêt sont plus élevées en 1986 qu'en 2001. Pour vérifier s'il existe un effet année dans la variation de la proportion de forêt, une ANOVA a été effectuée. Cette analyse de variance a permis de montrer que la variation de la proportion de forêt est statiquement identique pour les deux années. Il n'existe donc pas d'effet année ($F=0,69$; $p=0,42$). C'est donc la proximité des routes qui influence la diminution de la superficie forestière.

Ensuite, le test de comparaison des moyennes de déforestation des trois catégories de bandes a révélé qu'il n'existe pas de différences significatives entre les valeurs pour les bandes B et C. Par contre, les proportions de surface déforestées des deux bandes sont statistiquement différentes de la bande A. Ce qui signifie que la déforestation moyenne n'est pas la même si l'on se situe à une distance de 5 km ou si l'on est au delà de 5 km de la route. Dans la zone d'étude, l'influence du réseau routier sur la déforestation est perceptible jusqu'à 5 km de la route. On constate donc que les forêts plus proches des routes (jusqu'à une distance de 5 km), du fait de leur accessibilité sont les plus vulnérables.

V.7 Discussion

V.7.1 Effet de proximité des agglomérations

La présente étude a révélé une influence significative ($p < 0,01$) des agglomérations sur la classe forestière dans notre zone d'étude. La proportion de la forêt diminue à proximité des villes. Dans chacune des deux villes, même si statistiquement, leurs variations sont identiques en 1986 et 2001, les proportions de forêt restent plus élevées en 1986 qu'en 2001 pour les mêmes distances considérées. Cela confirme la tendance générale de déforestation qui est observée dans cette zone (Laporte, 1999) et l'influence de la distance sur les proportions des forêts. La proportion de surface forestière diffère aussi selon l'importance et la grandeur de la ville. En effet, dans la présente étude, deux villes ont été choisies sur base de la densité de la population et leur importance administrative. La ville de Ubundu, de plus petite importance et avec une densité de population faible se caractérise par une couverture forestière encore importante même dans la périphérie. L'impact de cette ville sur la forêt, bien qu'existant, est tout de même faible. Pendant que la ville de Kisangani, plus peuplée et administrativement

plus importante a un impact plus manifeste sur la forêt dense environnante. En effet, la proportion forestière est très faible dans la proximité de cette ville et ne cesse d'augmenter à mesure que la distance à la ville augmente. L'impact des villes est donc significatif sur la forêt mais l'ampleur réelle est fonction de leur importance. Il y a un effet de la ville et de sa zone périurbaine, dû à son importance économique et la densité de la population, qui intervient. La ville de Ubundu a une zone périurbaine faible par rapport à la grande ville de Kisangani considérée comme le pôle économique de toute la province et dont l'influence va presque à 30 km. Or les villes sont les centres d'activités diverses. Elles sont également les grandes demandeuses en produits de consommation. Plus son importance grandit, plus la densité de la population y vivant est élevée et la demande en espace et en subsistance devient forte ; tout cela augmente l'expansion de la ville et la pression sur les ressources naturelles environnantes (Laporte, 1999).

V.7.2 Influence du réseau routier

L'influence du réseau routier sur le paysage forestier se manifeste par une diminution de la proportion de forêt à proximité des routes. En effet, la distance à la route influence la proportion de forêt ($p < 0,01$). La variation de la proportion de forêt est identique en 1986 et 2001, indiquant ainsi que c'est surtout la distance qui influence la variation des proportions et non l'année. De même, la déforestation moyenne est plus accentuée à proximité des routes que loin de ces voies. Comme l'ont montré de nombreuses études, la proximité de voies de communication se traduit par une augmentation des taux de déforestation (Sader & Joyce, 1988; Skole, 1994; Mas *et al.*, 1997; Mertens & Lambin, 1997). Les résultats nous ont permis de déterminer la distance jusqu'où le réseau routier a un impact important. C'est ce que Forman & Deblinger (2000) ont défini comme la zone d'effet de la route. Dans la présente étude, les comparaisons de moyennes des surfaces déforestées ($p < 0,01$) ont permis de situer cette zone à une distance de 5 km de la route. En effet, vu qu'il y a une différence significative ($p < 0,01$) entre les surfaces moyennes déforestées à 5 km et celles au delà de 5 km de la route, cette zone d'effet peut être estimée à 5 km. Au Gabon également, il a été constaté qu'il y a une forte avancée des « coupes familiales », d'exploitation forestière dans une bande de 5 km de part et d'autre des routes (PFBC, 2006). Comparées à d'autres zones d'effet des routes en zones tropicales, 10 km en Amazonie (Laurence *et al.*, 2001), entre 10 et 15 km dans le sud-ouest de l'état du Campeche au Mexique (Mas & Puig, 2001), celle de la

zone d'étude est plus courte. Cela démontre la relative faiblesse de déforestation observée dans les forêts du bassin du Congo par rapport à d'autres régions comme l'Amazonie.

Dans la zone d'étude, l'ouverture des routes et pistes engendrée par l'exploitation forestière accentue la diminution de la taille des massifs et y facilite l'accès des populations locales ou exogènes. Les résultats ont montré que les forêts proches des routes sont les plus vulnérables et ont une diminution plus forte que celles situées à plus de 5 km des routes. En effet, les réseaux routiers influencent toujours le complexe rural par la construction de villages le long des routes pour faciliter l'écoulement des produits vers les grands centres urbains ; dans cette zone, déjà pendant l'époque coloniale, de nombreux villages ont été relocalisés le long des routes engendrant un arrangement spatial linéaire dans le paysage forestier (Laporte, 1999). Le phénomène s'est encore plus amplifié avec la croissance de la population. L'activité principale de la population étant l'agriculture qui est pratiquée généralement à proximité des habitations, il s'en suit un développement d'une bande quasi continue de culture le long des routes. Ce type d'arrangement spatial linéaire a été déjà cité par Geist & Lambin (2001) comme étant le mode de dégradation des forêts le long des voies routières. Cela rejoint le résultat des travaux de Laurance *et al.* (2001) et confirme notre hypothèse selon laquelle en zone tropicale, l'influence des activités humaines dans la perte d'habitats forestier est facilitée par les routes.

V.7.3 Action combinée des routes et villes comme indicateur de la perte de l'habitat forestier

Les relations entre les routes, les villes et la perte d'habitat forestier de notre site d'étude sont en partie dues aux activités économiques régionales, qui sont fondées sur l'exploitation forestière par des grandes sociétés exportatrices du bois et surtout l'agriculture de subsistance des populations (PFBC, 1999). La conséquence de cette anthropisation du paysage est la diminution de la proportion de l'habitat forestier environnant. De nombreux auteurs montrent que les taux de déforestation élevés sont liés à la proximité de voies de communication et d'agglomérations et à des caractéristiques de l'environnement favorables aux activités humaines (Sader & Joyce, 1988; Skole, 1994; Massart *et al.*, 1995; Mas *et al.*, 1997; Mertens & Lambin 1997).

Pour détecter les effets anthropiques sur la structure du paysage, Bogaert *et al.* (sous presse) ont défini deux grands groupes de processus de transformation possibles (Figure V.8).

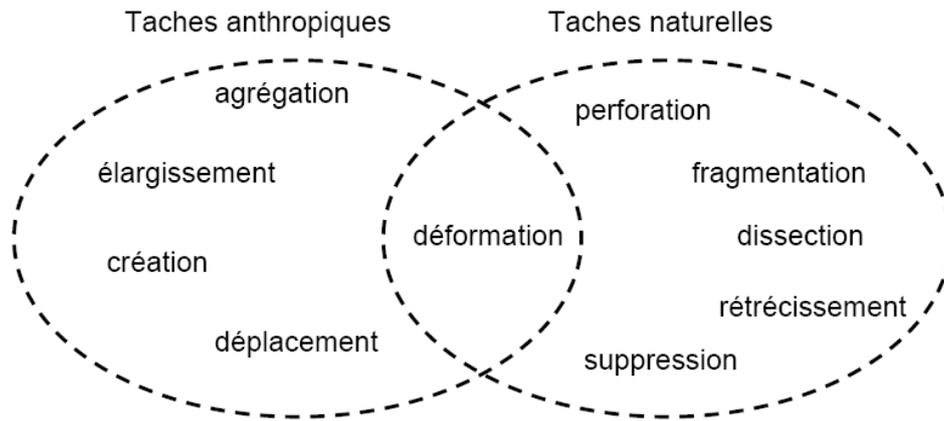


Figure V.8. Classification des processus de transformation spatiale pour détecter les effets anthropiques sur la structure du paysage. En cas d'anthropisation du paysage, les taches associées aux activités anthropiques subissent des transformations différentes de celles associées aux formations naturelles. Le processus de déformation peut être observé dans les deux cas. Source Bogaert *et al.* (sous presse).

Sous l'influence des actions anthropiques, les transformations du paysage naturel commencent souvent par une perforation ou une dissection; deux processus qui impliquent une perte limitée des habitats originels, mais augmentent l'accessibilité aux formations naturelles (Bogaert *et al.*, sous presse). L'accessibilité constitue l'élément déclencheur ou une condition a priori de la dynamique des paysages. Selon August *et al.* (2002), sans accessibilité, la probabilité des effets anthropiques sur les paysages devrait se réduire fortement. En effet, les routes et les villes ont des effets complémentaires sur les ressources naturelles : elles favorisent l'accessibilité aux formations naturelles. Les processus de dégradation et de disparition de l'habitat forestier évoluent à partir de « taches » correspondant aux villes ou villages puis de façon linéaire et/ou diffus le long des routes. Les villes constituent des noyaux de dégradation (Forman, 1995) à partir desquels l'activité humaine se diffuse suivant un système linéaire à proximité des voies de communications. Dans la zone d'étude, deux modèles de séquence paysager s'imbriquent : le modèle nucléaire (Forman, 1995) qui a pour source les villes et le modèle de corridor (Husson *et al.*, 1995; Forman, 1995; Mertens & Lambin, 1997) occasionnés par la colonisation linéaire des routes. Plus la ville est importante, plus grande est son influence sur les ressources naturelles du fait de l'extension de sa zone périurbaine. D'autre part, l'exploitation forestière par les sociétés de bois ouvre de nouvelles pistes qui permettent la pénétration dans la forêt (Santos & Tabarelli, 2002). Les villages s'installent sur les axes de circulation et s'y maintiennent. Ces rubans de dégradation sont généralement les points de départ de la dynamique du paysage originel. Ensuite, intervient la fragmentation (Forman, 1995; Jaeger, 2000) qui aggrave souvent les

premiers changements de la mosaïque initiés par la dissection et la perforation: les zones d'influence de l'homme deviennent plus larges et mieux connectées, et les perforations dues aux activités anthropiques et à la densité de la population deviennent plus grandes et peuvent éventuellement fusionner. La répercussion sur le paysage en est un recul de la forêt et une avancée de la classe anthropisée, non forêt (Bamba *et al.*, 2008 ; Bogaert *et al.*, 2008).

V.8 Conclusions

La présente étude menée dans la province orientale a permis d'évaluer l'influence des routes et des villes sur la formation forestière environnante. Elle a permis de montrer que les proportions de la forêt dense varient en fonction de la distance à la ville aussi bien en 1986 qu'en 2001. L'influence de la proximité des villes sur la composition du paysage est significative ($p < 0,01$) pour les classes forestières dans un rayon de 50 kilomètres. Mais cet impact dépend aussi des caractéristiques de la ville. En effet, les villes de plus grandes importances économiques et de densité de population plus élevée engendrent un plus fort effet sur la forêt environnante, causant la diminution de la proportion de la forêt à leur proximité. Le réseau routier a un impact sur la déforestation. Cet impact sur le paysage forestier est manifesté par la réduction de la proportion de forêt à mesure que l'on se rapproche des routes. En effet, les résultats ont montré que les forêts proches des routes sont les plus vulnérables. La zone d'effet des routes estimée à 5 km, illustre une relative faiblesse de leur effet sur la déforestation par rapport à d'autres régions forestières tropicales. Les routes et les villes ont ainsi des effets complémentaires sur les ressources naturelles. Elles entraînent toutes deux, la diminution de la proportion de l'habitat forestier environnant par l'augmentation de l'accessibilité des populations dans ces paysages suivant un processus commençant par la dissection et la perforation des milieux forestiers et s'accroissant par le processus de fragmentation. Les villes constituent des noyaux de dégradation à partir desquels l'activité humaine se diffuse suivant un système linéaire à proximité des voies de communications. Il y a ainsi deux modèles de séquence paysager qui s'imbriquent : le modèle nucléaire qui a pour source les villes et le modèle de corridor occasionné par la colonisation linéaire des routes par la population. La proximité des routes et des villes accentue donc l'influence des activités humaines occasionnant la perte d'habitat forestier en zone tropicale. Les routes sont généralement l'œuvre des sociétés d'exploitation forestière, leurs effets peuvent être réduits si les autorités accentuent le contrôle pour le respect des conventions avec ces sociétés car

associées aux agglomérations, les dégâts qu'elles provoquent sont le résultat d'un manque de planification et du non respect des lois en vigueur.

V.9 Remerciements

Les auteurs remercient le gouvernement de Côte d'Ivoire pour la bourse doctorale et le Fonds Alice et David Van Buuren pour le soutien financier accordée à Bamba I., l'Organisation Internationale des Bois Tropicaux (OIBT) et la Société de Développement des Forêts en Côte d'Ivoire (SODEFOR) pour la bourse accordée à Yedmel S. ainsi que le programme Glovis pour la mise à disposition gratuite des images satellites.

CHAPITRE VI. ANALYSE DE LA DEGRADATION DE LA VEGETATION FORESTIERE DE L'ILE MBIYE (KISANGANI, PROVINCE ORIENTALE, RÉPUBLIQUE DÉMOCRATIQUE DU CONGO).

Les végétations des milieux particuliers tels que les îles sont très sensibles à l'anthropisation. L'île Mbiyé, située à la périphérie de la ville de Kisangani dans la province orientale de la République Démocratique du Congo, fait l'objet d'une forte pression de la part des populations de cette ville. Par la quantification de la dynamique de l'occupation du sol dans l'île entre 1990 et 2001, la présente étude a permis de montrer un recul de la forêt dense au profit des classes dites anthropisées telles que les champs et jachères. Les hypothèses 1, 3 et 4 ont été testées.

VI.1 Référence

Bamba I., Nshimba H. S., Iyongo L., Lejoly J. & Bogaert J. (sous presse). Analyse de la dégradation de la végétation forestière de l'île Mbiyé (Kisangani, Province orientale, République Démocratique du Congo). *Annales de la Faculté des Sciences*. Université de Kisangani.

VI.2 Résumé

La cuvette centrale du bassin du Congo est en proie à une anthropisation de plus en plus avérée. L'île Mbiyé, située à la périphérie de la ville de Kisangani dans la province orientale de la République Démocratique du Congo, fait l'objet d'une forte pression de la part des populations de cette ville. Jadis dominée par un paysage forestier dense, cette île est aujourd'hui la cible privilégiée de la population environnante pour s'y réfugier, pratiquer l'agriculture et exploiter la forêt de diverses manières au détriment de la biodiversité originelle. La présente étude a pour but de quantifier la dynamique de la déforestation dans l'île entre 1990 et 2001 en vue d'attirer l'attention sur la nécessité de mise en œuvre de stratégies de conservation appropriées de ce milieu insulaire particulier très fragile. Elle a permis grâce à l'analyse de la structure spatiale de l'occupation du sol, de mettre en évidence la dégradation de l'île. En 11 ans, il a été observé un recul de 20 % de la forêt dense compensée seulement par une légère augmentation de 5 % de la forêt secondaire. La classe nommée complexe habitat-agriculture, qui n'occupait que 5,3 % du paysage en 1990 a eu sa proportion se multiplier par quatre en 2001. Ce sont surtout les contours de l'île et la zone située du côté de Kisangani qui sont les plus touchées. Si rien n'est fait pour la conservation et

la sensibilisation des populations, dans quelques années, cette île qui est en pleine étude écologique par l'Université de Kisangani, ne sera plus qu'un lointain souvenir d'un écosystème forestier jadis riche en diversité aussi bien animale que végétale.

Mots clés: Dégradation, île, anthropisation, biodiversité.

VI.3 Abstract

The central Congo basin is currently characterized by a high degree of anthropization. The island Mbiyé, situated near Kisangani in the oriental province of the Democratic Republic of the Congo, suffers from a strong pressure on behalf of the population of this city. Formerly dominated by a dense forest landscape, this island is actually the main target of the local population for use as sanctuary, for cropping or for exploitation; these activities menace and degrade the biodiversity on the island. The present study aims to quantify the dynamics of deforestation on the island between 1990 and 2001 in order to emphasize the need to develop appropriate strategies of conservation of this fragile and unique island ecosystem. Our study allowed, by means of the analysis of the spatial pattern of land cover, to evidence the degradation of the island. In 11 years, a regression of 20% of the dense forest was observed which was only compensated by a light increase (5%) of the secondary forest. The area of the class representing mosaics of agriculture and habitation multiplied by four between 1990 and 2001. The peripheral zones of the island as well as the part situated closely to Kisangani are more profoundly degraded. If nothing is undertaken for the preservation of the ecosystems involved and to inform the populations concerned, this island, which constitutes an ecological study site of the University of Kisangani, will not more be than a vague souvenir of what was once a forest ecosystem rich in animal and plant diversity.

Key words: Degradation, island, anthropization, biodiversity.

VI.4 Introduction

La dernière évaluation de l'Organisation Mondiale pour l'Agriculture et l'Alimentation (FAO, 2007) indique que 13 millions d'hectares de forêts ont disparu chaque année entre 2000 et 2005, en grande partie en Amérique du Sud, en Asie du Sud-est et dans le bassin du Congo. Durant les 15 années qui se sont écoulées entre 1990 et 2005, l'Afrique a perdu plus de 9 % de sa superficie forestière (FAO, 2007). Les causes principales de cette dégradation sont nombreuses et variées: agriculture itinérante et permanente, exploitation forestière, incendies

de forêt, exploitations minières, construction d'infrastructure (FAO, 2003) et de plus en plus l'instabilité socio-politique (Lambin *et al.* (2003) ; Nshimba (2008)).

Le bassin du Congo, avec plus de 200 millions d'ha, est le deuxième plus grand massif forestier tropical du monde (PFBC, 2006). Indépendamment de leur richesse en espèces et leur taux d'endémisme, les forêts du bassin du Congo représentent l'une des dernières régions au monde qui possèdent de vastes étendues interconnectées de forêts tropicales humides où les processus biologiques peuvent encore se dérouler sans perturbation (PFBC, 2006). De par cette position il a suscité un intérêt pour nombreux chercheurs en quête de protection et de découverte de biodiversité. La République Démocratique du Congo, à elle seule, est couverte par plus de la moitié de ce massif. Cependant, la plupart de ces forêts sont en train de subir des processus de déboisement ou de dégradation plus ou moins sévères. Cela entraîne des impacts négatifs, non seulement sur les écosystèmes et les modes de vie des populations locales qui vivent de la forêt, mais aussi sur l'humanité toute entière en raison du changement climatique global et de la perte de la biodiversité (Benbrahim *et al.*, 2004).

Les milieux particuliers tels que les îles sont les plus sensibles aux dégradations (Berne & Feldmann, 2005; Gourmelon *et al.*, 2007). En effet, l'isolement, l'introduction d'espèces exotiques, la disparition d'espèces locales et toutes les conséquences de la pression humaine sur les habitats sont considérées comme étant les menaces les plus importantes pour la biodiversité insulaire (Berne & Feldmann, 2005). Située sur le fleuve Congo dans la périphérie de Kisangani, l'île Mbiyé ne fait pas exception à cette règle. Jadis dominée par une végétation de forêt dense bien compacte, l'île connaît un fort recul forestier déjà bien visible grâce aux images satellitaires (Nshimba, 2008). Depuis à peu près trois décennies, cette île est en train de connaître une anthropisation accrue suite à la recrudescence des guerres. Elle est devenue un refuge pour les populations fuyant la guerre dans le centre ville de Kisangani et qui dépendent étroitement de sa biodiversité pour leur alimentation ainsi que leur besoin en santé (Nshimba, 2008).

Des études écologiques sur la biodiversité sont réalisées depuis un certain nombre d'années par l'Université de Kisangani dans cette île, tels que les travaux effectués par Zabiti (1996), Mposo (2000), Banidolwa (2000) et Nshimba (2008). Mais aucune analyse de la structure spatiale n'a encore été entreprise pour mettre en évidence les changements de l'occupation du sol de l'île. Il était donc important de compléter ces études par une approche paysagère en vue de concilier l'habitat (les classes d'occupation du sol) et son contenu (la biodiversité). Par conséquent, le présent travail a pour but de quantifier la dynamique de la déforestation dans

l'île entre 1990 et 2001 en vue d'attirer l'attention sur la nécessité de mise en œuvre de stratégies de conservation de ce milieu particulier insulaire très vulnérable.

VI.5 Présentation de la zone étudiée

Le Mbiyé est une île du fleuve Congo dans la Province Orientale située en plein cœur de la cuvette centrale de la République Démocratique du Congo (Figure VI.1). D'une superficie d'environ 50 km², elle est située au sud-est de la ville de Kisangani (0°31'N et 25°11'E) entre les coordonnées 0°17' et 0°24'N et entre 25°21' et 25°25'E.

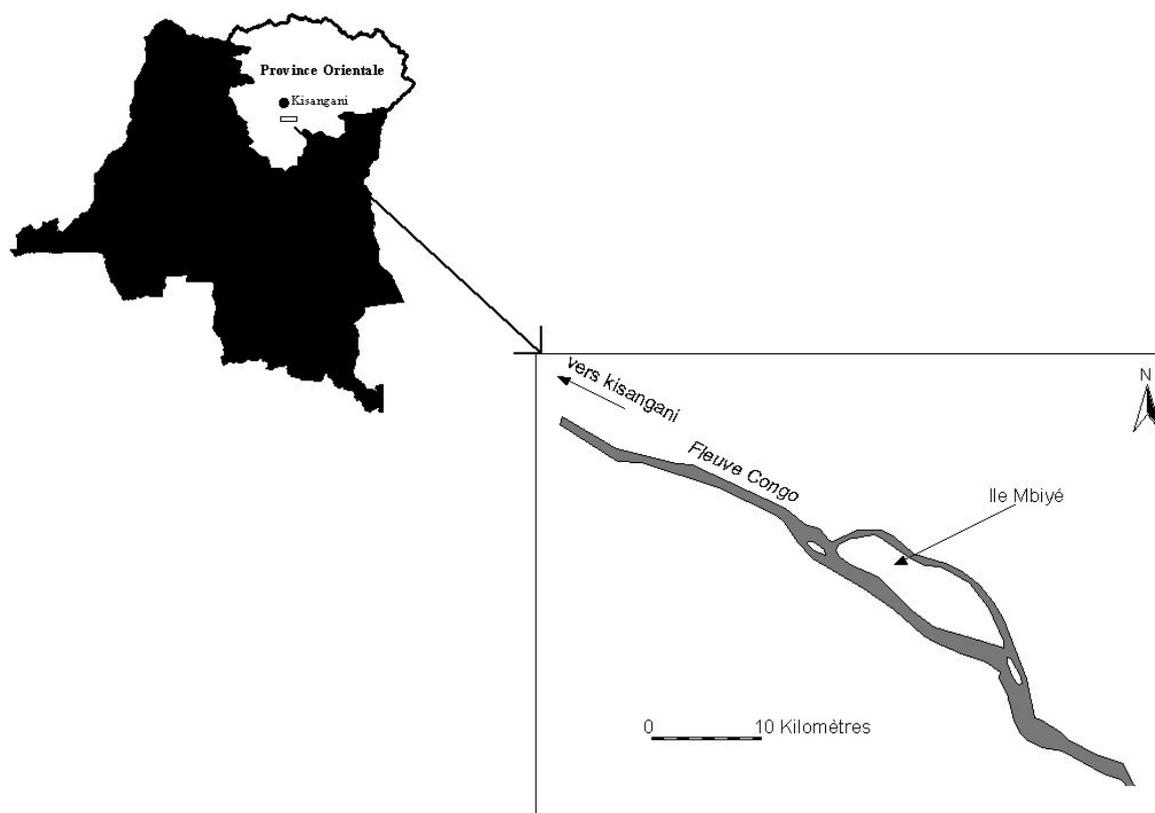


Figure VI.1 . Situation de l'île Mbiyé dans la Province Orientale de la République Démocratique du Congo.

