UNIVERSITÉ LIBRE DE BRUXELLES,
UNIVERSITÉ D'EUROPE

FACULTE DES SCIENCES
ECOLE INTERFACULTAIRE DE BIOINGENIEURS

SERVICE D'ECOLOGIE DU PAYSAGE ET SYSTEMES DE PRODUCTION VÉGÉTALE

Analyse des structures spatiales des données de distribution phytogéographique des Acanthaceae en Afrique centrale

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

Par

KOFFI Kouao Jean

Directeur de thèse: Professeur Jan BOGAERT

Composition du jury:

Prof. Dr. Charles DE CANNIÈRE (Président)
Prof. Dr. Farid DAHDOUH-GUEBAS (Secrétaire)
Prof. Dr. Jan BOGAERT (Promoteur)
Prof. Dr. Jean LEJOLY (ULB)
Prof. Dr. Reinhart CEULEMANS (Université d'Anvers)
Prof. Dr. Roeland SAMSON (Université d'Anvers)
Prof. Dr. Elmar ROBBRECHT (Université d'Anvers et Jardin Botanique National de Belgique)

Juillet 2008

REMERCIEMENTS

Le présent travail est le fruit de cinq années de formation et de travail, au cours desquelles j'ai pu bénéficier des conseils, des analyses critiques, des suggestions et des encouragements de nombreuses personnes. Qu'elles trouvent ici le témoignage de notre profonde gratitude.

Ces cinq années de séjour en Belgique ont été possible grâce à l'appui du gouvernement de la Côte d'Ivoire qui nous a accordé les moyens nécessaires. Nous lui exprimons notre profonde gratitude et à travers lui à tout le peuple Ivoirien.

Nos remerciements et notre profonde considération s'adressent au Professeur Jan Bogaert, Chargé de cours, Directeur du Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Promoteur de cette thèse, qui a dirigé et soutenu ce travail et nous a permis de bénéficier de tout le support logistique nécessaire à cette étude. Il nous a orienté vers cette nouvelle discipline qui est l'Ecologie du Paysage. Ses conseils judicieux, ses critiques, sa rigueur scientifique, son intérêt pour le sujet et sa constante disponibilité nous ont été des stimulants très précieux dans la réalisation de ce travail. Son apport et son amour pour l'Afrique et les africains, sa grande ouverture scientifique a rencontré notre souhait d'apprentissage et nous a donné l'opportunité d'élargir nos limites scientifiques.

Nous tenons aussi à remercier le Professeur Jean Lejoly, Chef de Service, Directeur du Service de Botanique systématique et de phytosociologie, qui a bien voulu accepter notre inscription et qui a voulu proposer le thème de notre étude; ses critiques et ses suggestions scientifiques, son aide et son sens d'humanité nous ont été d'une grande utilité pour la réalisation du présent travail; nous voulons lui exprimer notre profonde gratitude et notre très haute considération.

Nos remerciements et notre profonde considération s'adressent aussi au Professeur Charles De Cannière, qui a dirigé cette thèse en tant que Président du comité d'accompagnement. Ses conseils, sa rigueur scientifique et sa disponibilité nous ont été d'une grande utilité.

Nous remercions le Professeur Elmar Robbrecht, Chef du département des plantes supérieures au Jardin Botanique National de Belgique (BR) à Meise, pour avoir fait, du Jardin Botanique National de Belgique à Meise, un second laboratoire d'accueil pour nous, mais, surtout, pour sa grande disponibilité, ses conseils et ses critiques scientifiques.

Nous exprimons notre sincère gratitude à Madame Dominique Champluvier, Spécialiste des Acanthaceae au Jardin Botanique National de Belgique (BR) à Meise, qui nous a initié à l'encodage des échantillons et à la description des espèces.

Nos remerciements et notre profonde considération s'adressent au Professeur Traoré Dossahoua, au Professeur Mianda Bungi Ndjele, au Professeur Mweru Mate, au Professeur Marjolein Visser, au Professeur M. El Bana, au Professeur R. Rousseau, au Professeur B. Habonimana, au Docteur Nicolas Barbier, au Docteur Danho Fursy Rodelec Neuba, à Vincent Deblauwe, à Bamba Issouf, à Serge Sibomana, à Boyemba à Faustin, à Jean Pierre Kabulu Djibu pour avoir contribué aux réalisations de nos manuscrits.