Le climat de Kisangani se classe dans le type Af de Köppen. La moyenne de précipitations est élevée toute l'année, mais leur répartition n'est nullement uniforme : 1728,4 mm (minimum : 1417,5 mm et maximum : 1915,4 mm) interrompue par deux petites saisons subsèches (décembre-janvier-février et juin-juillet-août) de faibles pluviosités (Nshimba, 2008). Les températures moyennes oscillent entre 23,5 °C et 25,3 °C, soit une amplitude thermique annuelle faible de 1,8 °C.

VI.6 Matériel et méthodes

VI.6.1 Cartographie

Nous avons eu recours à deux cartes de l'occupation du sol de l'île Mbiyé à l'échelle de 1:850 publiées dans la thèse de Nshimba (2008). Grâce aux logiciels Arcview 3.3 et ArcGis 9.2, nous avons procédé aux traitements cartographiques. Les deux images ont d'abord été géoréférencées. Nous avons digitalisé les cartes en retenant trois classes d'occupation du sol: deux classes forestières dénommées «forêt dense» et «forêt secondaire» et une troisième classe appelée «complexe habitat-agriculture». Pour chacun des polygones issus de la digitalisation, nous avons obtenu l'aire et le périmètre. Toutes ces informations ont permis de calculer des indices de structure spatiale mettant en évidence la composition et la configuration spatiale des classes d'occupation du sol de l'île et leurs dynamiques.

VI.6.2 Matrice de transition: dynamique de la composition

La matrice de transition permet de mettre en évidence les changements d'occupation du sol pendant une période donnée (Schlaepfer, 2002; Bamba *et al.*, 2008). Les cellules de la matrice contiennent la valeur d'une variable ayant passé d'une classe initiale i à une classe finale j pendant la période considérée. Les valeurs des colonnes représentent les proportions des aires occupées par chaque classe d'occupation du sol au temps j et celles des lignes, au temps initial i .

VI.6.3 Distribution des aires des taches dans les classes forestières

L'hétérogénéité des aires des taches est illustrée par une courbe représentant leurs proportions cumulées en pourcentages pour chaque classe. Plus il y a de petites taches, plus faible sera la valeur de l'abscisse (aire) correspondant au seuil de 100 % et on observe une courbe concave. Par contre lorsque la courbe est convexe, elle indique que les taches de la classe sont majoritairement de grandes tailles (Bamba, 2006).

VI.6.4 Indices de structure spatiale

Le nombre de taches (n_j) appartenant à une classe donnée j a été déterminé. Le changement de cet indice renseigne sur la fragmentation d'une classe entre deux périodes. L'augmentation du nombre de taches d'une classe est supposée due à la fragmentation de cette classe (Davidson, 1998). L'aire totale (a_{ij}) occupée par la classe j a été calculée suivant l'équation (VI.1) où a_{ij} correspond à l'aire de la i -ème tache de la classe j :

$$a_j = \sum_{i=1}^{n_j} a_{ij} . \quad (\text{VI.1})$$

La valeur moyenne de l'aire des taches de la classe j , m_j , a été calculée selon la formule suivante:

$$m_j = \frac{a_j}{n_j} . \quad (\text{VI.2})$$

L'aire maximale $a_{\max,j}$, c'est la plus grande aire des taches de la classe j , où $a_{ij} \leq a_{\max,j}$.

La dominance $D_j(a)$ indiquant la proportion d'aire occupée par la tache dominante dans la classe j a aussi été prise en compte:

$$D_j(a) = \frac{a_{\max,j}}{a_{ij}} \times 100 , \quad (\text{VI.3})$$

et $0 < D_j(a) \leq 100$. Plus la valeur de la dominance est grande, moins la classe est fragmentée.

La diversité des aires des taches de la classe j , notée $H_j(a)$, a été calculée par l'indice de Shannon (Mc Garigal & Marks, 1995) qui est donné par la formule (VI.4) où \ln représente le logarithme népérien :

$$H_j(a) = - \sum_{i=1}^{n_j} \left(\frac{a_{ij}}{a_j} \ln \frac{a_{ij}}{a_j} \right) . \quad (\text{VI.4})$$

Cet indice mesure la diversité relative des taches au niveau de la classe. La valeur de $H_j(a)$ va dépendre de n_j et de leurs proportions relatives (a_{ij}/a_j). Il est égal à 0 lorsque la classe n'est constituée que d'une seule tache et sa valeur va croître avec le nombre de taches et avec l'équitabilité entre les aires des taches de la classe (Mc Garigal & Marks, 1995).

L'indice d'équitabilité des aires des taches $E_j(a)$ se calcule selon la formule :

$$E_j(a) = \frac{H_j(a)}{\ln n_j} , \quad (\text{VI.5})$$

où le dénominateur équivaut à la diversité maximale potentielle. Il varie entre 0 (très peu équitable) et 1 (équitabilité maximale entre les aires des taches).

VI.6.5 Résultats

VI.6.5.1 Cartographie

Les cartes produites suite aux différents traitements sont présentées dans la Figure VI.2. Entre 1990 et 2001, on constate une avancée de la classe complexe habitat-agriculture, surtout dans la partie Nord de l'île qui, en outre est la zone la plus proche de Kisangani. Les classes forestières sont fortement entamées. L'anthropisation est également observée sur tout le contour de l'île.

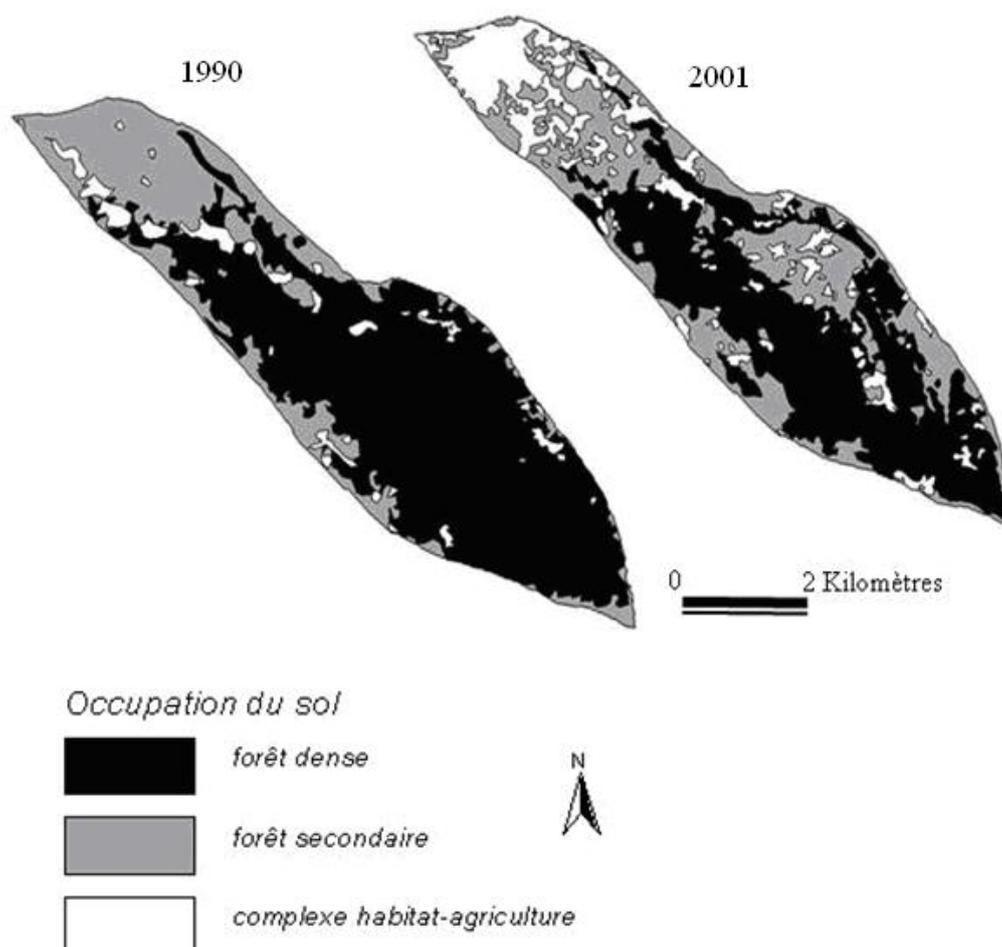


Figure VI.2 Dynamique de l'occupation du sol de l'île Mbiyé entre 1990 et 2001.

VI.6.5.2 Matrice de transition

Le tableau VI.1 nous indique qu'entre 1990 et 2001, l'occupation du sol de l'île a changé avec une perte de forêt dense au bénéfice des classes forêt secondaire et complexe habitat-agriculture.

Tableau VI.1. Matrice de transition de l'occupation du sol (en %) entre 1990 et 2001.

1990 \ 2001	forêt dense	forêt secondaire	complexe habitat-agriculture	Totaux
forêt dense	43,9	17,0 ¹⁰	6,1	67,0
forêt secondaire	2,2	13,4	12,1	27,7
complexe habitat-agriculture	0,4	2,9	2,0	5,3
Totaux	46,5	33,3	20,2	100,0

En effet, sur 67 % de la surface du paysage qu'occupait la forêt dense en 1990, 43,9 % est restée intacte, 17 % est maintenant occupée par la forêt secondaire et 6,1 % a été carrément détournée de l'état initial forestier. Au niveau de la classe forêt secondaire jusqu'à 12,1 % a été transformée en la classe complexe habitat-agriculture. La forêt dense a reculé d'environ 20 % pendant que les proportions de la forêt secondaire augmentent seulement d'environ 5 %. Quant à la classe complexe habitat-agriculture, elle voit sa proportion quadrupler, passant de 5,3 à 20,2 %. Toute cette dynamique est illustrée par la figure VI.3.

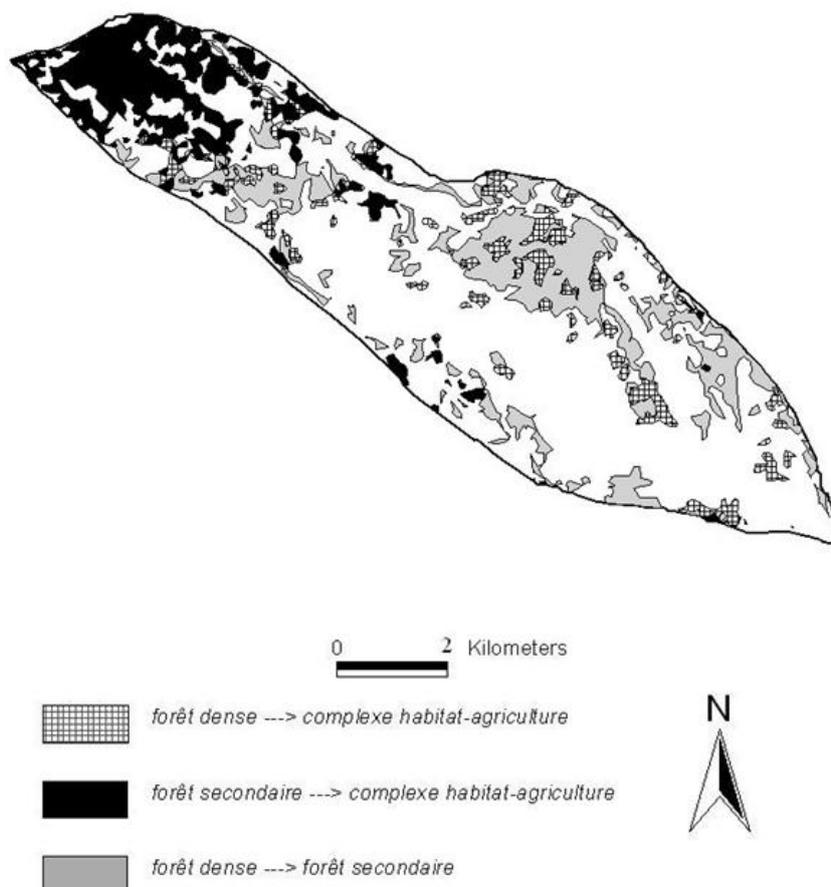


Figure VI.3 Principaux changements de l'occupation du sol dans l'île Mbiyé entre 1990 et 2001.

¹⁰ Ce chiffre signifie que 17,0% de la proportion occupée dans le paysage par la forêt dense en 1990 est devenue forêt secondaire en 2001.

VI.6.5.3 Distribution des aires des taches dans les classes forestières

La figure VI.4 illustre la distribution des fréquences cumulées en fonction des aires des taches dans les classes forestières. On constate pour les deux courbes, une tendance vers des courbes concaves due à la forte dominance de la plus grande tache des deux types forestiers. En effet, aussi bien dans les forêts denses que dans les forêts secondaires, près de 90 % des taches ont leurs aires inférieures à 1 km². La courbe de fréquences cumulées des aires de taches de 1990 est au dessus de celle de 2001. Cela montre que les taches de petites tailles y sont plus nombreuses qu'en 2001. Dans le cas des forêts denses, la courbe est plus proche de la diagonale en 2001 ; ce qui explique une diminution de l'inégalité entre les taches. Dans les forêts secondaires également, l'équitabilité entre les taches tend à augmenter, dû au fait que la différence entre les grandes et les petites taches diminuent. Ceci suppose donc une dégradation des grandes taches entre 1990 et 2001 qui atténue alors les différences entre les taches.

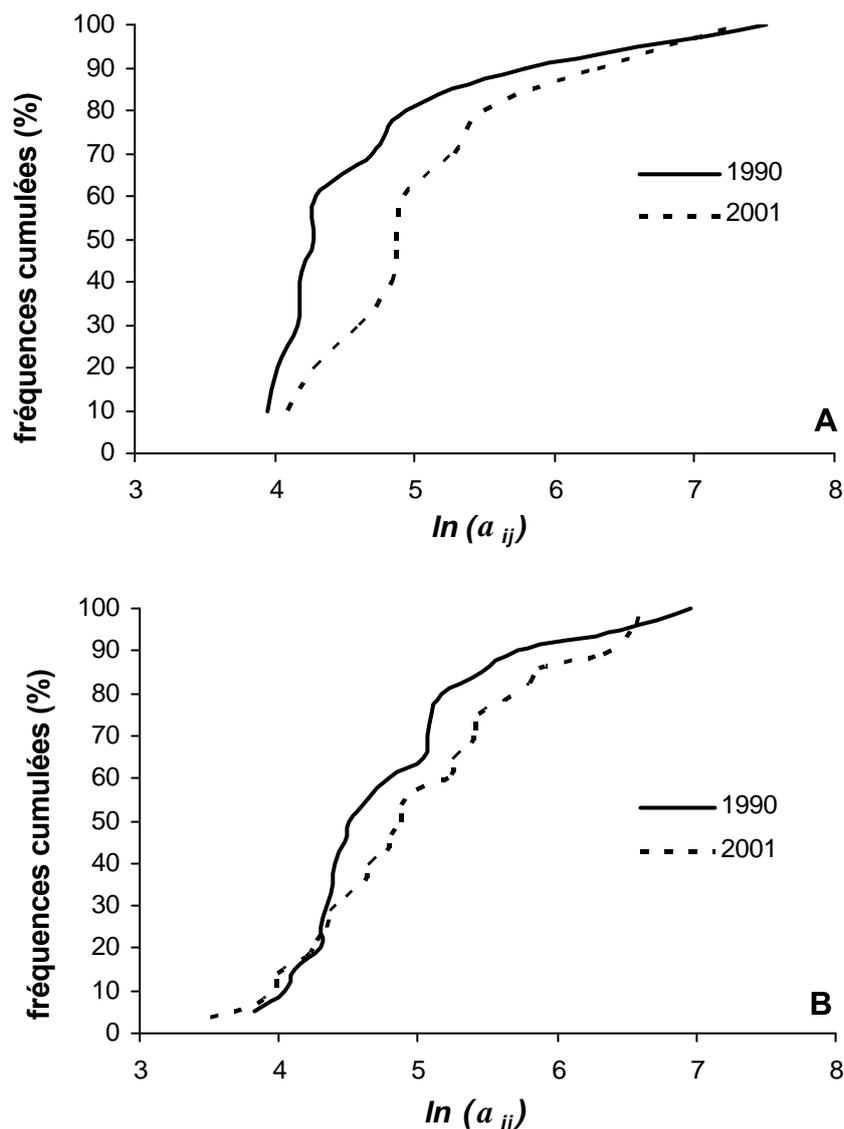


Figure VI.4 Courbes des fréquences cumulées des aires des taches dans les classes forestières. $\ln(a_{ij})$ est le logarithme de l'aire exprimée en m². **A** : forêt dense ; **B** : forêt secondaire.

VI.6.5.4 Indices de structures spatiales

Le tableau VI.2 permet de constater qu'entre 1990 et 2001, le nombre de taches dans la classe forêt dense est resté identique en 11 ans (10 taches). Pendant ce temps pour cette même classe, l'aire totale, l'aire moyenne et l'aire de la plus grande tache ont diminué d'environ un tiers. Cette classe a donc subi une dégradation. Cette dégradation est exprimée par la perte d'habitat. Ce sont surtout les grandes taches qui sont les cibles privilégiées (diminution de $a_{\max,j}$ et de D_j). En effet, la diminution de la dominance de la plus grande tache a pour conséquence, la diminution de l'aire totale et de l'aire moyenne des taches et surtout une augmentation de l'équitabilité entre les aires des taches comme déjà observée en figure VI.4.

Pour les deux autres classes (forêt secondaire et complexe habitat-agriculture), les nombres de taches et leurs aires totales augmentent, ce qui reflète leur présence plus marquée dans le paysage en 2001. Ce qui est remarquable dans le cas de la forêt secondaire, c'est la forte diminution qu'a connu la dominance de l'aire de la plus grande tache dans le paysage; elle est passée de 67,40 % à 23,67 % occasionnant ainsi une plus grande équitabilité entre les aires des taches comme dans le cas de la forêt dense. Dans la classe complexe habitat-agriculture, l'aire de la tache la plus grande est passée de 0,46 km² à plus de 4 km² avec une dominance de 41,50 % de la superficie totale de la classe provoquant une augmentation de l'aire moyenne et de l'aire totale de la classe. La conséquence de ce fait est la diminution de l'équitabilité dans cette classe. Il s'agit d'une classe en pleine expansion.

Tableau VI.2 Tableau récapitulatif des indices de structures spatiales calculés pour chacune des classes d'occupation du sol de l'île entre 1990 et 2001.

	forêt dense		forêt secondaire		complexe habitat-agriculture	
	1990	2001	1990	2001	1990	2001
n_j	10,00	10,00	20,00	28,00	34,00	79,00
$a_{ij} (km^2)$	32,96	22,87	13,62	16,39	2,59	9,92
$m_j (km^2)$	3,30	2,29	0,68	0,58	0,08	0,12
$a_{max,j} (km^2)$	32,11	20,02	9,18	3,88	0,46	4,12
$D_j (%)$	97,00	87,53	67,40	23,67	17,80	41,50
H_j	0,14	0,51	1,11	2,13	2,95	2,92
E_j	0,06	0,22	0,37	0,64	0,84	0,67

VI.7 Discussion

VI.7.1 Cartographie

L'ampleur de la déforestation est visible sur la carte de 2001. Mais la zone la plus touchée est celle située dans la partie Nord de l'île c'est-à-dire la plus proche de la métropole (Kisangani) et aussi pratiquement tout le contour de l'île. En effet, bénéficiant d'une accessibilité facile à partir du fleuve Congo, l'île Mbiyé fait de plus en plus l'objet d'occupation par la population. Des villages s'y installent et des activités s'y développent au détriment de la forêt. Selon Chezeaux (2003), cela constitue une caractéristique de mise en valeur des forêts en République Démocratique du Congo. En comparant la carte de 1990 et celle de 2001, on constate que les zones où il y a eu recul de forêts en 2001 sont localisées au niveau de petits points qui en 1990 appartenaient déjà à la classe complexe habitat-agriculture. Il y a donc une intensification notoire des actions des hommes sur les forêts de l'île à partir des points localisés déjà identifiés en 1990 comme anthropisés. Tout commence donc par une

ouverture. Or selon Gasana (2002), en Afrique, ce sont surtout les ouvertures qui sont utilisées par la population pour défricher les forêts denses. Tout autour de ces ouvertures, on rencontre d'abord les forêts secondaires avant les forêts denses. La mosaïque paysagère de l'île correspondrait au modèle de séquence paysager que Forman (1995) a défini comme étant le type nucléaire. En effet ici, le noyau est la classe complexe habitat-agriculture, ensuite autour de ce noyau, on a la forêt secondaire avant d'atteindre la forêt dense. Si la diffusion du noyau continue, à la longue il causera la disparition des autres types d'occupation du sol qui l'entourent. La forêt en général pour ses populations constitue un enjeu économique et social important. La dégradation de ces forêts se traduit directement par une détérioration de leurs conditions de vie et met en danger leur mode de vie (FAO, 1999). D'où l'importance de la sensibilisation pour son maintien et la préservation de la biodiversité qui s'y trouve.

VI.7.2 Matrice de transition

Le flux net de la succession de la végétation du paysage de l'île Mbiyé est donné par la figure VI.5.

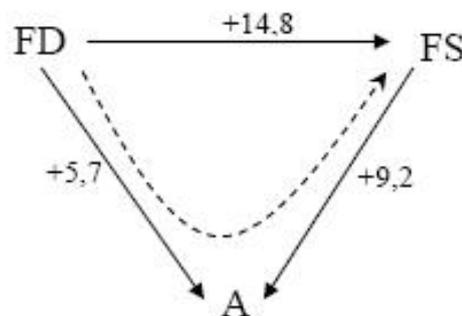


Figure VI.5 Flux net, en pourcentage de la succession de la végétation. FD : forêt dense, FS : forêt secondaire et A : complexe habitat-agriculture. La ligne de trait interrompu indique que le passage de FD à FS se fait via une étape intermédiaire souvent d'origine anthropique (A).

Dans le cas de notre étude, 17 % de forêt dense est devenu forêt secondaire contre seulement 2,2 % de restitution ce qui donne un flux net de formation de forêt secondaire de 14,8 %. Le passage de forêt dense à forêt secondaire se fait via une phase de perturbation, qui le plus souvent est d'origine anthropique (Bongers & Blokland, 2004) et c'est le cas de l'île Mbiyé. D'où la présence dans la figure VI.5 du trait interrompu entre la forêt dense et la forêt secondaire transitant par le complexe habitat-agriculture (A). Aussi 12,1 % de forêt secondaire a été anthropisée contre seulement 2,2 % de reconstitution soit un flux net de 9,2 %. Selon Bongers & Blokland (2004), les forêts secondaires sont des systèmes forestiers

hautement dynamiques faisant partie d'une série évolutive et pouvant se développer dans différentes directions. Le flux net élevé de la classe forêt secondaire vers la classe complexe habitat-agriculture est la résultante d'une perturbation dans la dynamique de succession évolutive normale de cette forêt vers la forêt dense. Pour la forêt dense 6,1 % sont devenues des zones anthropisées (complexe habitat-agriculture), on a un flux net de 6,1 %. Les zones les moins attaquées correspondent aux forêts marécageuses. Dans l'ensemble, on constate que le cycle est accentué dans le sens de la dégradation. On tend donc vers une situation de déséquilibre au détriment surtout de la forêt dense. Celle-ci se dégrade et il y a très peu de reconstitution. Cela pourrait être dû à la pleine expansion des cultures agricoles, à la fois commerciales et itinérantes observées de façon générale dans les forêts du bassin du Congo (PFBC, 2006).

VI.7.3 Distribution des aires des taches dans les classes forestières

Aussi bien dans les forêts secondaires que dans les forêts denses, les courbes des fréquences cumulées renseignent sur les aires des taches qui les composent. Le fait que les courbes de 1990 soient au dessus de celles de 2001, montre que dans l'effectif des taches de ces classes, il y a relativement plus de petites taches en 1990 qu'en 2001. Il est bien de signaler que les courbes de fréquences cumulées ne tiennent compte que de la fréquence et donc des nombres de taches présentes dans la classe. Ainsi, on voit bien que dans la classe forêt dense, bien qu'on ait 10 taches, la dominance de la plus grande tache est de 97 % en 1990 et 87,5 % en 2005 (tableau VI.2). Ce qui veut dire que dans cette classe, les 9 autres classes ne représentaient respectivement que 3 % et 12,5 % de l'aire totale. C'est ce qui explique la concavité de la courbe des fréquences cumulées des aires des taches de la figure VI.4. Pour la forêt secondaire, en 1990, la dominance de la plus grande tache est de 67,4 % de l'aire de cette classe alors que les 19 autres taches se partageaient les 32,6 %. En 2001, ce sont environ 27 taches qui se partagent les 76 % du paysage contre 24 % pour la tache dominante. Tout cela nous indique qu'en 1990 encore, il n'existait que des endroits très limités qui faisaient l'objet d'anthropisation. Les forêts constituaient encore des massifs avec quelques taches discontinues et une forte hétérogénéité au niveau des aires des taches. En 2001, bien que les nombres de taches des deux classes forestières ne soient pas très élevés (10 pour forêt dense et 28 pour forêt secondaire), les massifs sont par endroit disloqués (figure VI.2). La plus grande tache voit sa dominance se réduire. L'aire totale ainsi que l'aire moyenne diminuent entraînant l'augmentation de l'équitabilité dans ces classes forestières. En effet, s'attaquant

aux forêts, les endroits qui constituaient des blocs plus ou moins compacts sont morcelés par la population. Les tailles des grandes taches diminuent alors par réduction de l'intérieur par rapport à la lisière. Cette situation constitue un danger pour la préservation de la biodiversité de l'île car il est bien connu de tous que la fragmentation de l'habitat est source de perte de biodiversité (Henry *et al.*, 2007).

VI.7.4 Indices de structures spatiales

Il a été constaté dans chacune des classes entre 1990 et 2001, une variation dans les valeurs des indices. Ce qui indique une dynamique dans ce paysage. Les variations des valeurs des indices dans la classe forêt dense illustrent une perte d'habitat. Cette situation est également montrée par la cartographie où on observe des zones d'incursion de classe complexe habitat-agriculture dans la forêt dense en 2001. Dans la classe complexe habitat-agriculture, de grandes taches se sont formées, de sorte que la dominance de la tache maximale est passée de 18 à 41,5 %. Par ailleurs dans la classe forêt secondaire, considérant la structure des taches, on constate que l'aire de la plus grande tache a diminué en 2001, ce qui correspond alors à une dégradation au niveau de cette classe. Il s'agit donc d'une dégradation structurelle. L'augmentation de l'équitabilité et la diminution de la dominance de l'aire occupée par la plus grande tache indiquent en outre un morcellement des taches au niveau de ces classes forestières. Pour l'île Mbiyé, dans la période considérée, le scénario qui s'est passé par exemple dans la classe forêt est le suivant, en 1990, il avait 10 taches avec la tache maximale qui avait une dominance de 97 %. En 2001, sous l'influence anthropique, quelques petites taches vont disparaître ; pendant ce temps, la grande tache se morcelle créant ainsi d'autres taches de tailles plus petites et moyennes. Cela a pour conséquence la diminution de la valeur de la dominance de la tache maximale observée (tableau VI.2) causant donc plus d'équitabilité. Mais aussi une réduction de l'aire totale et de l'aire moyenne des taches de cette classe. Ce constat a aussi été déjà fait dans le Bas-congo (Bamba, 2006) où les grands massifs forestiers ont été morcelés et substitués par les savanes et jachères et champs. Le processus de transformation spatiale opéré dans la classe forêt dense est équivalent à celle que Bogaert *et al.* (2004) ont défini comme une perforation. Quant à la classe complexe habitat-agriculture, le processus défini équivaut à celui d'une création.

VI.8 Conclusions

Cette étude nous a permis grâce aux méthodes de l'écologie du paysage associées à la cartographie de mettre en évidence la dégradation du paysage de l'île Mbiyé entre 1990 et

2001. Cette île dont la matrice jadis était dominée par la forêt dense (67 % du paysage en 1990) est aujourd'hui fortement anthropisée. C'est surtout dans la partie Nord, proche de la ville de Kisangani et aussi pratiquement sur tout le contour que l'on a le plus constaté l'influence des actions anthropiques. La matrice de transition a permis de constater entre 1990 et 2001, un recul de 20 % de la forêt dense, une légère augmentation de 5 % de la forêt secondaire. La classe complexe habitat-agriculture, qui n'occupait que 5,3 % du paysage a eu sa proportion se multiplier par 4 (20,2 %). Le paysage évolue vers une mosaïque nucléaire où les villages et zone anthropisée occupent la position centrale dans le processus de dégradation. Aussi bien en 1990 qu'en 2001, dans les deux classes forestières, les aires des plus grandes taches restent dominantes. Bien que, près de 80 % des taches soient de faibles tailles (<0,5 km²), on note une augmentation de l'équitabilité entre les taches de ces classes. Pendant que dans la classe complexe habitat-agriculture, la formation de nouvelles taches et aussi de grandes taches provoquent une diminution de l'équitabilité entre les aires des taches qui la composent. Les causes sont multiples, passant par la pression démographique et son corollaire de besoins vitaux et surtout aux différents conflits armés qui ont sévi dans la région ces dernières années. La biodiversité de l'île est donc menacée si des mesures idoines de préservation ne sont pas mises en place. L'effort de création d'une réserve déjà engagé par le Rotary Belgique depuis 2000 en collaboration avec les autorités est salutaire. Mais il reste à l'appuyer sur le terrain, sinon à ce rythme, dans quelques années les forêts de l'île seront un souvenir lointain et nul n'ignore les conséquences tant sur les populations environnantes que sur la biodiversité animale et végétale.

VI.9 Remerciements

Les auteurs remercient le gouvernement de Côte d'Ivoire pour la bourse doctorale octroyée à Bamba I., la C.T.B. pour la bourse de Nshimba H. et Iyongo L., le FRM Kisangani (Chabbert J.) pour son soutien.

CHAPITRE VII. LA VARIABILITE DU FACTEUR DE GRADUATION UTILISE DANS LA METHODE D'ESTIMATION DE LA DIMENSION FRACTALE DES MOSAÏQUES PAYSAGERES: CAS D'UN PAYSAGE DE LA PROVINCE DU BAS CONGO EN RÉPUBLIQUE DÉMOCRATIQUE DU CONGO

En écologie, l'utilisation des indices pour mesurer ou matérialiser des observations est très utile. Dans le cadre de l'anthropisation, la dimension fractale, quantifiant l'irrégularité inhérente aux objets naturels est reconnue comme une mesure très fiable. Sa détermination par la méthode logarithmique nécessite de considérer comme constante le facteur de graduation. La présente étude a permis de vérifier la constante de ce facteur de graduation en variant les unités de mesures du paysage. Un cas pratique d'application sur un paysage réel a été utilisé. L'étude a permis de tester l'hypothèse 5.

VII.1 Référence

Bamba I., Iyongo L., Imre A., Li Z.Q., Rousseau R. & Bogaert J., 2009. La variabilité du facteur de graduation utilisé dans la méthode d'estimation de la dimension fractale des mosaïques paysagères: cas d'un paysage de la province du Bas Congo en République Démocratique du Congo. *Annales des Instituts Supérieurs d'Etudes Agronomiques Bengamisa*, **4**: 168-176.

VII.2 Résumé

Le fonctionnement écologique d'une mosaïque paysagère est déterminé par sa composition et sa structure spatiale. Ceux-ci dépendent, à leurs tours, de l'arrangement des taches du paysage, leurs aires et de leurs géométries. La théorie de la fractale permet la description de l'irrégularité inhérente aux objets naturels tels que les taches dans les paysages. Cette irrégularité de la forme des taches déterminera leurs interactions avec la matrice (l'élément englobant). La dimension fractale (D) peut être considérée comme une mesure de complexité de paysage caractérisant la rugosité de périmètre. En écologie du paysage, une relation entre le périmètre d'une tache et l'aire est utilisée pour déterminer cette dimension. Cette méthode exige la connaissance d'un facteur de graduation k , qui est considéré constant pour n'importe quelle tache donnée et qui refléterait la forme de taches. Pour éviter la détermination de k , une technique de régression est généralement appliquée. Nous montrons que la prétention selon laquelle k est une constante devra être reconsidérée et aussi que k dépend de l'unité de mesure choisie et de la dimension fractale (D). Cette dépendance sera plus importante pour les

paysages peu anthropisés, caractérisés par des D élevées. Un exemple tiré d'un paysage situé dans la province du Bas-Congo (République Démocratique du Congo) est inclus pour illustrer les concepts et conclusions théoriques.

Mots clés : Dimension fractale ; écologie du paysage ; indices paysagers ; forme d'une tache.

VII.3 Abstract

The ecological functioning of a landscape mosaic is determined by its composition and spatial pattern which, in their turn, depend on patch arrangement, patch size distribution, and patch shape heterogeneity. Fractal theory offers methods for describing the inherent irregularity of natural objects such as landscape patches. The fractal dimension (D) can be considered a measure of landscape complexity characterizing perimeter roughness, which determines patch-matrix interactions. In landscape ecology, a power-law relationship between the perimeter of a landscape patch and its area is used to determine the fractal dimension. This method requires the knowledge of a scaling factor k , which is considered constant for any given patch and which is assumed to reflect patch shape. To avoid determination of k , a regression technique is generally applied for a set of patches of different sizes at one scale. It is shown that the assumption on the constancy of k should be reconsidered, and that k depends on the unit of measurement and on D . This dependence will be more important for natural landscapes characterized by $D \approx 2$. An example of observed landscape patterns in the Bas-Congo province (Democratic Republic of the Congo) is included to illustrate the concepts and the theoretical findings.

Key words: Fractal dimension, landscape ecology, landscape metrics, patch shape.

VII.4 Introduction : Dimension fractale des taches de paysage

En écologie de paysage, le modèle « tache-corridor-matrice » est généralement utilisé pour illustrer la composition du paysage (Forman, 1997) ; toutes mosaïques d'occupation du sol se composent seulement de ces trois types d'éléments spatiaux et chaque unité du paysage est soit une tache, soit un corridor ou encore la matrice, cette dernière étant l'élément englobant. Dans la pratique, la quantification des structures paysagères revêt un grand intérêt dû au fait que les processus écologiques sont liés à cette structure spatiale (Krummel *et al.*, 1987 ; Turner *et al.*, 2001).

La théorie des fractales donne des méthodes de description des irrégularités de formes naturelles (Figure VII.1) et la dimension fractale (notée D) est considérée comme une mesure de complexité du paysage (Kenkel, 1996).

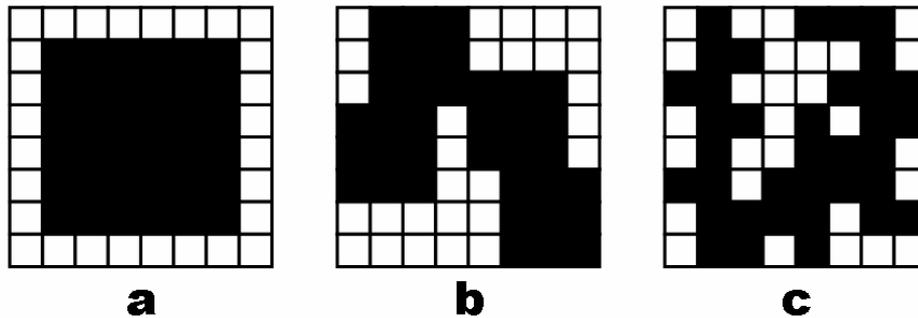


Figure VII.1. La dimension fractale comme indice de complexité. En a) une tache régulière caractérisée par $D=1$. En b) une tache de complexité intermédiaire caractérisée par $1 > D > 2$ et en c) une tache de complexité élevée qui est caractérisée par $D \approx 2$. Les trois taches ont une aire identique de 36 pixels.

Généralement, D illustrant la complexité du périmètre d'une tache ($D \approx 1$ pour les formes régulières ; $D \approx 2$ pour les formes complexes) est déterminée par la relation qui existe entre le périmètre P et l'aire A (Lovejoy, 1982 ; Mandelbrot, 1983 ; Cheng, 1995 ; Halley *et al.*, 2004):

$$P = k\sqrt{A}^D \quad (\text{VII.1})$$

avec k , le facteur de graduation aussi appelé « préfacteur » (Halley *et al.*, 2004) reliant A à P , supposé constant et reflétant les formes des taches (De Cola, 1989, Cheng, 1995, Kenkel, 1996, Addison, 1997, Imre, 2006). La vérification de cette assertion constitue le noyau de la présente contribution.

L'exposant D obtenu à partir de l'analyse de la relation A - P peut être utilisé pour estimer la dimension fractale du périmètre sous condition que la dimension de l'aire soit égale à la dimension euclidienne (Cheng, 1995 ; Imre, 2006 ; Imre & Bogaert, 2004). D ne peut pas être directement calculé à partir de l'équation (VII.1) puisque D et k sont inconnus pour une tache isolée du paysage. Pour résoudre l'équation (VII.1) pour D , la relation entre P et A est généralement reformulée en utilisant une transformation logarithmique (Halley *et al.*, 2004):

$$\ln(P) = \frac{D}{2} \ln(A) + \ln(k). \quad (\text{VII.2})$$

La droite de régression $\ln(A)-\ln(P)$ donnant D (par l'intermédiaire de la pente qui équivaut à $D/2$) et k (par l'intermédiaire de l'interception) est une technique généralement citée en littérature d'écologie du paysage sous le nom de « la méthode de régression linéaire logarithmique ». Elle est basée sur l'analyse des taches de différentes tailles de la même échelle en tant que « substitut » d'un changement d'échelle (Frohn, 1998). Son application requiert des données suffisantes et l'auto-similarité entre les taches considérées (De Cola, 1989 ; Imre, 2006). Cette dernière condition est supposée remplie quand des taches sont issues du même processus (Imre & Bogaert, 2004).

VII.5 Le facteur de graduation ou de forme « k » est-il constant?

Bien que k soit généralement considéré constant (De Cola, 1989 ; Cheng, 1995 ; Kenkel, 1996 ; Imre, 2006), différentes définitions lui sont données en littérature. Dans Turner *et al.* (2001), k est défini comme un facteur qui prend différentes valeurs selon la méthode appliquée pour estimer P (Bribiesca, 1997 ; Bogaert *et al.*, 2000). Dans Olsen *et al.* (1993), k est déterminée par la géométrie des cellules (« pixels ») composant l'image. Cette dernière définition devrait être considérée avec prudence, puisqu'elle n'est pas dérivée des idées initiales de Mandelbrot (1983), fondateur de la théorie de la fractale. D'ailleurs, bien que le calcul utilisé pour estimer D soit simple, une variété de formules alternatives a été utilisée, différente de l'équation (VII.1), créant ainsi une confusion considérable lorsqu'il s'agit de faire des comparaisons entre les études (Turner *et al.*, 2001).

Néanmoins, la définition de k comme facteur constant de forme (De Cola, 1989 ; Cheng, 1995 ; Kenkel, 1996 ; Imre, 2006) s'avère discutable et par conséquent l'équation (VII.1) devrait être reconsidérée, car basée sur une indépendance de k et de D . L'on constatera ici que k varie avec D et avec l'unité de mesure λ utilisée pour mesurer P et A .

Considérons P' et A' , définis respectivement par $P'=\lambda P$ et $A'=\lambda^2 A$ et $\lambda \neq 0$. Si P et A étaient exprimés en km respectivement km^2 , $\lambda=10$ signifierait que P' et A' mesurent la même tache en hectomètres (10^2m) et hectares (10^4m^2) respectivement. Ce choix arbitraire des unités de la longueur et de l'aire n'a aucune influence sur la valeur de D . Les nuages de points utilisés pour la détermination de D par la régression linéaire pour $\lambda \neq 1$ subissent seulement une translation et pas de rotation relative au nuage de points pour $\lambda=1$. Pour $\lambda > 1$, les nuages sont situés plus loin de l'origine que les valeurs de $\lambda=1$. Pour le $\lambda < 1$, le faisceau de points sera plus proche de l'origine. Puisque D ne dépend pas de λ (c'est-à-dire, la pente de la droite de

régression ne change pas en fonction de λ), les équations (VII.1) - (VII.2) peuvent être réécrites comme suit:

$$P' = k' \sqrt{A'}^D \Leftrightarrow \ln P' = \frac{D}{2} \ln A' + \ln k' \quad (\text{VII.3})$$

avec k' le nouveau facteur de graduation reliant cette fois-ci P' à A' .

La substitution de P' par λP et de A' par $\lambda^2 A$ et la combinaison avec l'équation (VII.2) mène à:

$$\ln k' = \ln k + (1 - D) \ln \lambda, \quad (\text{VII.4})$$

ou encore

$$k' = k \lambda^{(1-D)}. \quad (\text{VII.5})$$

L'équation (VII.5) nous démontre que le facteur de graduation ou de forme k n'est pas une vraie constante et qu'il change en fonction de D et de λ . L'égalité entre k et k' s'observe lorsque $\lambda=1$ (Figure VII.2; point d'intersection des lignes) ou si $D=1$ causant ainsi $\lambda^{1-D} = \lambda^0 = 1$, qui correspond à la ligne horizontale. Pour $2 \geq D > 1$ et $\lambda > 1$ on a $k' < k$ car $\lambda^{1-D} < 1$. Quand $2 \geq D > 1$ et $\lambda < 1$, alors $k' > k$ car $\lambda^{1-D} > 1$.

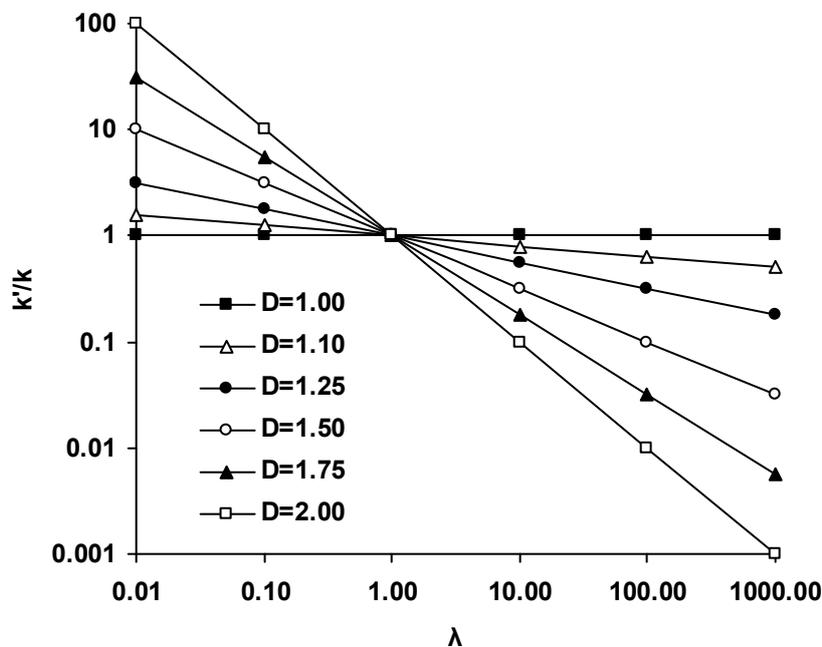


Figure VII. 2. Impact de l'unité de mesure λ et de la dimension fractale D sur le rapport entre le facteur de graduation k' observé pour $\lambda \neq 1$ et son homologue k associé avec $\lambda=1$ (données simulées sur base de l'équation (VII.5)).

Pour les formes complexes, elles sont déjà caractérisées par $D \approx 2$ et $k' = k/\lambda$. Dans pareils cas, les changements majeurs entre k et k' sont observés pour les valeurs considérées de λ (Figure VII.2). Cela montre que pour les taches de formes complexes, l'impact de λ sur le préfacteur est plus grand que pour les formes régulières où $D \approx 1$. Ainsi pour les paysages fortement modifiés ou aménagés par l'homme, caractérisés par des dimensions fractales faibles (Krummel *et al.*, 1987 ; O'Neill, 1988), le choix de l'unité de mesure aura un impact plus négligeable que pour les paysages naturels caractérisés par l'irrégularité et la grande complexité des formes indiquée par des dimensions fractales élevées.