Aux membres du Personnel du Jardin Botanique National de Belgique et particulièrement à ceux du service informatique, nous disons également merci pour leur appui.

Nous remercions également tous les membres jury pour avoir accepté de participer à ce jury de thèse.

Nous voudrions, par la même occasion, remercier tout le corps professoral de la faculté des Sciences de l'Université Libre de Bruxelles et de l'UFR Biosciences de l'Université de Cocody-Abidjan (Côte d'Ivoire) de nous avoir fait bénéficier de leur connaissance. Que tous les professeurs et les encadreurs des travaux pratiques qui ont contribué à notre formation trouvent ici l'expression de notre reconnaissance.

Aux Docteur Ingrid Parmentier et Elias Bizuru pour leur disponibilité, leur aide, leur franche collaboration et leur complicité dans le travail, nous disons merci.

Nous remercions aussi tous nos collègues et amis du Service de Botanique Systématique et Phytosociologie et du Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale pour leur soutien moral, pour l'ambiance fraternelle, leur disponibilité et leurs conseils pertinents pour enrichir notre formation. Particulièrement, nous remercions les doctorants Barima Yao Sadaiou Sabas, Valérie Maluma, Joseph Bigirimana, Clay-Archange Boupoya-Mapikou, Ndayishimiye Joël, Kasalwe Denise, Iyongo Léon, et tous les mémorants et stagiaires.

Nous ne pouvons pas passer non plus sous silence le Département des Relations Internationales et le Conseil d'Administration du Fonds David & Alice Van Buuren présidé par Baron Jaumotte, pour l'appui financier à ma formation, qu'ils trouvent ici l'expression de notre reconnaissance.

A tous ceux, qui de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de cette thèse ; qu'ils trouvent, ici, l'expression de nos sincères remerciements.

Enfin, nous aimerions remercier tous nos parents, notre épouse Akossoua Faustine Kouassi et tous nos amis qui sont en Afrique et, ici, en Europe pour leur soutien moral et spirituel. Leur apport nous a permis d'arriver jusqu'au bout de ce travail.

SOMMAIRE

Liste des Figures..... VI
Liste des Tableaux..... VIII
Résumé..... IX
Lexique……XI
CHAPITRE 1 1
INTRODUCTION GENERALE..... 1
1.1 Ecologie du paysage..... 1
1.1.1 Paysage: définition et éléments..... 1
1.1.2 Emergence d'une nouvelle discipline dans l'histoire de l'écologie..... 6
1.1.2.1 Histoire de l'écologie de son origine aux années 1970..... 6
1.1.2.2 Emergence de l'écologie du paysage..... 6
1.1.3 Relation entre l'homme et son environnement..... 12
1.1.4 Analyse des structures des structures spatiales..... 13
1.2 Phytogéographie..... 14
1.2.1 Définition et méthodes traditionnelles de la phytogéographie..... 14
1.2.2 Divisions chorologiques..... 15
1.2.3 Théories phytogéographiques en Afrique centrale..... 16
1.2.3.1 Modèle de Robyns (1948)..... 16
1.2.3.2 Modèle de White (1979, 1986)..... 17
1.2.3.3 Modèle de Ndjele (1988)..... 19
1.2.3.4 Ressemblance et dissemblance des territoires phytogéographiques: Robyns (1948), White (1979, 1986) et Ndjele (1988)..... 21
1.3 Famille des Acanthaceae..... 22
1.3.1 Choix de la famille des Acanthaceae..... 22
1.3.2 Historique..... 22
1.3.3 Position systématique..... 23
1.3.4 Description de la famille des Acanthaceae selon Heine (1966) et Cronquist (1981)..... 25
1.3.5 Distribution mondiale des Acanthaceae..... 25
1.3.6 Répartition des Acanthaceae et densité de récolte par pays..... 27
1.3.7 Collecte des données..... 27
1.4 Milieu d'étude..... 28
1.4.1 Localisation..... 28
1.4.2 Facteurs écologiques..... 29
1.4.2.1 Climat, température et précipitation..... 29
1.4.2.2 Types de climats d'après les critères de Köppen..... 20
1.4.3 Facteurs physiques..... 31
1.4.3.1 Physiographie..... 31
1.4.3.2 Hydrographie..... 32
1.4.3.3 Géologie et pédologie..... 32
1.4.4 Végétation..... 34
1.4.5 Action anthropique..... 34
1.5 Hypothèses et objectifs de la thèse..... 35
1.6 Plan de la thèse..... 37
CHAPITRE 2 39
ANALYSE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE DES ACANTHACEAE EN AFRIQUE CENTRALE ET COMPARAISON AVEC LES THEORIES PHYTOGEOGRAPHIQUES DE ROBYNS, WHITE ET NDJELE..... 39
2.0 Préambule……...…..39