Cette variation de k en fonction de λ et de D , comme montrée mathématiquement dans les équations (VII.4) et (VII.5), peut s'expliquer. En effet, en littérature des fractales, λ correspond à la notion de la « mesure » ou « règle » employée pour mesurer P et A et il est souvent désigné par le symbole δ . L'équation (VII.1) pourrait par conséquent devenir :

$$P(\delta) = k A(\delta)^{D/2} \quad (\text{VII.6})$$

Une analyse de dimension montre que k n'est pas sans unité ; l'équation (VII.6) devrait alors être réécrite :

$$P(\delta) = k(\delta)^{(1-D)} A(\delta)^{D/2} . \quad (\text{VII.7})$$

L'équation (VII.7) montre pourquoi le facteur de graduation n'est pas constant : il contient un facteur $\delta^{(1-D)}$ qui confirme l'équation (VII.5). Dans l'utilisation pratique de la méthode de régression de $\ln(P)$ en fonction de $\ln(A)$, ce n'est pas toujours k (correspond à $\lambda=1$) qui est mesuré mais souvent aussi k' (correspondant à $\lambda \neq 1$) et c'est cela qui explique la variation apparente du préfacteur. Donc k' n'est pas constant mais k , lui est une constante. Alors donc, il faudra changer l'équation (VII.1) en cette nouvelle équation afin de souligner la variabilité potentielle du préfacteur et surtout d'avertir l'utilisateur :

$$P = k' \sqrt{A}^D \quad (\text{VII.8})$$

VII.6 Analyse du modèle de fractale de périmètre-aire pour des taches d'un paysage de la République Démocratique du Congo

L'aire et le périmètre des taches de paysage ont été mesurés pour une zone test d'environ 410km² située dans la province du Bas-Congo (15°23'E-15°38'E ; 4°52'S-5°00'S) en République Démocratique du Congo. Une carte d'occupation du sol a été produite sur base

d'une mosaïque d'images ASTER (du 18.07.2003) soutenues par une mission sur le terrain effectuée en mai-juin 2005 (Bamba, 2006). La carte est constituée de quatre classes d'occupation du sol: la savane, les jachères et champs, la forêt secondaire et la forêt primaire. Les données de base concernant les quatre classes sont indiquées dans le tableau VII.1. Ces valeurs ont été obtenues grâce à l'extension du logiciel ArcView3.3 dénommée « patch analyst ». Cette extension permet de calculer les indices du paysage.

Tableau VII.1 Données de base sur la zone test située dans la province du Bas-Congo en République Démocratique du Congo.

	Nombre de taches	Aire [km ²]	Aire de la plus petite tache [km ²]	Aire de la plus grande tache [km ²]
Savane	299	119,49	0,038	28,29
Jachères et champs	169	220,39	0,040	178,03
Forêt secondaire	212	22,86	0,038	2,50
Forêt primaire	195	40,79	0,039	9,36

Les valeurs de D et k ont été estimées pour $\lambda=10, 1, 10^{-1}, 10^{-2}, 10^{-3}, 10^{-4}$ par régression linéaire (équation (VII.2)). Pour $\lambda=1$, les aires des taches sont exprimées en km² et leurs périmètres en km. La qualité de l'estimation de D par régression linéaire est reflétée par le coefficient de régression R^2 . Toutes les régressions dans l'étude sont caractérisées par $R^2 \approx 0.9$ et c'est ce qui justifie l'utilisation de cette méthode (Figure VII.3).

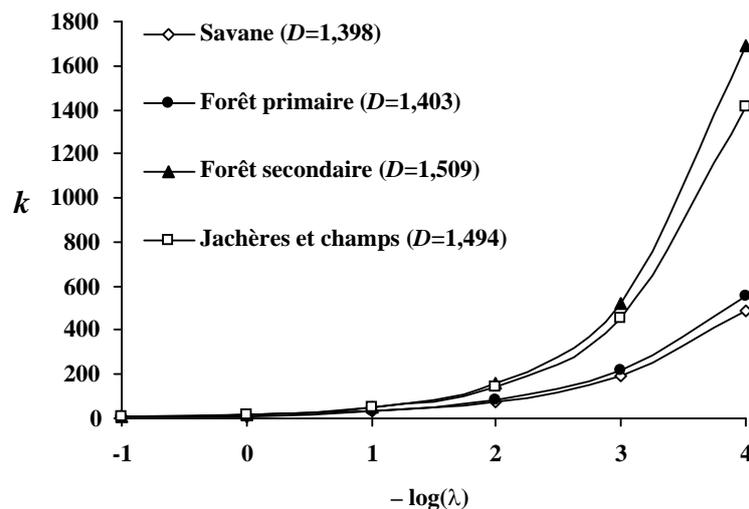


Figure VII. 3 Impact de l'unité de mesure (λ) sur le facteur de graduation k obtenu par la méthode de régression linéaire de $\ln(P)$ en fonction de $\ln(A)$. Données prises de l'étude d'une zone test située au Bas-Congo en République Démocratique du Congo. D est la dimension fractale des classes.

Le paysage étudié occupe une position intermédiaire entre les paysages fortement anthropisés ($D \approx 1$) et les paysages tout à fait naturels, sans impact humains notables ($D \approx 2$). Ce qui est illustré par les valeurs moyennes de D comprises entre $D=1,40$ et $D=1,51$. Le plus fort impact de λ sur k est observé dans la classe forêt secondaire, qui est caractérisée par la plus grande valeur de D parmi les quatre classes considérées. Ces effets sont montrés dans la Figure VII.3, où la courbe représentant la forêt secondaire est au dessus de toutes les autres. La courbe montrant la plus petite augmentation du facteur de graduation est celle de la classe de la savane, comme expliqué plus haut et caractérisée par la dimension fractale la plus faible ($D=1,398$).

VII.7 Conclusions

En écologie de paysage, la corrélation entre le périmètre P d'une tache de paysage et son aire A est généralement utilisée pour déterminer la dimension fractale D . Cette relation contient un facteur de graduation k reliant A à P , considéré comme constant et reflétant les formes des taches. Dans cet article, nous montrons que k n'est pas une vraie valeur constante, et qu'il change en fonction de l'unité de la mesure utilisée (λ) et de D . Les formes irrégulières illustrées par une grande valeur de D sont caractérisées par une plus forte variation de k que les formes régulières. Pour une tache dont la forme théorique est parfaite, c'est-à-dire $D=1$, aucune influence de λ ne sera observée. Tous les résultats théoriques sont confirmés par l'étude d'un paysage situé dans la province du Bas-Congo en République Démocratique du Congo. La présente étude ne rouvre pas la discussion sur la méthode de régression pour déterminer D ni sur l'interprétation de D elle-même. Son importance est plutôt de souligner la signification souvent attachée en littérature à k comme facteur de forme ; cette dernière interprétation du facteur de graduation devrait être faite avec prudence, puisque, l'évaluation de forme ne devrait pas dépendre du λ , un principe implicitement lié à la théorie du fractale.

VII.8 Remerciements

Les auteurs remercient le gouvernement de Côte d'Ivoire pour la bourse doctorale octroyée à Bamba I., la C.T.B. pour la bourse de Iyongo L., l'Université libre de Bruxelles pour un crédit rectoral de recherche, le F.N.R.S. pour le crédit n° 1.5.028.05 et enfin le Service Laïque de Coopération au Développement pour le financement de la mission de terrain de Bamba I.

CHAPITRE VIII. DISCUSSION GENERALE

VIII.1 Dégradation, déforestation et fragmentation du paysage

Les notions de dégradation, déforestation et fragmentation sont couramment employées dans la littérature se référant à l'habitat forestier pour illustrer des dysfonctionnements dans cet habitat (PFBC, 2006). Très souvent, la confusion apparaît dans leur utilisation, il est donc utile de lever toutes ambiguïtés quant à l'emploi de ces termes.

La déforestation est la résultante d'une dynamique de l'occupation du sol au cours de laquelle le milieu forestier fermé est remplacé par un autre type d'occupation du sol (espaces agricoles, jachères, savanes). Quant à la dégradation, très délicate et subtile, elle concerne plus la qualité voire le fonctionnement de la forêt. La dégradation est un processus de changement au sein de la forêt qui affecte négativement ses caractéristiques. Ces diverses caractéristiques ("qualité de la forêt") désignent la structure ou fonction qui détermine la capacité de fournir des produits et/ou services forestiers (FAO, 2009). La dégradation de la forêt se distingue de la déforestation qui, elle est un processus de changement avec un passage de la 'forêt' à la 'non-forêt'. La dégradation des forêts s'accompagne généralement d'une réduction du couvert végétal, et en particulier arboré (FAO, 2009). Néanmoins, elle n'est pas nécessairement un précurseur de la déforestation; les forêts peuvent rester dégradées pendant une longue période et ne jamais être complètement déboisées (Angelsen, 2008). La dégradation est généralement causée par des perturbations dont l'ampleur, la qualité, l'origine et la fréquence sont variables (FAO, 2006 ; Schoene *et al.*, 2007). Le processus de changement peut être naturel (feu, orages, neige, ravageurs, maladies, pollution atmosphérique, changement de températures, par exemple.) ou anthropique (exploitation forestière non durable, collecte excessive de bois de feu, cultures itinérantes, surpâturage, et autres.). Ce dernier peut être intentionnel (direct) par une coupe excessive, le surpâturage, des jachères trop brèves ou involontaire (indirect), par exemple par la propagation d'espèces exotiques envahissantes ou de maladies infectieuses, la construction de routes ouvrant des zones précédemment inaccessibles (FAO, 2009).

La fragmentation, désignant une perte de la continuité de l'habitat forestier, se manifeste par le morcellement d'un grand tenant forestier en plusieurs îlots. Du fait qu'elle implique une perte de l'habitat forestier, la fragmentation est aussi une forme de déforestation (Gascon *et al.*, 2003). En plus, augmentant la densité relative de la lisière, elle provoque une dégradation des îlots formés en modifiant leur composition en espèces, en général au détriment des

espèces les plus spécialisées de l'habitat original (Douglas *et al.*, 2000 ; Pereboom, 2006). Ainsi, la fragmentation est considérée comme un indicateur principal de la dégradation du paysage, causant un changement de la composition et la phénologie de la végétation (vivace vers annuel) et un changement dans le régime hydrologique (Groves, 1998). Qui parle de la fragmentation des habitats parle implicitement de la perte et/ou de la dégradation de l'habitat forestier que cela implique. C'est pourquoi, la fragmentation a été reconnue comme une menace majeure pour les écosystèmes forestiers dans le monde entier (Lida & Nakashizula, 1995 ; Dale & Pearson, 1997 ; Noss, 2001 ; Armenteras *et al.*, 2003).

Dans le présent travail, nous avons constaté que ces trois termes (déforestation, dégradation et fragmentation) sont généralement très proches avec généralement les mêmes causes : l'anthropisation du paysage. En effet, dans les différents cas étudiés, il s'est avéré qu'ils se côtoient étroitement. Dans le Bas Congo (chapitre II et chapitre III), le processus de dégradation de la forêt dense entraîne son morcellement (fragmentation) et son affectation à d'autres usages. Sur l'île Mbiyé (chapitre VI), jusque 17 % du paysage occupé par la forêt dense est devenu forêt secondaire. Ce passage de forêt dense à forêt secondaire, qui est dû à la dégradation de la première, se fait via une phase de perturbation, qui est le plus souvent d'origine anthropique (Bongers & Blokland, 2004).

En écologie du paysage, la fragmentation du paysage est un concept clé (Baudry & Burel, 2003; Bogaert & Mahamane, 2005). C'est pourquoi dans plusieurs chapitres de cette thèse, l'accent a particulièrement été mis sur ce processus qui concentre à la fois les deux phénomènes de dégradation et de déforestation des milieux forestiers. En effet, la fragmentation constitue un aspect de la dégradation des forêts car elle dérive en grande partie des mêmes facteurs. Toutefois, outre les perturbations naturelles, elle est influencée par les changements d'affectation des terres et la perte des habitats : le défrichement de la végétation naturelle pour l'agriculture ou la construction de routes, entraîne aussi la fragmentation d'habitats précédemment continus (FAO, 2009).

VIII. 2 Facteurs et conséquences de l'anthropisation des paysages forestiers

La présente étude a mis en évidence l'influence des actions anthropiques sur les paysages naturels. Ces actions se déroulent suivant un certain nombre de facteurs. Elles peuvent entraîner des conséquences aussi bien directes que indirectes sur les écosystèmes et in fine l'homme lui-même, à travers la perte de biodiversité (Sala *et al.*, 2000), les changements

climatiques régionaux (Chase *et al.*, 1999), le réchauffement climatique global et tout son corollaire (Houghton *et al.*, 2001).

Les causes de l'anthropisation du milieu sont inhérentes aux rapports socio-culturels empiriques que l'homme, en tant que composante de cet écosystème, a toujours entretenus avec ce dernier (Delvingt, 2007). Les forêts sont sources de nourriture, de refuge, de combustibles, de vêtements, de médicaments et lieu de culte pour de nombreuses ethnies. Sans elles, ces populations perdent tout repère (Grenan & Joiris, 2000). Mais la situation forestière en Afrique présente d'immenses défis, car les contraintes liées à la faiblesse des revenus, au manque de vigueur des politiques et à l'insuffisance du développement institutionnel y sont plus fortes qu'ailleurs (FAO, 2009). De nombreuses pressions telles que l'exploitation forestière, le contexte social et économique et l'explosion démographique, commencent à peser sur ces forêts (Lambin *et al.*, 2001). Nous avons pu constater que les conséquences sur l'habitat forestier sont surtout la dégradation, la fragmentation et la déforestation ; soit en somme une perte de la qualité et de la quantité de l'habitat forestier. Bien que les débats soient encore en cours sur la hiérarchisation des causes de régression de la qualité et de la quantité de l'habitat forestier (Allen & Barnes, 1985 ; Anderson, 1986 ; Rudel, 1993 ; Rudel & Roper, 1996 ; Mather & Needle, 2000 ; Geist & Lambin, 2001 ; Lambin *et al.*, 2001), tous sont unanimes que les causes principales actuelles sont humaines. C'est l'homme, de façon directe ou indirecte qui entraîne ce déclin de l'habitat forestier. Dans le cadre de cette étude, nous n'avons pas pour objectif de désigner telle ou telle paramètre comme étant la seule à la base de ce phénomène en République Démocratique du Congo car il n'existe pas de cause unique de ce phénomène (Lambin *et al.*, 2001). Mais, nous avons dans notre approche basée sur les techniques de l'écologie du paysage, montré les impacts de certains éléments liés à l'homme et à ses activités sur le paysage. Cela a permis de constater que la proximité des routes et des villes est corrélée à la diminution des proportions de forêts (chapitre V), que l'agriculture itinérante au Bas Congo entraîne la dégradation et la déforestation pouvant aboutir à la savanisation du paysage (chapitre III), que la proximité et l'importance socio-économique des villes accentuent les pressions sur les paysages forestiers environnants (chapitre II, III, V) et également que la fragmentation du paysage forestier augmente avec la densité de la population (chapitre IV). C'est donc tout un ensemble de causes qui aboutit à ces changements observés dans les paysages forestiers en République Démocratique du Congo.

Mais, pour nos cas d'étude, nous pourrions noter qu'aussi bien dans le Bas Congo que dans la Province orientale de la République Démocratique du Congo, la déforestation est le plus souvent liée à trois facteurs principaux que sont l'exploitation et la gestion non rationnelle des ressources forestières, la pression démographique et le faible niveau de vie dû à la paupérisation croissante de la population.

Il est reconnu que l'exploitation forestière par des compagnies forestières continue d'influencer la déforestation (par exemple dans la province orientale) par l'ouverture des pistes et routes (Karsenty & Maitre, 1994) et par les méthodes appliquées lors de la méthode sélective d'extraction du bois (Sist & Nguyen-The, 2002; Berry *et al.*, 2008) sans oublier son impact sur la détérioration des sols (Dupuy, 1998; Puig, 2001). Néanmoins, dans la plupart des cas, les gens coupent les forêts pour cultiver la terre, pour se nourrir et également pour desservir les grandes villes environnantes en produits forestiers et aussi bois de chauffe. Ainsi, face à la forte croissance démographique dans ces villes et au faible niveau de vie des populations aussi bien urbaines que rurales, la satisfaction impérieuse de ces besoins vitaux conduit à la pratique agricole non durable (agriculture itinérante), au défrichement et au « pillage » des ressources les plus proches (Whitmore, 2005) souvent liés à leurs habitudes culturelles. La fragilité des écosystèmes ne leur permet pas de résister à de telles agressions et oblige souvent les populations à se déplacer vers des forêts plus éloignées et le plus souvent le long des axes de communications (Bogaert *et al.*, sous presse). Dans le Bas Congo par exemple, la population ne pratique l'agriculture que dans les « forêts » ; en plus chaque année, par tradition, elle met le feu aux savanes qui donc n'ont pas le temps d'évoluer vers d'autres types de savanes plus riches en ligneux. Il s'en suit alors une régression des forêts de par la mauvaise pratique de l'agriculture itinérante sur brûlis et un accroissement des savanes herbeuses. A côté de l'agriculture et exploitation forestière incontrôlée du bois, les feux peuvent avoir un impact important sur les forêts (Siegert *et al.*, 2001, Barima, 2009) en raison de la forte présence des objets combustibles, souvent des produits secondaires de l'exploitation du bois (Laurance, 2000; Asner *et al.*, 2005). La situation socio-politique de ces dernières années et les conséquences (guerres civiles, déplacement des populations vers les forêts pour s'y réfugier) ont également contribué au déclin de l'habitat forestier (Nshimba, 2008) surtout dans la province orientale (cas de l'île M'Biyé, chapitre VI). Individuellement, les facteurs ci-dessus n'auraient pas été responsables de la diminution frappante des forêts; mais c'est plutôt, la synergie négative issue de leur combinaison qui crée cet effet dans les paysages.

VIII. 3 Quantification des effets anthropiques sur le paysage

L'Écologie du paysage est définie comme l'étude des processus écologiques dans leur contexte spatial (Antrop, 2001; Stine & Hunsaker, 2001 ; Bogaert & Mahamane, 2005). L'importance de l'étude de la configuration spatiale du paysage est justifiée par le fait qu'en analysant les structures du paysage et leur dynamique, des déductions utiles au sujet des processus (écologiques) fondamentaux peuvent être faites, et vice versa (Turner , 1989 ; Coulson *et al.*, 1999 ; Bogaert *et al.*, 2004). Selon cette hypothèse, l'intervention humaine va influencer le fonctionnement écologique des écosystèmes du paysage. C'est pourquoi, la détection des effets anthropiques sur les paysages, ainsi que leur quantification sont considérées comme une activité essentielle des écologistes du paysage. Pour décrire la structure du paysage et sa dynamique, il faut considérer la configuration du paysage c'est-à-dire sa composition (les types d'occupation du sols et leur proportion) et sa structure (disposition spatiale des éléments). La conversion des paysages naturels en paysages anthropisés entraîne de vastes changements dans la configuration spatiale de ce paysage (Collinge, 1998). Une étude de la répartition spatiale des paysages et leur dynamique peut donc révéler l'impact des activités humaines sur ces paysages. Pour ce faire, l'écologie du paysage fait recours à divers outils et sciences. Dans la présente thèse nous avons utilisé la télédétection qui grâce aux traitements des images satellites nous a permis d'établir des cartes d'occupation du sol (chapitres IV et V). Pour les études de la dynamique de l'occupation du sol, nous avons eu aussi recours à des cartes de types et de résolutions différentes. Les comparaisons entre ces cartes n'ont été possibles que par l'utilisation de certaines techniques cartographiques telle que l'harmonisation des légendes et le minimum mapping unit (chapitres II et III). Egalement, la matrice de transition a été utilisée pour déterminer les proportions d'affectation des sols (chapitres II, III et VI). Pour identifier les types de processus de transformation spatiale, l'arbre de décision a été utilisé (chapitres II, III et VI). L'effet anthropique a aussi été mis en évidence par la technique de la dimension fractale (chapitres II, III et VII) et surtout les calculs d'indices de composition et de structure du paysage.

Afin de quantifier l'anthropisation du paysage, un grand nombre d'indices a été présenté et testé depuis la fin des années 1980, et plusieurs logiciels ont été développés pour faciliter leur calcul (Bogaert & Mahamane, 2005). Cependant, de nombreux indices se sont révélés être corrélés (Bogaert & Hong, 2004) ; ce qui introduit des informations redondantes dans l'analyse du paysage, compliquant ainsi l'interprétation. Dans le présent travail, afin de limiter le nombre d'indices, nous avons utilisé uniquement ceux ayant trait au nombre, à l'aire

et au périmètre des taches qui sont considérés comme les éléments essentiels de la configuration du paysage (Li & Reynolds, 1994; Giles & Trani, 1999; Bogaert & Hong, 2004).

Selon Bogaert *et al* (sous presse), l'anthropisation dans le milieu naturel est généralement caractérisée par la fragmentation de ce milieu, une augmentation de la lisière, un changement dans la géométrie des taches et une évolution des classes anthropisées au détriment des classes naturelles d'occupation du sol. Ces constats leur ont permis de suggérer des voies d'analyse et de quantification de l'anthropisation du paysage s'articulant autour des points suivants : (1) la quantification de la fragmentation des habitats naturels ; (2) la quantification des effets de bord afin de mesurer l'impact écologique des activités humaines ; (3) la détermination de la dimension fractale des taches pour détecter l'anthropisation des paysages naturels ; et (4) la détermination des processus de transformation du paysage. Dans la présente étude, comme Bogaert *et al.* (sous presse), nous avons quantifié la fragmentation par des indices, la dynamique de l'occupation du sol dans les deux provinces par la matrice de transition et la détermination du processus de transformation spatiale. Concernant la dimension fractale, bien que reconnue comme une méthode très fiable de description de l'effet anthropique sur la forme des taches (Krummel *et al.*, 1987, Urban *et al.*, 1987), elle implique une certaine vigilance car le facteur de graduation supposé constant, dans l'estimation de la dimension fractale des mosaïques paysagères, s'est avéré variable en fonction de l'unité de mesure.

C'est le lieu de signaler le caractère subjectif du facteur temps dans une étude diachronique (De Maret, 2000) car la définition du processus de transformation spatiale dans un paysage est aussi fonction de la durée de l'étude. D'où la nécessité de choisir des périodes pouvant réellement convenir pour une modification du paysage forestier suivant l'échelle spatiale définie. Il est vrai qu'une bonne quantification de l'effet anthropique nécessite une approche du paysage sous une échelle idéale. D'où l'intérêt de varier les échelles spatiales. Des revues bibliographiques exhaustives exposent les fondements à la fois scientifiques et méthodologiques des approches multi-échelles de description du paysage, notamment dans le domaine de l'écologie du paysage (Forman, 1995 ; Turner, 1989 ; Wu *et al.*, 2000). En effet, tout au long de cette étude, nous avons fait varier les échelles dans les différents cas d'études afin de mieux élucider les effets anthropiques sur les différents paysages. Cela s'explique par le fait que l'impact de l'homme est fonction du phénomène étudié. Ainsi, les influences des pratiques agricoles (Chapitres II, III et VI) ne sont pas perceptibles au même niveau d'échelle

spatiale que les effets des routes ou de la densité de la population qui eux nécessitent de considérer un paysage plus étendu.

VIII. 4 Eléments pour la gestion durable de l'habitat forestier - Thèse Boserupienne comme une alternative à la déforestation

Tout au long de cette étude, nous avons insisté sur le fait que les forêts constituent un enjeu considérable : au niveau global, dans la conservation de la biodiversité et la lutte contre l'effet de serre et au niveau local : pour la satisfaction des besoins des peuples qui en sont dépendant. Malheureusement, les forêts continuent à régresser sous l'effet combiné de l'inflation démographique, de manque de politiques de gestion appropriées, le tout favorisé par le contexte de pauvreté croissante des populations. La gestion durable de l'habitat forestier nécessite dans un premier temps la compréhension des causes du déclin de cet habitat. Ces causes étant spécifiques d'un endroit de la terre à un autre (Geist & Lambin, 2001), les solutions doivent surtout être elles aussi locales. Par le passé, certaines lois, pour « la conservation et la protection des forêts » ont contraint des populations à se déplacer afin de permettre la création d'aires protégées ou de forêts classées (Blom, 2001). Mais ces pratiques ne sont pas réalistes car la gestion du milieu naturel ne peut être considérée indépendamment d'un système plus vaste qui intègre les dynamiques et réalités de la population rurale (Karsenty & Maitre, 1994). En effet, une gestion durable de l'habitat forestier doit tenir compte de trois éléments qui sont essentiels à nos yeux.

Premièrement, l'implication des populations locales pour une gestion intégrée prenant en compte dans les programmes de développement, l'amélioration du niveau de vie et de revenu de la population rurale (BAD, 2002).

Deuxièmement, la sensibilisation des populations aussi bien rurales que urbaines sur les rôles et fonctions des forêts de même que l'importance de les conserver. Sans l'information, l'éducation et la communication, ses populations ne pourront pas pleinement percevoir les ruptures d'équilibre, les dégradations et les pertes d'habitat et de biodiversités qui affectent l'environnement. A cet effet, les radios communautaires pourront être très utiles dans la diffusion des émissions en langues nationales pour atteindre la plus grande population. Et enfin troisièmement, l'aide et l'assistance d'une part pour la création et le développement de forêts villageoises dans lesquelles les populations pourront tirer des produits forestiers pour leurs besoins usuels, surtout pour le bois de chauffe, première source d'énergie des

populations rurales et même périurbaines et urbaines (Anonyme, 2006) et d'autre part, pour l'amélioration du système agraire archaïque très «dévoreur et gaspilleur des terres». C'est dans ce contexte que l'approche Boserupienne pourrait être intéressante.

Boserup pose les bases d'une réflexion plus poussée sur les conditions initiant une intensification agricole qui a au moins le mérite de nuancer la thèse malthusienne et de s'interroger sur les possibilités d'intensification agricole pour freiner le rythme de la déforestation en République Démocratique du Congo.

L'intensification agricole se définit par rapport à un changement des contributions relatives des trois facteurs classiques à l'activité agricole : la terre, le travail et le capital matériel. On peut donc exprimer le rendement non seulement par unité de superficie mais également par unité de travail (homme/jour) ou par unité de capital investi. Aujourd'hui nous nous trouvons toujours majoritairement dans un système agraire extensif, quasiment sans capital (outillage primitif), avec peu de main d'oeuvre mais (encore) dotée d'une immense réserve foncière. Dans ce contexte, le système de culture sur abattis-brûlis optimise le rendement par unité de travail et de capital aux dépens du rendement de la terre, facteur le moins rare. La raréfaction de la terre sous l'effet de la croissance démographique mène à une intensification agricole qui est définie comme une augmentation de la quantité de travail et /ou de capital par unité de surface cultivée pour accroître le rendement par unité de superficie. Elle peut s'opérer de plusieurs façons : soit par un surcroît de travail investi par surface cultivée, observé dans l'histoire agricole des pays non industrialisés, soit par l'investissement en capital (acquisition de matériels, utilisations d'intrants, construction de bâtiments) comme observé actuellement dans les pays développés. Quelque soit la voie adoptée, elle est donc avant tout un processus, qui généralement s'accompagne d'une augmentation de la productivité de la terre par unité de superficie (Jouve, 2004). Cependant, il ne faut pas perdre de vue que, dans un premier temps, l'intensification agricole, à partir d'un système de culture sur abattis-brûlis par l'augmentation du travail investi par unité de superficie, comporte le lourd prix d'une baisse de la productivité du travail. En d'autres termes, il faut travailler plus de temps pour obtenir une même récolte. Boserup (1970) l'explique très bien, toute population face à ce dilemme a tendance à ne pas vouloir franchir le pas tant qu'il y a des réserves forestières. Elle ne réagira qu'en situation de crise profonde et le délai de réaction pour surmonter la crise peut prendre des siècles. Mazoyer et Roudart (1997) décrivent comment l'histoire de l'intensification agricole en Europe est passée par une série de crises, avec des conséquences explicitement malthusiennes (famines et épidémies comme la peste, guerres éternelles comme la guerre de

cent ans entre l'Angleterre et la France) qui servaient de régulateurs négatifs de la croissance démographique.

En réalité, l'intensification agricole en liaison avec les processus de l'avancement du front pionnier dépend aussi de toute une série de facteurs sociaux, politiques, économiques et démographiques (Carr, 2004). En République Démocratique du Congo, en l'absence de politique claire de gestion de l'environnement de la part des autorités du pays, tant que la forêt est disponible et accessible, la population livrée à elle-même ne comprend pas encore pourquoi elle devra faire des efforts supplémentaires pour obtenir une même récolte. Mais, comme la disponibilité en terres n'est pas illimitée, il est urgent de passer à l'accroissement du rendement par unité de superficie afin de relever le défi de la sécurité alimentaire tout en réduisant le plus possible l'impact sur l'habitat forestier. Cette intensification agricole, selon Boserup, associée au raccourcissement voire élimination de la jachère, passe par la mise au point de techniques alternatives d'entretien et de restauration de la fertilité des sols avec des ressources locales. Cela peut consister à associer l'élevage à l'agriculture, surtout dans les zones savanicoles du Bas Congo voie d'intensification prise en Europe tempérée (Mazoyer & Roudart, 1997). A défaut de l'intégration de l'élevage à l'agriculture, difficile à mettre en place dans cette zone forestière (Ruf, 2009), nous ne voyons en ce moment qu'une autre voie réaliste qui est celle de l'agroforesterie. L'agroforesterie désigne un ensemble de techniques et de pratiques où les espèces ligneuses sont mélangées aux cultures de façon intentionnelle et organisée dans l'espace et dans le temps. Dans un contexte où les champs s'éloignent de plus en plus de la forêt, il a été clairement démontré que le mélange d'arbres et cultures est plus productif que la séparation spatiale de ces mêmes arbres et cultures (Geist & Lambin, 2001 ; Whitmore & Brumel, 1986). En d'autres termes, l'agroforesterie permet d'augmenter la productivité par unité de superficie tout en fournissant du bois pour l'énergie et la construction, du fourrage, des fruits. Mais cet ensemble de techniques ne sera pas adopté sans la mise en place de programme de recherche-développement participatif pour en démontrer les possibilités. C'est sur cet ensemble de techniques que doit être axée l'intervention des ONG et des institutions non gouvernementales pour offrir une véritable alternative aux populations face à la perte de ces ressources naturelles dont l'importance pour la production de biens et de services est reconnue par les populations elles-mêmes (Bahuchet, 2000; McKey, 2000). La deuxième condition est l'accompagnement de ce programme de recherche-développement par des politiques agricoles, environnementales et alimentaires visionnaires.

Le message de Boserup (1965) était que la capacité de charge humaine d'une écorégion n'est pas fixe (thèse malthusienne) mais flexible, car l'homme est capable de transformer un écosystème d'origine pour le rendre plus productif pour ses besoins tout en conservant des forêts nécessaires à l'approvisionnement de toute une série de services écosystémiques pour que les zones déforestées continuent à fonctionner. Evidemment, cette flexibilité a également ses limites et au delà de ces limites, Malthus aura de nouveau raison.

A travers la présente étude nous avons attiré l'attention sur le rôle de l'anthropisation dans le déclin du paysage forestier. Et le plus préoccupant est qu'à l'instar de la population mondiale, la population de la République Démocratique du Congo ne cessera d'augmenter dans les prochaines décennies (Faostat, 2009), et l'insécurité alimentaire elle touche environ 70% des personnes du pays (Tollens, 2004) continuera d'être aussi préoccupante alors, si cette tendance néo-Malthusienne se poursuit, à quoi devons-nous nous attendre concernant l'avenir des forêts encore existantes? Devons-nous attendre leurs disparitions complètes avant de réagir ?

Notre message est qu'il doit être possible de réduire la déforestation qui est essentiellement induite par un système agraire devenu anachronique par rapport aux densités de populations. C'est pourquoi, nous pensons que la réduction de la déforestation passe par la mise en place d'une nouvelle politique agricole et environnementale cohérente et consciente du besoin d'accélérer la transition vers un nouveau système agraire plus intensif en phase avec les densités de population actuelles (Jouve, 2004) et tout en respectant les limites de flexibilité de la capacité de charge humaine. Cette transition agraire et le développement économique global qui en découlera (Mazoyer & Roudart, 1997) permettra en même temps la régulation positive de la natalité et la stabilisation de la population, phase finale de la transition démographique postulée par les démographes (Jouve, 2004). En plus de cela, l'accent devra aussi être mis sur la prévention de la grave menace que constitue l'exploitation irrationnelle des forêts par les sociétés forestières. Pour cela, des systèmes de surveillances durables voire continues de ces forêts doivent être mises en place (Sheil *et al.*, 2004) en utilisant toute la technologie dont on dispose aujourd'hui. Ensuite les législations régissant les exploitations forestières doivent être renforcées et bien appliquées afin de réduire les dommages causées par les routes et pistes ouvertes souvent sans contrôle par ces sociétés ; ces routes facilitent l'accès des populations dans les forêts causant alors la perte de qualité, la réduction et la disparition de ces habitats (Whitmore, 2005). Cependant une chose est claire, sans un engagement accru des pays aussi bien riches que ceux en développement, la plupart des forêts

tropicales du monde continueront à disparaître (Laurance, 1999). C'est dans cette logique de prise de conscience internationale que par exemple dans le bassin du Congo, de nombreuses Organisations non gouvernementales et des organismes internationaux appuient les organisations locales et les populations pour freiner la dégradation et déforestation (CIFOR : The Center for International Forestry Research, PFBC : Le Partenariat pour les Forêts du Bassin du Congo, REDD: Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation, SLCD : Service Laïque de Coopération au Développement...) par des projets de développement et de lutte contre la pauvreté des populations. Mais ces actions et projets ne doivent pas être limitées dans le temps et doivent plutôt aboutir à des cadres permanents aboutissant à la prise en charge par la suite de la population concernée elle-même.

Et enfin troisièmement, l'aide et l'assistance d'une part pour la création et le développement de forêts villageoises dans lesquelles les populations pourront tirer des produits forestiers pour leurs besoins usuels.

VIII. 5 Approche complémentaire à notre étude

L'écologie du paysage étudie les interactions entre l'organisation de l'espace et les processus écologiques (Turner, 1989). Elle s'attache à comprendre comment cette organisation influence – et est influencée par – les processus qui animent la dynamique des populations, des communautés et des écosystèmes. En tant que hypothèse centrale de l'écologie du paysage, le pattern/process paradigm est sensé établir et expliquer les liens entre les éléments clés du paysage que sont la structure, la composition et le fonctionnement.

Néanmoins le constat est que grâce aux outils spécialement de la géomatique et les algorithmes, un grand nombre d'études en écologie du paysage se font sans une vraie présence sur le terrain. La présente étude aurait pu être valorisée par la prise en compte de cette vérification de terrain. Chaque société a une représentation de l'espace qui lui est propre et qui se traduit dans le paysage (Gautier, 1994). Il est vrai que le but de la télédétection et les SIG sont d'excellents outils utiles pour étudier de grandes zones. Mais dans la compréhension des relations entre les populations et leur milieu, les études locales sur le terrain s'avèrent nécessaires. Cela éviterait aussi de tirer des conclusions souvent trop théoriques concernant les processus de transformation du paysage lors d'étude diachronique. Dans le cadre de notre travail, pour mieux appréhender les liens entre les population et leurs milieu et surtout proposer des solutions idoines de gestion durable, les prospections sur terrain nous auraient

permis d'associer les habitudes culturelles des populations locales dans les programmes de gestion (Joiris, 2010; Bley & Pagezy, 2000). En effet, toute mise en place d'un plan de gestion des terres ne peut se faire sans une compréhension préalable du mode de gestion spatial et temporel et de l'organisation sociale du travail qui en sont à l'origine. Dans ce cadre, par exemple, le modèle d'espace réticulé (Albert & Le Tourneau, 2007) nous aurait permis de mettre en évidence la complexité de l'organisation spatiale et dynamique des activités humaines dans la forêt. Selon ce modèle, les activités de la population en zone forestière s'organisent à travers une ponctuation de lieux, traduisant des sites de mémoire (emplacement d'anciens villages, lieux ritualisés, sites historiques, ...) et de production (agriculture, chasse, pêche, cueillette). Ces sites sont connectés par un maillage de sentiers, de pistes et de cours d'eau. L'ensemble du réseau est balisé et matérialisé par des structures de résidence de durabilité et de saisonnalité variables. Ce modèle permet de concevoir une forme de restitution plus fidèle, à la fois diachronique et synchronique, de l'organisation dans l'espace et dans le temps des territoires coutumiers, en tenant compte des représentations imaginaires et mythiques qui leur sont associées (Grenan & Joiris, 2000).

CHAPITRE IX. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Ce travail avait pour objectif d'étudier l'effet de l'anthropisation sur les paysages naturels forestiers en République Démocratique du Congo. Les études ont été menées dans deux provinces : la province du Bas-Congo, choisie pour sa proximité avec la grande métropole Kinshasa qui est aussi la capitale du pays et la province orientale qui est la plus vaste province du pays et en plus située à proximité du bassin de Congo.

De façon générale, le constat est que la République Démocratique du Congo fait face à une réduction de la qualité et la quantité de son couvert forestier. Les débats vont train sur les causes de la dynamique des forêts tropicales de façon générale. Dans la présente thèse, nous sommes basés sur l'hypothèse que c'est l'homme à travers sa présence et ses activités qui est le principal acteur dans ce processus. Les résultats ont confirmé cette hypothèse dans les deux provinces étudiées à partir d'approches mises en place par l'écologie du paysage.

Cette science, appuyée par les outils de la géomatique et les Systèmes d'information géographique et par les indices de structures spatiales se base sur le fait que des déductions utiles au sujet des processus écologiques fondamentaux peuvent être faites, et vice versa, en analysant la structure du paysage. Ainsi, avons-nous, en quantifiant la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol et par l'analyse et la caractérisation de la structure spatiale dans des zones d'études aussi bien au Bas-Congo que dans la Province orientale, montré que la régression et la perte de qualité du paysage forestier est imputable à trois facteurs principaux que sont la pression démographique, l'exploitation et la gestion non rationnelle des ressources forestières et le faible niveau de vie dû à la paupérisation croissante de la population.

La population de la République Démocratique du Congo, bien qu'encore rurale connaît de plus en plus une tendance à l'urbanisation avec pour conséquence une expansion des limites des villes et un accroissement de la densité d'habitants y vivant. Il a été montré que la proximité des villes est fortement corrélée à la dégradation et la perte d'habitats forestiers. Cela est fonction de l'importance socio-économique de ces villes car plus la ville est importante, plus elle attire la population. Mais face à la forte croissance démographique dans ces villes et au faible niveau de vie des populations aussi bien urbaines que rurales, la satisfaction impérieuse des besoins vitaux conduit à la pratique agricole non durable

(agriculture itinérante), au défrichement et à la surexploitation des ressources forestières les plus proches.

L'étude a montré que la dynamique de l'occupation du sol au Bas-Congo évolue vers la savanisation du paysage forestier. Cela est dû principalement à une détérioration des pratiques culturelles anciennes basées sur l'agriculture itinérante sur brûlis essentiellement appliquée dans les forêts dont l'accès actuellement est facilité par les routes et pistes. Dans la province orientale, le constat de déforestation liée à l'homme est également présent avec comme principal acteur supplémentaire, le déplacement des populations suite à l'instabilité due à la guerre qu'a connu cette région durant plusieurs années.

L'impact de la densité de la population sur la structure du paysage à travers les indices utilisés pour quantifier la fragmentation a été montré. Mais cet impact est surtout amplifié par la situation de pauvreté des populations, une demande plus forte des ressources forestières entraînant de pressions plus fortes sur les forêts et le tout dans un contexte d'urbanisation croissante et de manque de gestion efficace de la part des pouvoirs publics.

L'incursion dans la forêt se fait en suivant les pistes et les routes mises en place généralement par les sociétés d'exploitation forestière. Tout cela crée des répercussions sur le paysage, matérialisées par les processus de transformation paysagère. En effet, suite aux actions anthropiques, la transformation du paysage forestier commence souvent par une perforation ou une dissection; deux processus qui augmentent l'accessibilité aux formations naturelles tout en dégradant le milieu et occasionnant une perte limitée des habitats originels. Ensuite, suit la fragmentation qui isole les taches forestières et les rendent encore plus vulnérables. Puis, il peut en découler la disparition d'îlots forestiers au profit d'autres classes anthropiques d'occupation du sol.

En définitif, la présente étude a permis de montrer que l'action humaine est le moteur de la dynamique dans ces milieux forestiers en République Démocratique du Congo. L'écologie du paysage, en tant que science pluridisciplinaire offre une très bonne approche à travers les indices et une méthodologie alliant la structure et la composition du paysage pour mettre en évidence les causes et les conséquences des processus écologiques. L'impact de l'anthropisation se traduit par une déstabilisation ou un dysfonctionnement des écosystèmes forestiers entraînant la dégradation, la fragmentation et la déforestation. Cette analyse est donc un argument supplémentaire qui permettra aux décideurs d'aborder la conservation des

paysages forestiers à travers des mesures appropriées et durables qui tiennent compte de l'amélioration du niveau de vie et de revenu des populations en croissance permanente. Ces politiques qui doivent mettre l'homme au centre de tout plan de protection et de gestion de milieux naturels doivent concernées toute la communauté internationale. En effet, outre l'impact local, les pertes de qualité et de quantité de l'habitat forestier ont des conséquences certaines sur le climat mondial, sur la biodiversité, sur les écosystèmes aquatiques, sur l'érosion et la dégradation des sols ou sur le développement local.

La plupart des stratégies mises en place pour lutter contre la dégradation, la fragmentation et la déforestation en milieu tropical sont menées à des échelles très vastes (mondiales ou continentales). Certes, à de telles échelles ces études sont importantes car permettent de dégager les tendances générales, mais pour être efficaces elles doivent être basées sur les réalités socio-économiques des populations locales. En effet, hormis l'exploitation industrielle des forêts et la construction des infrastructures qui sont généralement gérées par l'administration publique nationale, les utilisations des terres par les populations sont liées à leurs habitudes culturelles, aux relations empiriques qu'elles ont avec leur milieu et qui expriment souvent un trait culturel bien marqué. Cette conduite culturelle de l'organisation spatiale des champs va avoir des répercussions, plus ou moins marquées, sur l'évolution à long terme du milieu. La prise en compte de ces aspects doit donc être l'un point fort dans ces études. C'est pourquoi, en plus de renforcer les politiques d'incitation des pays à imposer le respect des lois en vigueur en matière de l'exploitation forestière, il serait intéressant de définir des zones culturellement homogènes pour comprendre en amont les relations qui lient les populations locales à leur environnement naturel. Aussi, l'on pourrait également responsabiliser ces populations pour la sauvegarde et l'utilisation efficiente de «leurs» forêts. Pour cela, il faudra encourager et motiver les mesures de reboisement de certaines espèces locales utiles à la communauté locale. Ces plantations, par leur capacité de séquestration du carbone apporteront une dimension économique incitative pour le renouvellement des surfaces forestières détruites dans la région.