2.1 Référence 39
2.2 Résumé 39
2.3 Abstract 40
2.4 Introduction 40
2.5 Matériels et méthodes d'étude 42
2.5.1 Matériels d'étude 42
2.2.2 Méthodes d'étude 42
2.5.2.1 Traitement de la base de données et choix de la taille des mailles 42
2.5.2.2 Analyse de classification et cartographie de la structure spatiale des Acanthaceae 43
2.6 Résultats 44
2.6.1 Analyse floristique et densité de prospection 44
2.6.2 Analyse des modèles de distribution 45
2.6.3 Présence des Acanthaceae dans les systèmes phytogéographiques 46
2.6.4 Cartographie de la structure spatiale des Acanthaceae 47
2.7 Discussion 49
2.8 Conclusion 50
2.9 Remerciement 50
CHAPITRE 3 51
LA DISTRIBUTION SPATIALE DES ACANTHACEAE DANS LES SECTEURS PHYTOGEOGRAPHIQUES DE NDJELE (1948) EN R.D. CONGO 51
3.0 Préambule……..……..51
3.1 Référence 51
3.2 Résumé 51
3.3 Abstract 51
3.4 Introduction 52
3.5 Matériel et méthode 53
3.6 Résultats 54
3.6.1 Analyse floristique et modèles de distribution spatiale 54
3.6.2 Degré d'exploration et répartition des Acanthaceae dans les Secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988) 55
3.7 Discussion 58
3.8 Conclusion 59
CHAPITRE 4 61
SPATIAL PATTERN ANALYSIS AS A FOCUS OF LANDSCAPE ECOLOGY TO SUPPORT EVALUATION OF HUMAN IMPACT ON LANDSCAPES AND DIVERSITY 61
4.0 Préambule……..……..61
4.1 Reference 61
4.2 Abstract 61
4.3 Résumé 62
4.4 Introduction 63
4.5 The spatial dimension of species diversity: where phytogeography and conservation meet 64
4.5.1 Phytogeography and conservation 64
4.5.2 The distribution of Acanthaceae in Central Africa: comparison with the phytogeographic theories of Robyns, White and Ndjele 66
4.6 Discussion 70
4.7 Characterising unique vegetation patterns: analysis of tiger bush orientation using fourier space angular distribution and remote sensing imagery 71
4.7.1 Periodic vegetation patterns 71

4.7.2 Quantitative pattern analysis of a contracted vegetation in the Sudan using remotely sensed data..... 73
4.7.3 Classification of land cover spatial pattern 75
4.7.4 Slope direction domain of periodic vegetation and dependency between slope and vegetation pattern orientations 76
4.8 Discussion 77
4.9 A typology for spatial landscape transformation processes 79
4.9.1 Spatial processes of land transformation..... 79
4.9.2 Identification of the spatial process involved in landscape pattern dynamics 79
4.10 Concluding remarks 81
4.11 Acknowledgements 82
4.12 Addendum…….82
CHAPITRE 5 83
ACANTHACEAE SPECIES AS POTENTIAL INDICATORS OF PHYTOGEOGRAPHIC THEORIES IN CENTRAL AFRICA 83
5.0 Préambule……83
5.1 Reference..... 83
5.2 Abstract 83
5.3 Résumé 84
5.4 Introduction 84
5.5 Methods..... 86
5.6 Results 88
5.7 Discussion 96
5.8 Conclusions 98
5.9 Acknowledgements 98
CHAPITRE 6 99
PHENOMENE DE VICARIANCE DANS LA FAMILLE DES ACANTHACEAE EN AFRIQUE CENTRALE (R.D. CONGO, RWANDA ET BURUNDI) 99
6.0 Préambule……..99
6.1 Référence..... 99
6.2 Résumé…… 99
6.3 Abstract 100
6.4 Introduction 101
6.5 Matériels et méthodes..... 102
6.5.1 Zone d'étude 102
6.5.2 Données floristiques..... 103
6.5.3 Degré d'exploration 103
6.5.4 Distribution potentielle..... 104
6.6 Résultats 105
6.6.1 Analyse floristique 105
6.6.2 Degré d'exploration 105
6.6.3 Distribution spatiale des espèces..... 106
6.6.4 Vicariance..... 107
6.6.4.1 Vicariance au niveau générique à travers les territoires phytogéographiques de Robyns (1948) 108
6.6.4.1.1 Vicariance écologique 108
6.6.4.1.2 Vicariance géographique..... 108
6.6.4.2 Vicariance au niveau spécifiques à travers les territoires phytogéographiques de Robyns (1948)……112
6.6.4.2.1 Vicariance écologique……..112