Nous avons évoqué précédemment les lacunes de notre approche d'étude des influences anthropiques sur le paysage. C'est pourquoi nous proposons des pistes de recherches plus complètes qui consisteraient :

- à multiplier des études de cas dans les localités à la fois dans le bassin du Congo qu'ailleurs en zone tropicale ;

- à promouvoir l'approche locale (terroir) en plus de l'utilisation d'images satellitaires couplées aux indices et autres techniques mises en place par l'écologie du paysage dans le but d'allier la structure et la composition du paysage pour mettre en évidence les causes et les conséquences des processus écologiques ;

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Achard F., Eva H., Glinni A., Mayaux P., Richards T. & Stibig H.J., 1998. *Identification of deforestation hot spot areas in the humid tropics*. Luxembourg, European Commission, TREES Publications, Series B, n° 4.
- Addison P.S., 1997. *Fractals and Chaos: An Illustrated Course*. Institute of Physics Publishing, Bristol and Philadelphia.
- Allen J.C. & Barnes F., 1985. The causes of deforestation in developing countries. *Annals of the Association of American Geographers*, **75**: 163–184.
- Allen T.F.H. & Hoekstra T.W., 1992. *Toward a Unified Ecology*. Columbia University Press, New York.
- Anderson D. 1986. Declining tree stocks in African countries. *World Development*, **4**: 853–863.
- Anderson S. 1994. Area and endemism. *Quarterly Review of Biology*, **69**:451-471
- Angelsen, A. 2008. REDD models and baselines. *International Forestry Review*, **10**:465-476.
- Anonyme, 2006. *Programme d'action nationale (PAN) de lutte contre la dégradation des terres et la déforestation*. Ministère de l'Environnement, Conservation de la Nature et eaux et forêts. Kinshasa, RDC.
- Antrop, M., 2001. The language of landscape ecologists and planners - A comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. *Landscape and Urban Planning*, **55**: 163-173.
- Armenteras D., Gast F. & Villareal H., 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, **113**: 245–256.
- 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.
- Aubréville, A., 1956. Un grand savant, un fervent ami de nos forêts tropicales, un grand colonial français n'est plus : Auguste Chevalier. *Bois et Forêts des Tropiques*, **48**: 3-6.
- August P., Iverson L. & Nugranad J., 2002. Human Conversion of Terrestrial Habitats. In *Applying landscape ecology in biological conservation*. (Eds. Gutzwiller, K. J.), pp. 198-224. Springer, Verlag, New York.
- BAD., 2002. *Rapport sur le Développement en Afrique 2002*. La Banque Africaine de Développement Abidjan, Côte d'Ivoire.
- Bahuchet S., 2000. Les systèmes de production des peuples forestiers. In : *Avenir des peuples des forêts tropicales, 2, Approche thématique*. (eds. Bahuchet S., De Maret P.), pp 43-63. Commission européenne, direction générale VIII, Bruxelles

- Bamba I., 2006. *Etude de la structure spatiale et de la dynamique spatio-temporelle d'un paysage dans l'ex-Bas-Congo (R.D. Congo)*. Université libre de Bruxelles, Bruxelles, Belgique. Mém. DEA.
- Bamba I., Mama A., Neuba D. F. R., Koffi K. J., Traore D., Visser M., Sinsin B., Lejoly J. & Bogaert J., 2008. Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Congo central (R.D. Congo). *Sciences & Nature*, **5**: 49-60.
- Banidolwa N. A., 2000. *Contribution à la connaissance floristique et à la cartographie des espèces arborescentes de l'île Mbiyé, Kisangani (R. D. Congo)*. Université de Kisangani, République Démocratique du Congo. Mém. Licence, 31 p.
- Barima Y. S. S., 2009. *Dynamique, fragmentation et diversité végétale des paysages forestiers en milieux de transition forêt-savane dans le Département de Tanda (Côte d'Ivoire)*. Thèse de doctorat, Faculté Sciences Université libre de Bruxelles, Belgique.
- Bartholomé E., Belward A.S., Achard F., Bartalev S., Carmona-Moreno C., Eva H., Fritz, S., Gregoire, J.-M., Mayaux, P. & Stibig, H.-J. 2002. *GLC 2000. Global Land Cover mapping for the year 2000*. EUR 20524 EN, European Commission, Luxembourg.
- Bell E. J., 1974. Markov analysis of land use change: an application of stochastic processes to remotely sensed data. *Socio-Economic Planning Sciences*, **8**: 311-316.
- Benbrahim K. F., Ismaili M., Benbrahim S.F & Tribak A., 2004. Problèmes de dégradation de l'environnement par la désertification et la déforestation : impact du phénomène au Maroc. *Sécheresse*, **15**: 307-320
- Berdoulay V. & Phipps M., 1985. *Paysage et système*. Ottawa, Édit. de l'Université d'Ottawa, 195 p.
- Berkes F. & Folke C., 1998. *Linking sociological and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Berne P. & Feldman P., 2005. *Actes de la Conférence internationale « Biodiversité, science et gouvernance », Paris, 24-28 janvier 2005 : décider aujourd'hui pour vivre demain*, pp. 226-228. Paris : Ed. du Museum,
- Berry N.J., Phillips O.L., Ong R.C. & Hamer K.C., 2008. Impacts of selective logging on tree diversity across a rainforest landscape: the importance of spatial scale. *Landscape Ecology*, **23**: 915-929.
- Betti J. L., 2001. Vulnérabilité des plantes utilisées comme antipaludiques dans l'arrondissement de Mintom au Sud de la Réserve du Dja (Cameroun). *Systematics and Geography of Plants*, **71**: 661-678.
- Bizangi K., 2004. Impact de la production des combustibles ligneux en RDC cas du Katanga, de Kinshasa et du Bas-Congo. In : *Acte des séminaires de formation et ateliers de haut niveau en évaluation environnementale*. 12-17 Janvier 2004. Kinshasa (R. D. Congo) : Association Nationale pour l'Evaluation Environnementale (ANEE), pp. 105-119.

- Blanc-Pamard C., 1986. Dialoguer avec le paysage ou comment l'espace écologique est vu et pratiqué par les communautés rurales des Hautes Terres malgaches. In *Milieux et Paysages*, (eds. Chatelin Y. et Riou G.), pp. 17-35. Masson, Paris.
- Bley D. & Pagezy H., 2000. Démographie. In : *Avenir des peuples des forêts tropicales, 2, Approche thématique*. (eds. Bahuchet S., De Maret P.), pp 221-236. Commission européenne, direction générale VIII, Bruxelles
- Blom A., 2001. The Impact of Tourism on Protected Area Management and the Local Economy in Dzanga-Sangha (Central African Republic). *Journal of Sustainable Tourism*, **8**: 175-189.
- Bogaert J., 2000. *Quantifying habitat fragmentation as a spatial process in a patch-corridor-matrix landscape model*. PhD dissertation, University of Antwerp, Belgium.
- Bogaert J., 2003. Lack of agreement on fragmentation metrics blurs correspondence between fragmentation experiments and predicted effects. *Conservation Ecology* **7** www.consecol.org/vol7/iss1/
- Bogaert J. & Hong S.K., 2003. Landscape ecology: monitoring landscape dynamics using spatial pattern metrics, In *Ecological Issues in a Changing World*, (eds. Hong, S.K.; Lee, J.A.; Ihm B.S.; Farina A.; Son Y.; Kim E.S. & Choe J.C), pp. 109-131. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bogaert J. & Hong S. K., 2004. Landscape ecology: monitoring landscape dynamics using spatial pattern metrics. In: *Ecological Issues in a Changing World: Status, Response and Strategy* (eds S.-K. Hong, J.A. Lee, B.-S. Ihm, A. Farina, Y. Son, E.-S. Kim & J.C. Choe), pp. 109-131. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Bogaert J. & Mahamane A., 2005. Ecologie du paysage: cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, **7**: 39-68.
- Bogaert J., Barima Y.S.S., Ji J., Jiang H., Bamba I., Iyongo W.M.L., Mama A., Nyssen E., Dahdouh-Guebas F. & Koedam N. (In press). A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape pattern. In: *Landscape ecology in Asian cultures* (eds S.-K. Hong, J. Wu, J.-E. Kim & N. Nakagoshi). Springer, Verlag, New York.
- Bogaert J., Bamba I., Kabulu J.P., Koffi K. J., De Cannière C., Visser M. & Sibomana S., 2008. Fragmentation of Forest Landscapes in central Africa: causes, consequences and management. In *Patterns and Processes in Forest Landscapes: Multiple Use and Sustainable Management*. (eds. Laforteza R., Chen J., Sanesi G. & Crow Th.R.), pp. 67-87. Springer, Verlag, New York.
- Bogaert J., Ceulemans R. & Salvador-Van Eysenrode D., 2004. Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environmental Management*. **33**: 62-73.
- Bogaert J., Rousseau R., Van Hecke P. & Impens I., 2000. Alternative area-perimeter ratios for measurement of 2D shape compactness of habitats. *Applied Mathematics and Computation* **111**: 71-85.

- Bongers F. J. M. & Blokland E., 2004. Forêts secondaires: stades de succession écologique et multiples chemins. In *FAO/ UICN atelier régional sur la gestion des forêts tropicales secondaires en Afrique francophone : réalité et perspectives*, pp.19-33. FAO, Rome.
- Boserup E., 1965. The economics of agricultural growth : the economics of agrarian change under population pressure. George Allen and Unwin Ltd. London.
- Boserup E., 1970. Evolution agraire et pression démographique. Flammarion. Paris.
- Botequilha Leitão A. & Ahern J., 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable land planning. *Landscape and Urban Planning*, **59**: 65-93.
- Boulaine J., 1967. Classification des sols. Paris: Commission de pédologie et de cartographie des sols, édition 1967.
- Bribiesca E., 1997. Measuring 2D shape compactness using the contact perimeter, *Computer and Mathematic with Applications*, **33**: 1-9.
- Broadbent E. N., Asner G. P., Keller M., Knapp D. E., Oliveira P. J-C. & Silva J. N., 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, **141**: 1745-1757.
- Burel F. & Baudry J., 2003. *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Paris, France : Tec & Doc.
- Champluvier D., 1991. Révision des genres *Staurogyne* Wall., *Anisosepalum* E. Hossain & *Saintpauliopsis* Staner (Acanthaceae) en Afrique tropicale. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique*, **61**: 93-159
- Champluvier D., 1997. *Brachystephanus glaberrimus* (Acanthaceae), espèce nouvelle gynomonoïque de la dorsale Congo-Nil (Congo, Rwanda, Uganda). *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique*, **66**:187-200
- Champluvier D., 1998. *Justicia violaceotincta* (Acanthaceae), espèce nouvelle d'Afrique centrale (Congo, Rwanda, Burundi). Observations palynologiques et morphologiques. *Belgian Journal of Botany*, **130**: 221-235
- Chase T.N., Pielke R.A., Kittel T. G.F., Baron J.S. & Stohlgren T. J., 1999. Potential impacts on Colorado Rocky Mountain weather due to land Use Changes on the adjacent Great Plains. *Journal of Geophysical Research*, **104**: 16673-16690.
- Chatelain C., 1996. *Possibilité d'application de l'imagerie satellitaire à haute résolution pour l'étude des transformations de la végétation en Côte d'Ivoire forestière*. Thèse de Doctorat ès sciences, Université de Genève, Suisse.
- Cheng Q., 1995. The perimeter-area fractal model and its application to geology. *Mathematical Geology*, **27**: 69-82.
- Chezeaux E., 2003. *Assistance à la revue économique du secteur forestier en R.D.C. Analyse du potentiel forestier et des pratiques de gestion forestière*. Rapport d'étude. FRM.

- Clark L.E. & Sunderland T.C.H., 1999. A Regional Market Survey of the Non-Wood Forest Products traded in Central Africa. In: *Non-Wood Forest Products of Central Africa: current research issues and prospects for conservation and development*, pp. 207-210. (eds FAO), CARPE-USAID-FAO.
- Collinge S.K. & Forman R.T.T., 1998. A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos*, **82**: 66–84.
- Compère P., 1970. *Carte des sols et de la végétation du Congo, du Rwanda et du Burundi. 25. Bas-Congo. B. végétation*. I.N.É.A.C., Institut nationale pour l'étude agronomique du Congo Belge. Bruxelles, Belgique.
- Contreras-Hermosilla A., 2000. *The underlying causes of forest decline*. CIFOR, occasional paper n° 30. Bogor, Indonesia.
- Coulson R.N., Saarenmaa H., Daugherty W.C., Rykiel E.J., Saunders M.C. & Fritgerarld J.W., 1999. A knowledge system environment for ecosystem management. In: *Landscape ecological analysis. Issues and applications* (eds Klopatek J. M, Gardner R. H), pp 57-79. Springer, Berlin Heidelberg New York,
- Crisp M.D., Laffan S., Linder H.P. & Monro A., 2001. Endemism in the Australian flora. *Journal of Biogeography*, **28**:183-198
- Cronquist A., 1981. *An integrated system of classification of flowering plants*. Columbia University Press, New York.
- Cunningham A.B., 1994. Management of medicinal plant resources: an Africa-wide overview. In: *Proceedings of the XIIIth Plenary meeting of AETFAT, National Herbarium and Botanic Gardens of Malawi* (eds Seyani JH, Chikuni AC), Zomba, 2-11 April 1991.
- D'Eon R.G., 2002. Forest fragmentation and forest management: a plea for empirical data. *Forestry Chronicle*, **78**: 686-689
- Dale V.H., Offerman H., Frohn R. & Gardner R.H., 1994. Landscape characterisation and biodiversity research. In *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests*. (eds. Boyle T.J.B. & Boontawee B.), pp 47–66. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Dale V.H. & Pearson S.M., 1997. Quantifying habitat fragmentation due to land-use change in Amazonia. In: *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. (eds. Laurance W.F., Bierregaard R.O.), pp. 400–410. The University of Chicago Press, Chicago.
- Davidson C., 1998. Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Society Bulletin*, **26**: 32-37.
- De Cola L., 1989. Fractal analysis of a classified Landsat scene. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **55**: 601-610

- Delcros P., 1994. *Ecologie du paysage et dynamique végétale post-culturale*. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble I, France.
- Delvingt W., 2007. La forêt des hommes ; la forêt humide tropicale en Afrique centrale. Num. spéc., *Parcs et Réserves*, **62**: 4-17.
- De Maret P., 2000. Le facteur temps. In : *Avenir des peuples des forêts tropicales, 2, Approche thématique*. (eds. Bahuchet S., De Maret P.), pp 33-42. Commission européenne, direction générale VIII, Bruxelles
- Devers D., 2007. *Rapport sur l'état des forêts du Bassin du Congo : processus et perspectives*. OSFAC/ University of Maryland /University of Maryland/Observatoire satellitaire des forêts d'Afrique centrale, Conforde, Bruxelles.
- Douglas T.B., Suarez A.V., Crooks K.R., Morrison S.A. & Case T.J., 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age and edge effect. *Ecological Applications*, **10**: 1230-1248
- Dounias E., 2000. La diversité des agricultures itinérantes sur brûlis. In : *Avenir des peuples des forêts tropicales, 2, Approche thématique*. (eds. Bahuchet S., De Maret P.), pp 65-106. Commission européenne, direction générale VIII, Bruxelles
- Ducrot D., 2005. *Méthodes d'analyses et d'interprétation d'images de télédétection multisource. Extraction de caractéristiques du paysage*. Mémoire de recherche. INP, Toulouse, France.
- Duvigneaud P., 1980. *La synthèse écologique: populations, communautés, écosystèmes, biosphère, noosphère*. Doin. PARIS.
- Duvigneaud P., 1949. *Les savanes du Bas-Congo. Essai de phytosociologie topographique*. Revue Botanique, Lejeunia. Mémoire. Liège.
- Dupuy B., 1998. *Base pour une sylviculture en forêt dense tropicale humide africaine*. Série FORAFRI, Document 4. CIRAD-CIFOR, Montpellier, France.
- Ehrlich P., Ehrlich A. & Daily G., 1993. Food security, population and environment. *Population and Development Review*, **19**: 1-32
- Élie D. & Legendre P., 1992. Autocorrélation spatiale et déplacement de la criminalité. *Criminologie*, **25**: 139-154.
- Ewers R.M. & Didham R.K., 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Conservation*, **81**: 117-142.
- Fahem A. K., 1978. Géologie, sols et végétation en République du Zaïre. Atlas de la République du Zaïre. Paris: édit. j.a. (IGN), 12-13, 20-21 & 22-23.
- F.A.O., 1999. Recherches actuelles et perspectives pour la conservation et le développement. Département des forêts FAO, Rome, Italy. (internet <http://www.fao.org/docrep/X2161F/X2161F00.htm>).

- F.A.O., 2001. Global forest resources assessment of 2000- main report. *FAO Forestry Paper 140*. FAO, Rome, Italy
- F.A.O., 2001b FOSA document national de prospective – République Démocratique du Congo. FAO, Rome, Italy . <http://www.fao.org/docrep/003/X6779F/X6779F00.HTM>
- F.A.O., 2003. Gestion durable des forêts tropicales en Afrique centrale, recherche d'excellence. *Département Forêt serie 143*. FAO, Rome, Italy.
- F.A.O., 2004. *Développement des Forêts dans les pays du Bassin du Congo. Stratégie d'action de la FAO*. FAO, Rome, Italy.
- F.A.O., 2005. Global forest resources assessment of 2005. Progress towards sustainable forest management. *FAO Forestry Paper 147*. FAO, Rome, Italy.
- F.A.O., 2006. Global Forests Resources Assessment 2005. *FAO Forestry Paper 147*. FAO, Rome, Italy.
- F.A.O., 2007. *Situation des Forêts du monde 2007*. FAO, Rome, Italy.
- F.A.O., 2009. Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions. Forest Resources Assessment. *Working Paper 154*. FAO, Rome, Italy.
- FAOSTAT, 2009. Disponible via <http://faostat.fao.org/site/452/default.aspx>
- Farina A., 1998. *Principles and Methods in Landscape ecology*. London, UK: Chapman & Hall.
- Farina A., 2000. *Landscape ecology in action*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Fleishman E., Thomson J.R., Mac Nally R., Murphy D.D. & Fay J.P., 2005. Using indicator species to predict species richness of multiple taxonomic groups. *Conservation Biology*, **19**: 1125-1137.
- Forman R.T.T., 1995. *Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Forman R.T.T., 1997. *Land mosaics : the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Forman R.T.T., 1999. Horizontal processes, roads, suburbs. societal objectives, and landscape ecology. In *landscape ecological analysis: issues and applications* (eds. Klopatek J.M & Gardner R.H.), pp. 35-53. Springer-Verlag. New York.
- Forman R.T.T. & Godron M., 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Biosciences*, **31**: 733-740.
- Forman R.T.T. & Godron M., 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & sons, New York, USA.
- Forman R.T.T. & Deblinger R.D., 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology*, **14**: 36-46.

- Fortin, M.-J., 1999. The effects of quadrat size and data measurement on the detection of boundaries. *Journal of Vegetation Science*, **10**: 43-50.
- Fortin M.-J., 2002. Spatial analysis in ecology: statistical and landscape scale issues. *Ecoscience*, **9**: iii-v.
- Fourneau F., Luginbuhl Y. & Roux B., 1991. *Évolution des paysages et aménagement du territoire en Andalousie occidentale*. Publications de la Casa de Velazquez, Série Recherche en sciences sociales XI, Madrid.
- Franklin J.F. & Forman R.T.T., 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, **1**:5-18
- Frohn R.C., 1998. Remote Sensing for Landscape Ecology; new metric indicators for monitoring, modelling, and assessment of ecosystems. Lewis Publishers, CRC Press LLC, Boca Raton.
- Gasana J. K., 2002. *Bref aperçu sur les impacts des politiques macro-économiques sur la gestion des forêts tropicales*. Intercoopération, Berne.
- Gascon C., Laurance W.F. & Lovejoy T.E., 2003. Forest fragmentation and biodiversity in Central Amazonia. In: How landscapes change. Human disturbance and ecosystem fragmentation in the Americas. (eds. Bradshaw GA & Marquet PA), pp 33-48 .Springer, New York.
- Gautier D., 1994. Fondements naturels et sociaux d'un bocage tropical : l'exemple Bamiléké. *Natures, Sciences, Sociétés*, **2**: 6-18.
- Geist H.J. & Lambin E.F., 2001. What Drives Tropical Deforestation? A Meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on sub-national case study evidence. LUCG, Report serie N°4, Louvain-la-Neuve. Belgium.
- Geist H.J. & Lambin E.F., 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, **52**: 143-150.
- Giles R.H. & Trani M.K., 1999. Key elements of landscape pattern measures. *Environmental Management*, **23**: 477-481.
- Gomez-Pompa A., Vasquez-Yanes C. & Guevara S., 1972. The tropical rain forest: A nonrenewable resource. *Science*, **177**: 762-765.
- Gourmelon F., Bioret F. & Sauve L., 2007. *Potentialités de l'imagerie satellitaire spot 5 pour la cartographie de la végétation terrestre*. Cybergeog, Cartographie, Imagerie, Sig, Article 325. juin 2007.
- Govaerts A., 2005. *Perception et représentation cognitive des espaces urbains et ruraux selon la méthode de Kevin LYNCH*. Travail de fin d'études, Université Libre de Bruxelles, Belgique.
- Green B.H., Simmons E.A. & Woltjer I., 1996. *Landscape Conservation: some Steps Towards Developing A New Conservation Dimension*. IUCN-CESP. Landscape Conservation Working Group.

- Grenan P. & Joiris D., 2000. Usages de l'espace et enjeux territoriaux en forêt tropicale. In : *Avenir des peuples des forêts tropicales, 2, Approche thématique*. (eds. Bahuchet S., De Maret P.), pp 107-134. Commission européenne, direction générale VIII, Bruxelles
- Groves R. H., 1998. Ecological indicators of landscape degradation. In: *Landscape disturbance and biodiversity in mediterranean-type ecosystems*. (eds. Rundel PW, Montenegro G, Jaksic FM), pp 55-62. Springer, Berlin Heidelberg, New York.
- Gustafson E.J., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, **1**: 143-156.
- Gustafson E.J, Diaz N., 2002. Broad-scale ecological science and its application. In: *Applying landscape ecology in biological conservation*. (eds. Gutzwiller K.J.), pp 244-265. Springer, Berlin Heidelberg, New York.
- Haila Y., 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, **12**:321-334.
- Haines-Young R., Chopping M., 1996. Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in Physical Geography*, **20**: 418-445.
- Halley J.M., Hartley S., Kallimanis A.S., Kunin W.E., Lennon J.J. & Sgardelis S.P., 2004. Uses and abuses of fractal methodology in ecology. *Ecological Letters*, **7**: 254-271.
- Hargis C.D, Bissonette J.A & David J.L, 1997. Understanding measures of landscape pattern. In: *Wildlife and landscape ecology* (eds. Bissonette J.A.), pp. 231-261. Springer, Berlin Heidelberg, New York.
- Hecht S.B., 1985. Environment, development, and politics: capital accumulation and the livestock sector in Amazonia. *World Development*, **13**: 663-684.
- Henle K., Lindenmayer D.B., Margules C.R., Saundres D.A. & Wissel C., 2004. Species survival in fragmented landscapes: Where are we now? *Biodiversity and Conservation*, **13**: 1-8.
- Henry M., Cosson J.F. & Pons J-M., 2007. Abundance may be a misleading indicator of fragmentation-sensitivity: the case of fig-eating bats. *Biological Conservation*, **139**: 462-467.
- Hobbs J. R., 2002. Habitat networks and biological conservation. In *Applying landscape ecology in biological conservation*. (eds. Gutzwiller, K. J.), pp. 150-170. Springer, Verlag, New York.
- Houghton J., Ding Y., Griggs D., Noguer M., Van der Linden P., Dai X., Maskell K. & Johnson C., 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis - Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of IPCC*. Cambridge University Press. http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/index.htm
- Husson A., Fontés J., Jeanjean H., Miquel C., Puig H. & Solier C., 1995. *Study of forest non-forest interface. Typology of fragmentation of tropical forest* (TREES series B: Research Report EUR 16291 EN; 2). – European Commission.

- Imre A.R., 2006. Artificial fractal dimension obtained by using perimeter area relationship on digitalized images. *Applied Mathematics and Computation*, **173**: 443-449.
- Imre A.R. & Bogaert J., 2004. The fractal dimension as a measure of the quality of habitats, *Acta Biotheor*, **52**: 41–56.
- Iorgulescu I. & Schlaepfer R., 2000. *Paysage en tant qu'écocomplexe : définition, types, caractéristiques, fonctionnement et fonctions*. Fiche d'enseignement 4.1, Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes, Ecole Polytechnique de Lausanne, Suisse.
- Jensen J.R., 1996. *Introductory digital image processing : a remote sensing perspective*, 2nd ed., Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Joiris D., 1997. Afrique équatoriale: Introduction générale les peuples des forêts tropicales. *Civilisations*, **44**: 38–43.
- Joiris D., 2000. La gestion participative et le développement intégré des aires protégées. In : *Avenir des peuples des forêts tropicales, 2, Approche thématique*. (eds. Bahuchet S., De Maret P.), pp 489-512. Commission européenne, direction générale VIII, Bruxelles
- Joly D., Brossard T., Cardot H., Cavailles J., Hilal M. & Wavreski P., 2008. Interpolation par recherche d'information locale. *Climatologie*, **5**: 27- 48.
- Jouve P., 2004. La croissance démographique, frein ou opportunité pour une intensification agricole durable en Afrique subsaharienne? Transition agraire et résilience des sociétés rurales. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, **52** : 101-106.
- Kaimowitz D. & Angelsen A., 1998. *Economic models of tropical deforestation. A review*. Revue du CIFOR, Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Karsenty A. & Maitre H.F., 1994. Exploitation forestière et gestion durable: pour de nouveaux instruments de régulation. *Bois et Forêts des Tropiques*, **240**: 37-52.
- Kattan G.H., Murcia C., 2003. Forest fragmentation and biodiversity in Central Amazonia. In: *How landscapes change. Human disturbance and ecosystem fragmentation in the Americas*. (eds. Bradshaw G.A & Marquet P.A), pp. 183-200. Springer, Berlin Heidelberg, New York.
- Kauppi P.E., Ausubel J.H., Fang J., Mather A.S., Sedjo R.A. & Waggoner P.E., 2006. Returning forests analyzed with the forest identity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **103**: 17574–17579.
- Kenkel N.C. & Walker D.J., 1996. Fractals In the biological sciences. *Coenoses*, **11**: 77-100.
- Kio O.P.R., 1984. *Stratégie de conservation des forêts en Afrique Tropicale*. Compte Rendu de colloque du 27 Avril au 01 Mai 1981 à Ibadan, Nigéria.
- Knight R.L. & Landres P.B., 2002. Broad-scale ecological science and its application. In: *Applying landscape ecology in biological conservation*. (eds Gutzwiller K.J.), pp. 22-33. Springer, Berlin Heidelberg, New York.

- Koffi K.J., 2005. *Analyse des structures spatiales des données de distribution phytogéographique en Afrique centrale*. Thèse de doctorat, Université libre de Bruxelles, Belgique.
- Koffi K.J., Deblauwe V., Sibomana S., Neuba D. F. R. Barbier N., Traoré D., Habonimana B., Robbrecht E., Lejoly J. & Bogaert J., 2007. Spatial pattern analysis as a focus of landscape ecology to support evaluation of human impact on landscapes and diversity. In: *Landscape ecological applications in man-influenced areas: linking man and nature systems*. (eds. Hong S.K., Nakagoshi N., Fu B.), pp. 7-31. Springer, Berlin Heidelberg. New York.
- Kombele F.B.M., 2004. *Diagnostic de la fertilité des sols dans la cuvette centrale congolaise: Cas des séries Yangambi et Yakonde*. Thèse de doctorat. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique.
- Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., O'Neill R.V. & Coleman P.R., 1987. Landscape pattern in a disturbed environment. *Oikos*, **48**: 321-324.
- Laghamouth M. & Hardy B., 2008. *Carte de l'occupation du sol de la République Démocratique du Congo*. Musée Royal de l'Afrique centrale, Tervuren, Belgique.
- Lambin E.F., 1994. Modeling Deforestation Processes: A Review. TREES Series B. European Commission. *Research Report*, **1**: 1-108.
- Lambin E.F. & Geist H.J., 2003. Regional differences in tropical deforestation. *Environment*, **45**: 22-36
- Lambin E.F., Geist H.J. & Lepers E., 2003: Dynamics of land-use and land-cover change in the tropical regions. *Annual Review of Environment Resources*, **28**: 205-241.
- Lambin E.F., Turner II B.L., Geist H., Agbola S., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skånes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T., Vogel C. & Xu J., 2001. The Causes of Land-Use and -Cover Change : Moving beyond the Myths. *Global Environmental Change*, **11**: 261-269.
- Laporte N., 1999. *Géographie des relations ville-forêt en Afrique centrale : approche régionale (Volume II)*. Rapport au Biodiversité Support Program, Washington DC, USA.
- Laporte N., Merry F., Baccini A., Goetz S., Stabach J. & Bowman M., 2007. *Reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD): Reducing CO₂ Emissions from Deforestation and Degradation in the Democratic Republic of Congo - A First Look*. A Report for the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) Conference of the Parties (COP), Thirteenth Session, 3-14 December 2007, Bali, Indonesia. Woods Hole Research Center, Falmouth, MA.
<http://whrc.org/policy/BaliReports/index.htm>
- Laurance W.F., 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*, **91**:109-117.
- Laurance W.F., 2000. Cut and run: the dramatic rise of transnational logging in the tropics. *Trends in Ecology & Evolution*, **15**: 433-434.

- Laurance W.F., Cochrane M.A., Bergen S., Fearnside P.M., Delamônica P., Barber C., D'Angelo S. & Fernandes T., 2001. The Future of the Brazilian Amazon. *Science*, **291**: 438.
- Ledec G., 1985. The political economy of tropical deforestation. In: *Diverting Nature's Capital: The Political Economy of Environmental Abuse in the Third World* (eds. Leonard JH), pp. 179–226. Holmes and Meier, New York.
- Li H., & Reynolds J.F., 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology*, **75**: 2446–2455.
- Lida S. & Nakashizuka T., 1995. Forest fragmentation and its effect on species diversity in sub-urban coppice forests in Japan. *Forest Ecology and Management*, **73**:197–210
- Lillesand T.M. & Kiefer R.W., 1994. *Remote Sensing and Image Interpretation*. 3rd ed. John Wiley & Sons, New York.
- Locatelli B., 2000. *Pression démographique et construction du paysage rural des tropiques humides: l'exemple de Mananara (Madagascar)*. Thèse de doctorat. ENGREF Montpellier, France.
- Lovejoy S., 1982. Area-perimeter relation for rain and cloud areas. *Science*, **216**: 185-187.
- M.M.F.T., 2002. Afrique: ses forêts menacées, éd. Hersilia Fonseca, Royaume Uni.
- Mainardi S., 1998. An econometric analysis of factors affecting tropical and subtropical deforestation. – *Agrekon*, 3: 23-62.
- Malthus T., 1798. *An essay on the principles of population*. John Murray, London.
- Mandelbrot B.B., 1983. *The Fractal Geometry of Nature*. W.H.Freeman and Company, New York. USA.
- Mas J.F. & Puig H., 2001. Modalités de la déforestation dans le sud-ouest de l'Etat du Campeche, Mexique. *Canadian Journal of Forest Research*, **31**:1280-1288.
- Mas J.F., Pérez Vega A., Palacio Aponte G. & Zárata Lomelí D., 1997. *Assessing deforestation in the coastal zone of the Campeche State, Mexico*. Proceeding of the IVth International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments, 17 au 19 mars 1997, Orlando, Fla. Vol. I. pp. 593–602. <http://epomex.uacam.mx/erimdef.html>
- Massart M., Pétilion M., & Wolff E., 1995. The impact of an agricultural development project on a tropical forest environment—the Case of Shaaba (Zaïre). *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **61**: 1153–1158
- Mather A.S., Needle, C.L., 2000. The relationships of population and forest trends. *The Geographical Journal*, **166**: 2–13
- Mayaux P. & Achard F., 1998. Suivi à long terme de la végétation d'Afrique centrale à partir de l'imagerie satellitaire. In: *La gestion des forêts denses africaines aujourd'hui*. (éds. Nasi R., Amsallem I. & Drouineau S.). Actes du séminaire Forafri de Libreville, 12-16 octobre 1998.

- Mayaux P., Gond V., Massart M., Pain-Orcet M. & Achard F., 2003. Évolution du couvert Forestier du bassin du Congo mesurée par télédétection spatiale. *Bois et Forêts des Tropiques*, **277**: 45-52.
- McGarigal K. & Marks B. J., 1995. *Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Structure*. Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station General Technical Report PNW-GTR-351. Oregon, USA. (disponible sur Internet http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/gtr_351.pdf)
- McIntire E. J. B. & Fajardo A., 2009. Beyond description: the active and effective way to infer processes from spatial patterns. *Ecology*, **9**: 46-56.
- McKey D., 2000. Tropical forest peoples and biodiversity. In : *Avenir des peuples des forêts tropicales, 2, Approche thématique*. (eds. Bahuchet S., De Maret P.), pp 12-32. Commission européenne, direction générale VIII, Bruxelles
- Meadows D., 1972. *The limits to growth*. Universe Books : New York
- Menon S., Gil Pontius R., Rose J., Khan M.L. & Bawa K.S., 2001. Identifying conservation-priority areas in the tropics: a land-use change modeling approach. *Conservation Biology*, **15**: 501-512.
- Mertens B. & Lambin E.F., 1997. Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon. Spatial disaggregation of diverse deforestation processes. *Applied Geography*, **17**:143-162.
- Mposo N.B., 2000. *Recherches ethnobotaniques sur les plantes utiles de l'île Mbiyé*. Mémoire de Licence. Université de Kisangani, République Démocratique du Congo.
- Munandi N., 2000. Lutte contre la pauvreté en république Démocratique du Congo : cas du Bas-Congo. In : *Statistiques, Développement et Droits de l'Homme*. 4.-8/09/2000. Montreux, Suisse. AISO.
- Murali K. S. & Hedge R., 1997. Patterns of tropical deforestation. *Journal of Tropical Forest Science*, **9**: 465-476.
- Naveh Z. & A.S. Lieberman, 1994. *Landscape Ecology: Theory and Application* (2nd eds.). Springer-Verlag, New York.
- Naveh Z., 2000. The Total Human Ecosystem: Integrating Ecology and Economics. *BioScience*, **50**: 357-361
- Ndjele M.B., 1988. *Les éléments phytogéographiques endémiques dans la flore vasculaire du Zaïre*. Dissertation, Thèse de doctorat, Université libre de Bruxelles, Belgique.
- Neuray G., 1982. *Des paysages –pour qui? Pourquoi? Comment?* Les presses Agronomiques de Gembloux.
- Noon B.R. & Dale V.H., 2002. Broad-scale ecological science and its application. In: *Applying landscape ecology in biological conservation*. (eds. Gutzwiller K.J.), pp. 34-52. Springer, Berlin Heidelberg, New York.

- Noss R. F., 2001. Beyond Kyoto: Forest management in a time of rapid climate change. *Conservation Biology* **15**: 578-590
- Nshimba S.W.M., 2008. *Etude floristique, écologique et phytosociologique des forêts de l'île Mbiyé à Kisangani, R.D.Congo*. Thèse de doctorat, Université libre de Bruxelles. Belgique.
- O'Neill R.V., Milne B.T., Turner M.G. & Gardner R.H., 1988. Resource utilization scales and landscape pattern. *Landscape Ecology*, **2**: 63–69.
- O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., DeAngelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V.H. & Graham R.L., 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, **3**: 153-162.
- OIBT, 2002. *Réintégrer les forêts secondaires dans le paysage*. OIBT Actualités des Forêts Tropicales 10/4 2002.
- Olsen E.R., Ramsey R.D. & Winn D.S., 1993. A modified fractal dimension as a measure of landscape diversity. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **59**: 1517-1520.
- Oszwald J., Atta Kouacou J. M, Kergomard C. & Robin M., 2007. Représenter l'espace pour structurer le temps : approche des dynamiques de changements forestiers dans le sud-est de la Côte d'Ivoire par télédétection. *Télédétection*, **7**: 271-282
- Ozenda P., 1986. *La cartographie écologique et ses applications*. Masson, Paris, France.
- P.F.B.C., 2006. *Les forêts du bassin du Congo : état des forêts 2006*. Le Partenariat pour les Forêts du Bassin du Congo.
- Palang H., Alumäe H. & Mander Ü., 2000. Holistic aspects in landscape development: a scenario approach. *Landscape and Urban Planning*, **50**: 85–94.
- Pereboom V., 2006. *Mode d'utilisation du milieu fragmenté par une espèce forestière aux habitudes discrètes, la martre des Pins Martes martes*. Thèse de doctorat, Spécialité : Biologie des organismes ; Université d'Angers, France.
- Pickett S.T.A., Kolasa J. & Jones C.G., 1994. *Ecological Understanding: The Nature of Theory and the Theory of Nature*. Academic Press, New York.
- Pimm S.L., Jones H.L. & Diamond J.M., 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist*, **132**: 757–785.
- PNUD, 2009. *Province Orientale, profil, résumé, pauvreté et conditions de vie des ménages*. Programme des Nations Unies pour le développement RDC, Rapport Mars 2009. RDC. http://www.undp.org/cd/Downloads/profil/Profil_Province%20Orientale_Final.pdf
- Puig H., 2001. *La forêt tropicale humide*. Belin, Paris, France.
- Quattrochi D.A. & Pelletier R.E., 1990. Remote sensing for analysis of landscapes: an introduction. In *Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity (Ecological Studies)*. (eds. Turner M.G. & Gardner R.H.), pp. 51–76., Springer-Verlag, New York.

- Rambaud F., 2007. *Caractérisation, analyse et modélisation statistiques de fragments osseux crâniens pour la prédiction de paramètres mécaniques lésionnels*. Thèse de doctorat, Université de Valenciennes et du Hainaut Cambrésis. France.
- Ripple W.J., Bradshaw G.A. & Spies T.A., 1991. Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA. *Biological Conservation*, **57**: 73–88.
- Risser P.G., Karr J.R. & Forman R.T.T., 1984. *Landscape ecology: directions and approaches*. Special Publ. No. 2, Illinois Natural History Survey, Champaign.
- Robyns W., 1948. *Les territoires phytogéographiques du Congo Belge et du Ruanda-Urundi*. Atlas général du Congo Belge. Académie Royale des Sciences Coloniales, Bruxelles.
- Roche P., 1998. *Dynamique de la biodiversité et action de l'homme*. Rapport ENV-SRAE – 94233, Paris, France.
- Rudel T.K., 1993. *Tropical deforestation. Small farmers and land clearing in the Ecuadorian Amazon*. Columbia University Press, New York.
- Rudel T. & Roper J., 1996. Regional patterns and historical trends in tropical deforestation, 1976–1990: a qualitative comparative analysis. *Ambio*, **25**: 160–166.
- Rudel T. & Roper J., 1997. The Paths to Rain Forest Destruction. Crossnational Patterns of Tropical Deforestation, 1975-90. *World Development*, **25**: 53-65.
- Ruf F., 2009. Les zones forestières et la lente intégration de l'élevage dans les exploitations de culture pérenne. Ghana, Côte d'Ivoire et Indonésie. In. *Systèmes de production et durabilité dans les pays du Sud*. (Eds. Thibaud B., François A.), pp. 171-192. Khartala editions.
- Ruthenberg H., 1976. *Farming systems in the tropics*. Oxford University Press, Oxford.
- Sader S.A. & Joyce A. T., 1988. Deforestation rates and trends in Costa Rica, 1940 to 1983. *Biotropica*, **20**: 11–19.
- Sader S. A., Server T., Smoot J. C. & Richards M., 1994. Forest change estimates for the northern Petén Region of Guatemala-1986-1990. *Human Ecology*, **22**: 317-332.
- Sala O. E, Chapin III F.S., Armesto J.J., Berlow R., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L. F., Jackson R. B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M., Wall D. H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**:1770-1774.
- Santos A. M. & Tabarelli M., 2002. Distance from roads and cities as a predictor of habitat loss and fragmentation in the Caatinga végétation of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **62**: 897-905
- Saura S., 2002. Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition. *International Journal of Remote sensing*, **23**: 4853-4880.
- Schlaepfer R., 2002. *Analyse de la dynamique du paysage*. Fiche d'enseignement 4.2, Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes, Ecole Polytechnique de Lausanne, Suisse.

- Schoene D., Killmann W., Von Luepke H. & Loyche Wilkie M., 2007. *Definitional Issues Related to Reducing Emissions from Deforestation in Developing Countries*. FAO Forests and Climate Change Working Paper 5. Rome. Italy, <http://www.fao.org/docrep/009/j9345e/j9345e00.htm>
- Segalen P., 1994. Les sols ferrallitiques et leur répartition géographique. Introduction générale. Les sols ferrallitiques: leur répartition et environnement immédiat. Paris: édit. ORSTOM., tome I.
- Segalen P., 1995. Les sols ferrallitiques et leur répartition géographique. Les sols ferrallitiques en Afrique et en Extrême-Orient, Australie et Océanie: conclusions générales. Paris: édit. ORSTOM., tome III.
- Shapiro D., 1995. Population growth, changing agricultural practices, and environmental degradation in Zaire. *Population & Environment*, **16**: 221-236.
- Sheil D., Nasi R. & Johnson B., 2004. Ecological Criteria and Indicators for Tropical Forest-landscapes: Challenges in the Search for Progress. *Ecology and Society*, 9: 7
- Siegert F., Ruecker G., Hinrichs A. & Hoffmann A.A., 2001. Increased damage from fires in logged forests during droughts caused by El Nino. *Nature*, **414**: 437-440.
- Simon J., 1985. L'homme, notre dernière chance. Paris, France : Presse universitaire de France.
- Simon J., 1989. On aggregate empirical studies relating population variables to economic development. *Population and Development Review*, **15**: 323-332.
- Sist P. & Nguyen-The N., 2002. Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan (1990-1996). *Forest Ecology and Management*, **165**: 85-103.
- Skole D.L., 1994. Data on global land-cover change. In *Change in land use and land cover: a global perspective* (eds : W.B. Meyer and B.L. Turner). Cambridge University Press, Cambridge SPIAF, 2005. *Plan d'action forestier tropical: l'énergie-bois en RDC, bilan et perspectives*. Kinshasa.
- Stine P.A. & Hunsaker C.T., 2001. An introduction to uncertainty issues for spatial data used in ecological applications. In: *Spatial uncertainty in ecology: implications for remote sensing and GIS applications* (eds. Hunsaker C., Goodchild M., Friedl M. & Case T.), pp. 91-107. Springer, Berlin.
- Stone G.D., 1998. Keeping the home fires burning: the changed nature of householding in the Kofyar homeland. *Human Ecology*, **26**: 239-265.
- Streiffeler F. & Mudimba M., 1986. *Village, ville et migration au Zaïre. Enquête psychosociologique sur le mouvement des populations de la sous-région de la Tshopo à la ville de Kisangani*. Harmattan, Paris, France.
- Tivy J., 1993. *Biogeography. A study of plants in the ecosphere*. Longman Scientific & Technical, Essex.

- Tollens E., 2004. Les défis : sécurité alimentaire et cultures de rente pour l'exportation. Principales orientations et avantages comparatifs de l'agriculture en République Démocratique du Congo. In: *Table Ronde sur l'agriculture en RDC*, Kinshasa, 19-20 mars 2004. Vers une stratégie de développement agricole, base solide du décollage économique. Annexe7. Alliance Belgo-Congolaise.
- Troll C., 1939. Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin*: 241-298.
- Tshibangu K. W. T., 2001. *Etude du déboisement et de la crise de combustibles ligneux en tant que source d'énergie domestique à Kinshasa (République Démocratique du Congo)*. Thèse de doctorat. Université Libre de Bruxelles, Belgique.
- Turner M.G., 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecological Systems*, **20**:171-197.
- Turner II B.L. & Meyer W.B., 1994. Global land use and land cover change: an overview. In: *Changes in Land Use and Land Cover: a global perspective*. (eds. Meyer W.B. & Turner II B.L.), pp. 3–10. University of Cambridge, Cambridge.
- Turner II B.L. & Meyer W. B., 1996. Land-use/land-cover change: challenges for geographers. *GeoJournal*, **39**: 237-240.
- Turner II B.L., Clark W.C., Kates R.W., Richards J.F., Mathews J.T. & Meyer W.B., 1990. *The earth as transformed by human action. Global and regional changes in the biosphere over the past 300 years*. - Cambridge University Press (with Clark University): Cambridge, New York.
- Turner II B.L., Moss R.H. & Skole D.L., 1993. *Relating land use and global land-cover change. A proposal for IGBP-HDP core project. A report from the IGBP /HDP Working Group on Land-Use/Land-Cover Change*. Stockholm, Sweden.
- UNEP., 2004. *Africa Population Distribution Database*. UNEP/GRID Sioux Falls Dataset, SD, USA. <http://na.unep.net/datasets/datalist.php>
- Urban D. L., O'Neill R. V. & Shugart 1987. Landscape ecology. *Bioscience*, **37**: 119-127
- Vancutsem C., Lubamba J.-P.K., Blaes X., Pekel J.-F., de Wasseige C. & Defourny P., 2006. *Carte générale de la République Démocratique du Congo (RDC) au 1 : 2 000 000*. Presses universitaires de Louvain ISBN2-87463-019-5, UCL-Geomatics, Louvain-la-Neuve, Belgium. <http://www.uclouvain.be/enge-cartesRDC>.
- Verheyen K, Fastenaekels I, Vellend M, De Keersmaeker L. & Hermy M., 2006. Landscape factors and regional differences in recovery rates of herb layer richness in Flanders (Belgium). *Landscape Ecology*, **21**: 1109-1118.
- Vink A. P. A., 1983. *Landscape ecology and land use*. Longman, New York, USA.
- Wade T. G., Riitters K.H, Wickham J D & Jones K.B., 2003. Distribution and causes of global forest fragmentation. *Conservation Ecology*, **7**: 7 [online] <http://www.consecol.org/vol7/iss2/art7>

- Walker R.T., 1987. Land use transition and deforestation in developing countries. *Geographical Analysis*, **19**: 18–30.
- White F., 1979. The Guineo-Congolian region and its relationships to other phytochoria. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique*, **49**:11-55.
- White F., 1983. The vegetation of Africa. *A descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa*. Natural Resources Research 20. UNESCO, Paris.
- White L.J.T., 1994. The effects of commercial mechanised selective logging on a transect in lowland rainforest in the Lopé Reserve, Gabon. *Journal of Tropical Ecology*, **10**: 313-322.
- White L.J.T., 2001. The African Rain Forest : Climate and Vegetation. In: *African Rain Forest Ecology & Conservation: An Interdisciplinary Perspective*. (eds. Weber W., White L.J.T., Vedder A. & Naughton-Treves L.), pp. 3-29. Yale University Press, New Haven & Londres.
- Whitmore T. C., 1998. *An Introduction to Tropical Rain Forests*. Oxford University press, New York, USA.
- Whitmore J.L & Brumel B., 1986. Industrie et agroforesterie. In. FAO (Editions). l'évolution de l'industrie forestière, Unasylva 153.
- Wickham J.D., Jones K.B., Riitters K.H., Wade T.G. & O'Neill, R.V. 1999. Transitions in forest fragmentation: implications for restoration opportunities at regional scales. *Landscape Ecology*, **14**: 137–145.
- Wilks C., 1990. *La conservation des écosystèmes forestiers du Gabon*. IUCN, Gland, Cambridge, UK.
- Williams M., 2000. Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of Historical Geography*, **26**: 28-46.
- Williamson G.B, Mesquita R de CG, Ickes K & Ganade G., 1997. Estratégias de árvores pioneiras nos Neotrópicos. In: *Floresta Amazonica: dinâmica, regeneração e manejo* (eds. Gascon C. & Moutinho P.) pp. 131-144. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brazil.
- Wolff E., 2005. *Rapport de mission cartographique à Kisantu (R.D. Congo) du 15 au 30 Septembre 2005*. SLCD, Bruxelles Belgique.
- World Resources Institute (WRI), 2000. *A Guide to World Resources 2000–2001: People and Ecosystems: The Fraying Web of Life*. Washington D.C. USA.
- Wu J., J. D. E., Luck M., Tueller P., 2000. Multiscale analysis of landscape heterogeneity: scale variance and pattern metrics. *Geographic Information Sciences*, **6**: 6-19.
- Zabiti K. G., 1996. *Contribution à l'étude des rongeurs de l'île Mbiyé (Kisangani, Zaïre) : distribution écologique*. Mémoire de Licence. Université de Kisangani, République Démocratique du Congo.