6.6.4.2.2 Vicariance géographique 112
6.6.4.3 Vicariance au niveau générique à travers les entités phytogéographiques de White (1976, 1986) 113
6.6.4.3.1 Vicariance écologique 116
6.6.4.3.2 Vicariance écologique 116
6.6.4.4 Vicariance au niveau spécifique à travers les entités phytogéographiques de White (1976, 1986) 117
6.6.4.4.1Vicariance écologique 119
6.6.4.4.2 Vicariance géographique 119
6.7 Discussion 121
6.7.1 Systèmes phytogéographiques définis par Robyns (1948) et White (1979, 1986) 121
6.7.2 Etat de connaissance floristique en Afrique centrale 121
6.7.3 Distribution spatiale des Acanthaceae 121
6.7.4 Avantages et inconvénients des outils de distribution potentielle des espèces 122
6.7.5 Vicariance 122
6.8 Conclusion 124
6.9 Remerciements 124
CHAPITRE 7 125
FRAGMENTATION OF FOREST LANDSCAPES IN CENTRAL AFRICA: CAUSES, CONSEQUENCES AND MANAGEMENT 125
7.0 Préambule 125
7.1 Reference 125
7.2 Abstract 125
7.3 Résumé 126
7.4 Fragmentation of forest in central Africa: facts, figures and possible causes 126
7.5 The impact of shifting agriculture on forest succession and land cover dynamics in the Bas-Congo province (Democratic Republic of the Congo) 131
7.6 Forest conservation to preserve indicator species in cantral Africa 135
7.7 Implications for management 139
7.8 Conclusions 141
7.9 Acknowledgements 142
CHAPITRE 8 143
DISCUSSION GENERALE, CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 143
8.1 Uniformité de la récolte 143
8.2 Distribution spatiale de la famille des Acanthaceae 145
8.2.1 Patrons de distribution spatiale des Acanthaceae 145
8.2.2 Présence des Acanthaceae dans les systèmes phytogéographiques 145
8.2.3 Acanthaceae comme bio-indicateur: espèces uniques ou espèces caractéristiques 146
8.2.4 Similarité entre les systèmes phytogéographiques et la répartition spatiale des Acanthaceae 147
8.2.5 Distribution potentielle et cas de vicariance 148
8.2.6 Conclusion partielle sur la distribution spatiale des espèces de la famille des Acanthceae 149
8.3 Evaluation de la banque de données pour cette étude 152
8.4 Relevance de la thèse pour la conservation 152
8.5 Conclusions et perspectives 153
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 155
ANNEXES 171
ANNEXE 1: LISTES DES PUBLICATIONS 175
ANNEXE 2: TECHNIQUE DES METHODES UTILISEESS 175

ANNEXE 3: TECHNIQUE DES METHODES UTILISEES POUR LA DISTRIBUTION POTENTIELLE……..181
ANNEXE 4: PRESENCE DES ESPECES DANS LES SYSTEMES PHYTOGEOGRAPHIQUES DES ROBYNS (1988), WHITE (1979, 1986) ET NDJELE.....…...185
ANNEXE 5: DONNEES SUR LE MATERIEL ETUDIE POUR LE PHENOMENE DE VICARIANCE……...…197
ANNEXE 6: CARTES DE DISTRIBUTION POTENTIELLE DES ESPECES DE LA FAMILLE DES ACANTHACEAE AVEC PLUS DE 10 ECHANTILLONS……..……207

Liste des figures

Figure 1.1: Le paysage, niveau d'organisation des systèmes écologiques situé au-dessus de l'écosystème, mais en dessous de la région et du continent (Burel et Baudry, 2003) 4
Figure 1.2: Les éléments de base d'une structure paysagère: la tache, le corridor et la matrice (Burel et Baudry, 2003)..... 5
Figure 1.3: Modèle simplifié du paysage: "patch-corridor-matrix". Les taches, dans la matrice, sont connectées grâce aux corridors (Forman, 1995)..... 5
Figure 1.4: Démarche scientifique adoptée en écologie du paysage..... 9
Figure 1.5: Les éléments clés qui caractérisent tous les systèmes écologiques 10
Figure 1.6: Relation entre la structure du paysage et les processus qui s'y déroulent..... 11
Figure 1.7: Système phytogéographique de Robyns (1948)…….17
Figure 1.8: Principales phytochories de l'Afrique et de Madagascar (d'après White, 1979, 1986)..... 18
Figure 1.9: Principales phytochories de White (1979, 1986) couvrant la R.D. Congo, le Rwanda et le Burundi 19
Figure 1.10: Secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988) 20
Figure 1.11: Superposition des trois modèles phytogéographiques 22
Figure 1.12: Cladogramme des principaux ordres d'angiospermes selon «Angiosperm Phylogeny Group» (APG II, 2003) 24
Figure 1.13: Distribution mondiale des Acanthceae (Heywood, 1996)..... 25
Figure 1.14 Illustration de quelques espèces de la famille des Acanthaceae……26
Figure 1.14: Répartition des Acanthaceae par pays (R.D. Congo, Rwanda et Burundi)……..27
Figure 1.15: Fréquence de récolte des Acanthaceae en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi... 28
Figure 1.16: Zone d'étude 29
Figure 1.17: Carte des régions climatiques de la R.D. Congo, du Rwanda et du Burundi d'après Köppen (1936) 31
Figure 1.18: Carte hypsométrique du Bassin du Congo..... 32
Figure 1.19 : Esquisse géologique du Bassin du Congo d'après Robert (1946)..... 33
Figure 1.20 : Une photo montrant la fragmentation de la forêt en R.D. Congo (photo extraite de Devers et Vande Weghe, 2006)..... 35
Figure 2.1: Différents systèmes phytogéographiques de la République Démocratique du Congo (R.D. Congo), du Rwanda et du Burundi 41
Figure 2.2: Choix de la taille des mailles..... 43
Figure 2.3: Intensité de l'exploration floristique de la République Démocratique du Congo (R. D. Congo), du Rwanda et du Burundi..... 45
Figure 2.4: Exemples de distributions par rapport aux systèmes phytogéographiques de la République Démocratique du Congo (R. D. Congo), du Rwanda et du Burundi 46
Figure 2.5: Spectre phytogéographique des Acanthaceae et richesse de la flore par rapport aux différents systèmes phytogéographiques de la République Démocratique du Congo (R. D. Congo), du Rwanda et du Burundi..... 47
Figure 2.6: Cartes utilisées dans cette étude pour la comparaison visuelle des systèmes phytogéographiques de la République Démocratique du Congo (R. D. Congo), du Rwanda et du Burundi..... 48
Figure 3.1: Secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988) 53
Figure 3.2: Exemples de modèle de distribution spatiale de certaines espèces 55
Figure 3.3: Degré d'exploration botanique en R. D. Congo 56
Figure 3.4: Densité de récolte dans les secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988) 56
Figure 3.5: Présence des espèces dans les secteurs phytogéographiques (Ndjele 1988). 57
Figure 4.1: Illustration of the pattern/process paradigm 64