Zhang Q., Justice C.O., Jiang M., Brunner J. & Wilkie D., 2006. A GIS-based assessment on the vulnerability and future extent of the tropical forests of the Congo Basin. *Environmental Monitoring and assessment*, **114**: 107-121.

ANNEXES : Références et résumés des publications non prises en compte dans le corps de cette thèse.

1. DYNAMIQUE PAYSAGERE EN MILIEU DE TRANSITION FORET-SAVANE IVOIRIENNE.

Référence :

Barima Y. S., Barbier N., Bamba I., Traore D., Lejoly J. & Bogaert J., 2009. *Bois et Forêts des Tropiques* **299**: 15-25.

Résumé

La dynamique temporelle des forêts d'une zone de transition forêt-savane, située dans le département de Tanda, à l'Est de la Côte d'Ivoire, a été déterminée à partir de l'analyse diachronique de deux images satellitaires de type Landsat TM 1986 et Landsat ETM+ 2000, et de missions de vérification sur le terrain. Les résultats indiquent que les surfaces forestières en 2000 couvraient 29 % de la zone d'étude au lieu de 73 % en 1986. Cette régression forestière a été compensée par une augmentation des zones occupées par les savanes. Les forêts denses sont les plus affectées par cette perte d'habitat, leur superficie ayant diminué de 83 % pendant la période d'étude. La dynamique spatiale du paysage, caractérisée par des indices structuraux, a montré un processus de création de taches de savanes par opposition à la suppression de celles des formations boisées. D'une façon générale, la région d'étude a subi une transformation importante liée essentiellement aux activités agricoles et à la pression démographique.

Mots-clés : transition forêt-savane, Landsat, indices structuraux, déforestation, savanisation

Abstract

Landscape dynamics in a transitional forest-savannah zone in Côte d'Ivoire The dynamics over time of forests in a forest-savannah transition zone in the Tanda district in eastern Côte d'Ivoire were determined from a diachronic analysis of two satellite images of the Landsat TM 1986 and Landsat ETM+ 2000 types, with verification through field visits. The results show that in 2000, forests covered 29% of the study zone as opposed to 73% in 1986, with an increase in savannah zones as forest areas recede. Dense forests are more severely affected by habitat loss, having receded by 83% during the study period. The spatial dynamics of the landscape, as characterised by structural indices, reveal a process in which patches of savannah become established and encroach upon woodland patches that are undergoing a process of suppression. Overall, the study zone has been substantially transformed, essentially by farming and population pressures.

Keywords: forest-savannah transition, Landsat, structural indices, deforestation

2. ANALYSE DE LA STRUCTURE SPATIALE DES FORETS AU KATANGA.

Référence

Kabulu D.J-P., Bamba I., Munyemba K.F., Defourny P., Vancutsem C., Nyembwe N.S., Ngongo L.M. & Bogaert J., 2008. *Annales de la Faculté des Sciences Agronomiques de Lubumbashi*. **I** : 12-18.

Résumé

Cette étude analyse le degré de la fragmentation des forêts dans la province du Katanga. Un support des données au format TIFF géoréférencée de la République Démocratique du Congo, a été utilisé pour l'analyse de la répartition spatiale de la couverture du sol. Nous avons mis, in fine, cinq classes d'occupation du sol pour permettre le calcul des paramètres du paysage. Par le biais de leur interprétation, le degré d'hétérogénéité spatiale et de la déforestation a été quantifié. Nous avons constaté que le couvert forestier du Katanga est dégradé et que les forêts sont très fragmentées. Notre analyse a montré que la déforestation dans la province du Katanga a conduit au morcellement de la forêt en fragments beaucoup plus petits, plus isolés et plus vulnérables aux conditions extérieures. C'est un paysage soumis à une forte anthropisation liée principalement à l'agriculture et aux activités minières. La fragmentation est intense pour les classes des forêts claire Miombo et forêt claire-savane boisée. Mais la forêt claire Miombo reste la classe la plus dominante dans le paysage. La forêt secondaire et la forêt dense humide semblent être aussi fort fragmentées que la forêt claire Miombo, la forêt claire-savane boisée et la mosaïque forêt savane. Cependant, la forêt dense humide conserve encore une grande variabilité des taches de grandes tailles à potentialité de conservation de biodiversité. La télédétection et les SIG sont donc des outils importants pour l'analyse écologique du paysage et pour le contrôle de la déforestation et la dégradation de l'environnement en général. Ensemble, ils peuvent apporter une contribution importante à une meilleure de gestion des ressources naturelles.

Mots-clés : analyse spatiale, cartographie, déforestation, fragmentation, télédétection, système d'information spatiale.

Abstract

This study analyses the degree of forest fragmentation in the Katanga Province. A TIFF geo data file of the Democratic Republic of the Congo was used for the analysis of the spatial pattern of land cover. We defined in fine five classes of land cover to enable the calculation of landscape metrics. By means of their interpretation, the degree of spatial heterogeneity and deforestation was quantified. We found that the forest cover of Katanga is degraded and that forests are highly fragmented. Our analysis showed that deforestation in the Katanga province led to forest fragments much smaller, more isolated and more vulnerable to external conditions. It is a landscape suffering from anthropization linked mainly to agriculture and mining activities. Fragmentation is highly for Miombo forest and for mosaics of open forest with savannah woodlands. But the Miombo forest being the dominant class in the landscape. Secondary forest vegetation and dense humid forests are also characterized by a high degree of fragmentation. Nevertheless, the dense humid forest class contains a large variability of large patches with a high potential for biodiversity conservation. Remote sensing and GIS are found important tools for landscape ecological analysis and for the monitoring of deforestation and environmental degradation. Together

they can make an important contribution towards a better management of natural resources.

Keywords: spatial analysis, cartography, deforestation, fragmentation, remote sensing, geographic information system.

3. OCCUPATION DES SOLS DANS LE CONE DE POLLUTION A LUBUMBASHI.

Référence

Munyemba K.F., Bamba I., Kabulu D.J., Amisi M., Veroustraete F., Ngongo L.M. & Bogaert J., 2008. *Annales de la Faculté des Sciences Agronomiques de Lubumbashi*, **I** : 19-25.

Résumé

Le présent travail caractérise la structure spatiale de l'occupation des sols pollués par les métaux lourds provenant des activités minières des Usines Gécamines à Lubumbashi. La zone de pollution se présente sous forme d'un cône dont le sommet se trouve au niveau de la cheminée qui émet dans l'atmosphère une fumée chargée des éléments polluants suivant la direction de vent dominant. Cette fumée serait à la base de la dégradation de la végétation sur le site. Une carte d'occupation des sols a été élaborée à partir de l'image « Quickbird » datant du 24 juin 2005. Une classification hybride a été utilisée pour mettre en évidence les classes d'occupation des sols qui caractérisent le paysage. Treize classes ont été obtenues. La carte sera utilisée pour une analyse des scénarii de reverdurisation des zones polluées.

Mots clés : Zone polluée - Cône – Classification - Occupation des sols - Lubumbashi.

Abstract

This study aims to characterize the spatial pattern of land cover polluted by heavy metals from mining activities of the Lubumbashi GECAMINES plants. The polluted site appears like a cone whose top is located at the emission source which spreads a plume of smoke charged with polluting elements into the atmosphere following the direction of the dominant winds. Emitted smoke is likely at the origin of the degradation of the vegetation at the site. To characterize the environment, a land cover map was established based on a Quickbird image from June 24th, 2005. A hybrid classification was used to determine these land cover classes characterizing the landscape. Thirteen classes were defined. The impact of the installation of vegetations at the polluted sites on the spatial pattern of the city's land cover will be one of the applications of the map.

Keywords: Polluted site- cone - Classification - Land cover - Lubumbashi.

4. ANALYSE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE DES ESPÈCES FLORISTIQUES MENACÉES DU BURUNDI.

Référence

Sibomana S., Habonimana B., Koffi K. J., Bamba I., Lejoly J., Robbrecht E. & Bogaert J., 2008. *Bulletin Scientifique de l'Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature*, **5** : 3-6.

Résumé

La présente étude a pour but d'analyser la distribution spatiale de 106 espèces de la flore du Burundi sélectionnées comme menacées. Elle porte sur 761 échantillons d'herbiers regroupés en 41 familles. Un Système d'Information Géographique a été utilisé pour établir des cartes définissant la distribution de ces espèces dans les différents territoires phytogéographiques. Ces cartes ont révélé que le district afromontagnard est le plus riche en espèces menacées. En tenant compte de la richesse aréale, les territoires les plus riches restent le district afromontagnard et celui de l'Imbo. Les zones les plus diversifiées en espèces menacées sont localisées au centre et à l'extrême sud-ouest du district afromontagnard. Les cartes de distribution de chaque espèce ont montré que 24 espèces peuvent être utilisées comme bio-indicateurs des différents territoires et 11 espèces n'ont pas été récoltées après 1972, ce qui fait penser à leur dégradation progressive. Cette affirmation est à prendre avec réserve car certains milieux n'ont pas été bien visités, d'où une nécessité d'une exploration complète du pays pour une meilleure détermination de la distribution spatiale des espèces menacées de la flore du Burundi.

Mots-clés: Burundi, Flore, Espèce menacée, Herbar, Systèmes d'information géographique, Phytogéographie, Carte de distribution des espèces, bio-indicateur

Abstract

The purpose of the present study is to analyze spatial distribution of 106 species from Burundian flora selected as threatened. This study relates to 761 samples of herbaria belong to 41 families. A Geographical Information System has been used to establish these species distribution maps in the various territories. These maps have revealed that the afromontagnard district is richest in threatened species. By taking account of the areal richness, the richest territories remain the afromontagnard district and Imbo district. The diversified zones in threatened species are located in the medium and the extreme south-west of the afromontagnard district. The distribution maps of each species showed that 24 species can be used as biological indicators of the various phytogeographical territories and 11 species were not collected after 1972, which means their progressive degradation. This assertion is to be taken with reserve because certain milieu were not well visited, from where a need for a complete exploration of the country for a better identification of spatial distribution of the threatened species.

Key-words: Burundi, Flora, Threatened species, Herbaria, Geographical Information System, Phyogeography, Species distribution map, biological indicator

5. A METHODOLOGICAL FRAMEWORK TO QUANTIFY ANTHROPOGENIC EFFECTS ON LANDSCAPE PATTERN

Référence

Bogaert J., Barima Y.S.S., Ji J., Jiang H., Bamba I., Iyongo W.M.L., Mama A., Nyssen E., Dahdouh-Guebas F. & Koedam N. (In press). In: *Landscape ecology in Asian Cultures* (eds S.-K. Hong, J. Wu, J.-E. Kim & N. Nakagoshi), Springer.

Abstract

From a landscape ecological perspective, cultural landscapes can be considered as "anthropized" landscapes, in which patterns and processes are altered by human intervention. The importance of the study of spatial pattern in landscapes is justified by

the pattern/process paradigm. The emergent properties of pattern reflect two components: landscape composition, which describes the number of patch types as well as their abundances, and landscape configuration, which refers to the spatial arrangement of the patch types. In this chapter, methods and strategies to analyze spatial pattern and landscape dynamics are discussed; emphasis is put on the detection and quantification of anthropogenic effects on landscapes. Land mosaics showing anthropogenic effects are characterized by fragmented natural land covers, high frequencies of edge habitat, simple patch geometry, and dominant proportions of anthropogenic patch types. Landscape transformations associated with “anthropization” lead to a disintegration of natural patch types and to a reinforcement of anthropogenic ones. Four techniques to measure anthropogenic effects on pattern are discussed: (1) the quantification of the fragmentation of natural habitats and its interpretation in terms of diversity, heterogeneity and entropy; (2) the quantification of edge effects in order to measure the ecological impact of human activity; (3) the determination of patch fractal dimension to detect pattern simplification; and (4) the determination of the landscape transformation processes responsible for pattern dynamics. At the end of the chapter, a shortlist of analysis methods and strategies is proposed for detecting and measuring landscape “anthropization”.

Résumé

Du point de vue de l'écologie du paysage, les paysages culturels peuvent être considérés comme des paysages anthropisés, dans lesquels la structure spatiale et les processus biogéochimiques sont altérés par l'intervention humaine. L'importance de l'étude de la structure spatiale en écologie du paysage est justifiée par le paradigme pattern/process. Les propriétés de la structure reflètent deux composantes : la composition du paysage, qui décrit le nombre de classes d'occupation du sol aussi bien que leurs abundances relatives, et la configuration du paysage, qui fait référence à l'arrangement spatial des classes. Dans ce chapitre, nous discutons des méthodes et des stratégies permettant d'analyser la structure spatiale et la dynamique du paysage ; l'accent est mis sur la détection et la quantification des effets anthropiques sur le paysage. L'impact anthropique sur les mosaïques d'occupation du sol se caractérise par la fragmentation des habitats naturels, la haute fréquence des lisières, des taches de formes géométriques régulières et la dominance des classes anthropisées. Les transformations du paysage par l'homme conduisent à la désintégration des classes naturelles et au renforcement des classes d'origine anthropique. Quatre techniques de mesure de l'effet de l'anthropisation sur la structure spatiale du paysage sont discutées : (1) la quantification de la fragmentation des habitats naturels et son interprétation en termes de diversité, d'hétérogénéité et d'entropie; (2) la quantification des effets de bord afin de mesurer l'impact écologique des activités humaines ; (3) la détermination de la dimension fractale des taches ; et (4) la détermination des processus de transformation du paysage. À la fin du chapitre, une liste succincte des méthodes d'analyses et des stratégies est proposée pour détecter et mesurer l'anthropisation du paysage.

6. FOREST FRAGMENTATION: CAUSES, ECOLOGICAL IMPACTS AND IMPLICATIONS FOR LANDSCAPE MANAGEMENT.

Référence

Bogaert J., Barima Y.S.S., Iyongo W.M.L., Bamba I., Mama A., Toyi M. & Laforteza R. (In press). In: *Landscape ecology and forest management: challenges and solutions in a changing globe* (eds, C. Li, R. Laforteza, J. Chen), HEP-Springer.

Abstract

In order to enable the development of appropriate landscape management plans, the causes and impacts of fragmentation should be fully understood. A new definition, incorporating the key aspects cited in landscape ecological literature since the 1980s, is proposed in order to shed light on the matter of fragmentation. By means of two cases studies situated in the Democratic Republic of the Congo (Oriental Province) and in North Benin, the key role of anthropogenic activities in landscape fragmentation is evidenced; the spatial dispersion of forest vegetation is linked to population density and land use change. The potential impact of fragmentation on biodiversity is shown by an analysis of forest diversity in Ivory Coast (Tanda region), and by a study of edge effects on two rodent species in the Democratic Republic of the Congo (Kisangani). The chapter is concluded by an study on how planned corridors, assuming a spatial regrouping of existing teak plantations, could contribute to the conservation and management of remaining natural forest patches in the Atlantic Department in Benin.

Résumé

Afin de permettre le développement de plans efficaces de gestion du paysage, les causes et les impacts de la fragmentation devraient être entièrement compris. Une nouvelle définition de la fragmentation, incorporant les principaux aspects cités dans la littérature de l'écologie du paysage depuis les années '80, a été proposer afin de faire la lumière sur ce. Le rôle principal des activités anthropiques dans la fragmentation de paysage a été démontré au moyen de deux études de cas situées en République Démocratique du Congo (Province Orientale) et au Nord du Bénin. Les résultats ont montré que la dispersion spatiale de la végétation forestière est liée au changement de densité de population et d'utilisation de la terre. L'impact potentiel de la fragmentation sur la biodiversité est démontré par une analyse de la diversité forestière à l'Est de la Côte d'Ivoire (Département de Tanda), et par une étude de l'effet de lisière sur deux espèces de rongeur en République Démocratique du Congo (Kisangani). Ce chapitre est conclut par une étude d'aménagement montrant comment le regroupement spatial des plantations de teck pourrait être utilisé comme corridor écologique et contribuer ainsi à la conservation des fragments de forêts naturelles dans le Département de l'Atlantique au Bénin.

7. DEFORESTATION IN CENTRAL AND WEST AFRICA: LANDSCAPE DYNAMICS, ANTHROPOGENIC EFFECTS AND ECOLOGICAL CONSEQUENCES

Référence

Barima Y.S.S. , Djibu J.P., Alongo S., Ndayishimiye J., Bomolo O., Kumba S., Iyongo L., Bamba I., Mama A. , Toyi M. , Kasongo E., Masharabu T., Visser M. & Bogaert J. (In press). In *Deforestation in central and west Africa: landscape dynamics, anthropogenic effects and ecological consequences*. In: *Advances in Environmental Research* (eds A.D. Justin). NOVA Publisher

Abstract

By means of a series of five case studies, possible drivers and consequences of deforestation are discussed. Three studies focus on the Katanga Province (Democratic Republic of the Congo). The potential threat of mining activities for the forest ecosystems in the province is assessed in a first study; these mining concessions could cover up to 75% of the provincial area. It is shown that more than 75% of the forests could disappear if all mining concessions are deforested. A second study in the Katanga Province focuses

on two main *miombo* species, *Brachystegia boehmii* and *Julbernardia paniculata*, which are known to be important hosts of caterpillars of *Elaphrodes lactea*; both species are also preferred for charcoal production. A density decrease of both species has been observed, which corresponds to a type of selective deforestation in which the forest is gradually emptied of its most valuable trees, the tallest ones first. The third study investigated the potential impact of deforestation on Caesalpinioideae species, and more specifically on indicator species of this subfamily for the phytogeographic sectors of Ndjele (1988). Overlay of species distribution maps with the Ndjele (1988) classification, complemented with a habitat analysis of the indicator species, indicated that four out of five indicator species will be profoundly threatened by potential deforestation. A fourth case study, situated in the Oriental Province of the Democratic Republic of the Congo, linked soil condition, measured by the organic soil content which is known to determine soil fertility, to land cover. Data show that shifting agriculture, which creates mosaics of primary forest, cropland, fallow land and secondary forest, reduces the organic carbon content of all anthropogenic soils, when compared to primary forest soils. A fifth case study analyses landscape dynamics in a forest-savannah transition zone in Ivory Coast. By means of a first-order Markov chain model which simulates land cover change between 1986 and 2050, it is shown that anthropogenic land covers will become the dominant patch types, likely due to a synergy of different forest degradation factors such as agricultural practices, forest fires, forest exploitation and anthropogenic pressure. All studies underline the (potential) ecological impact of deforestation on natural and semi-natural landscapes and their biodiversity, and this from a local scale up to the provincial level. Man's role in this type of landscape dynamics cannot be underestimated, since anthropogenic activities and demographic pressure are identified as the main causes of landscape transformation.

Key words. Anthropogenic effects, Caesalpinioideae, deforestation, *Elaphrodes lactea* G., forest exploitation, forest-savannah transition zone, fragmentation, Katanga, landscape dynamics, landscape metrics, Markov chain, mining, *miombo* woodland, phytogeography, shifting agriculture, soil carbon.

Résumé

A l'image du bassin du Congo, la République Démocratique du Congo (République Démocratique du Congo) fait face à une réduction de la qualité et de la superficie de son couvert forestier. La présente étude avait pour objectif d'étudier l'effet de l'anthropisation, à travers la présence et les activités humaines sur la dynamique des paysages forestiers en République Démocratique du Congo. L'écologie du paysage, en tant que science pluridisciplinaire offre une très bonne approche à travers les indices et une méthodologie alliant la structure et la composition du paysage pour mettre en évidence les causes et les conséquences des processus écologiques. Ces approches sont basées sur le fait que en analysant la structure du paysage, des déductions utiles au sujet des processus écologiques fondamentaux peuvent être faites et vice versa. Les résultats ont montré, en quantifiant la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol et par l'analyse et la caractérisation de la structure spatiale, que l'anthropisation est le moteur de la dynamique dans ces milieux forestiers. L'impact humain se traduit par une déstabilisation ou un dysfonctionnement des écosystèmes forestiers entraînant la dégradation, la fragmentation et la déforestation. Ainsi il a été montré que la proximité des villes est fortement corrélée à la dégradation et la perte d'habitats forestiers. Cela est fonction de l'importance socio-économique de ces villes car plus la ville est importante, plus elle attire la population ; que la densité de la population influence la fragmentation et l'incursion dans la forêt se fait en suivant les pistes et les routes mises en place généralement par les sociétés d'exploitation forestière. Le tout amplifié par la situation socio-économique difficile des populations et le manque de politiques de gestion appropriées de la part des gestionnaires publiques. Cette dynamique régressive du paysage forestier en République Démocratique du Congo aura une incidence négative sur les cycles climatiques globaux vu que le bassin du Congo est le plus grand bloc forestier après le bloc de l'Amazonie. La présente étude est donc un argument supplémentaire qui milite en faveur de la nécessité de prendre en compte les caractéristiques des populations locales dans les programmes de gestion de la forêt du bassin du Congo pour un meilleur équilibre écologique de la planète.

Mots clés : anthropisation, écologie du paysage, dynamique spatio-temporelle, paysages forestiers, République Démocratique du Congo, fragmentation.

Abstract

Like Congo basin, Democratic Republic of Congo's forest covers are facing their reduction in quality and size. This study aimed to investigate the effect of human impact on forest landscape dynamics in DR Congo, through the human presence and its activities. Landscape ecology as a multidisciplinary science offers a very good approach through the index and a methodology combining the structure and the composition of the landscape to highlight the causes and the consequences of ecological processes. These approaches are based on the fact that by analyzing the structure of landscape, useful deductions about the underlying ecological processes can be made and vice versa. By quantifying the spatio-temporal dynamics of land use and by analysis and characterization of spatial structure, our results showed that anthropization is the driver of the dynamics in these forest environments. Human impact results in a destabilization or a dysfunction of the forest ecosystems involving degradation, fragmentation and deforestation. Thus it was shown that proximity to cities is strongly correlated to the degradation and loss of forest habitats. This depends on the socioeconomic importance of these cities because more the city is important, more it attracts people. Population density influences the fragmentation and the incursion into the forest is done by following the tracks and roads generally implemented by the logging companies. All amplified by socio-economic problems of population and lack of appropriate management

policies on the part of public managers. This regressive dynamic forest landscape in République Démocratique du Congo will have a negative impact on global climate cycles because the Congo Basin is the largest forest block after Amazonia block. This study is another argument which advocates the need to take into account the characteristics of local population in forest management programs in the Congo Basin for a better ecological balance of planet.

Keywords: anthropization, landscape ecology, spatio-temporal dynamics, DR Congo, fragmentation.