Figure 4.2: Subdivision of central Africa in phytogeographic entities according to Robyns (1948) 65
Figure 4.3: Subdivision of central Africa in phytogeographic entities according to White (1979, 1983) 65
Figure 4.4: Subdivision of central Africa in phytogeographic entities according to Ndjele (1988). 66
Figure 4.5: Spatial distribution of Acanthaceae species 67
Figure 4.6: Presence of Acanthaceae species in the phytogeographic entities of Robyns (1948). 68
Figure 4.7: Presence of Acanthaceae species in the phytogeographic entities of White (1979, 1983)..... 69
Figure 4.8: Presence of Acanthaceae species in the phytogeographic entities of Ndjele (1988)... 69
Figure 4.9: Spectral features computed from two typical 51 by 51 pixels sub-windows of (a) spotted and (b) banded vegetation..... 72
Figure 4.10: Subset of the land cover map computed from K-means clustering 74
Figure 4.11: Mean standardized r-spectrum of each class of land cover pattern (K-means clustering)..... 75
Figure 4.12: Rose diagram of slope direction 76
Figure 4.13: Mean angular discrepancy between slope direction and C5 vegetation pattern orientation..... 77
Figure 4.14: Flow chart based on the decision tree model (Bogaert *et al*., 2004) to identify spatial processes causing landscape pattern transformation 80
Figure 5.1: Observed occurrences of Acanthaceae in Central Africa. 88
Figure 5.2: Relation between the number of samples of a species and the number of phytogeographic zones according to White (1979, 1986) in which it is found……89
Figure 5.3: Uneven Acanthaceae diversity in the study region (Democratic Republic of the Congo, Burundi, Rwanda) illustrated using a grid-based approach……..92
Figure 5.4: Uneven exploration degree of the study region (Democratic Republic of the Congo, Burundi, Rwanda) illustrated using a grid-based approach……..93
Figure 5.5: Relationship between the distance to the nearest city (Kinshasa, Kisangani, Lubumbashi, Bujumbura, Mbandaka, or Matadi) and the number of samples…….....94
Figure 5.6: Rarefaction analysis……....95
Figure 5.7: Map of Central Africa based on presence/absence data of Acanthaceae and generated by means of a cluster analysis with the Baroni-Urbani Buser similarity metric and the weighted centroid (median) clustering strategy……..96
Figure 6.1 : Les deux systèmes phytogéographiques utilisés dans cette étude……...101
Figure 6.2: Degré d'exploration floristique selon la base de données des Acanthaceae…....106
Figure 6.3: Un exemple de cas de vicariance écologique, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948), au sein du genre *Blepharis* Juss. avec ..….110
Figure 6.4: Un exemple de cas de vicariance écologique, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948)..……...……...113
Figure 6.5: Un exemple de cas de vicariance écologique, à travers les entités phytogéographiques définies par White (1976, 1986), au sein du genre *Thunbergia* Retz. ..117
Figure 6.6: Un exemple de cas de vicariance écologique, à travers les entités phytogéographiques définies par White (1976, 1986)……...….120
Figure 7.1 : 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……..128

Figure 7.2: 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……...128
Figure 7.3: Spatial processes in landscape transformation characterized by area loss (a_1/a_0<1) of the class of interest……..130
Figure 7.4: Landscape transformations observed in the Central Congo province between 1970 and 2005……..132
Figure 7.5: Landscape transformations observed in the Central Congo province between 1970 and 2005……..133
Figure 7.6: Examples of unique species and their number of samples (*n*)……138
Figure 8.1: Proportion cumulative des espèces à travers les mailles……..144
Figure 8.2: Importance du choix de la taille des mailles……...……..144
Figure 8.3: Proportion cumulative des espèces uniques (plus de dix échantillons) pour les trois auteurs en fonction du nombre d'échantillons …….....147
Figure 8.4: Proportion cumulative du nombre d'espèces en fonction du nombre d'échantillons.……150
Figure 8.5: Nombre d'échantillons par genre……..……...151

Liste des tableaux

Tableau 3.1: Nombre d'espèces par secteur phytogéographique en fonction de la proportion des échantillons dans ce secteur 58
Table 4.1. Dependency between slope and vegetation pattern orientation 77
Tableau 4.2: Définition des classes de la Figure 4.10……...82
Table 5.1: Number of unique species per phytogeographic zone of White (1979, 1986). 91
Tableau 6.1: Variables environnementales BIOCLIM (hyyp://www.worldclim.org/bioclim.htm) utilisées pour générer les cartes de distribution potentielle 104
Tableau 6.2: Différents types de distribution spatiale des Acanthaceae selon les entités phytogéographiques de White (1979, 1986) avec les phytochories des espèces de liaison…107
Tableau 6.3: Types de vicariance au niveau générique à travers les territoires phytogéographiques de Robyns (1948)……...109
Tableau 6.4: Types de vicariance au sein des sous-espèces à travers les territoires phytogéographiques de Robyns (1948)……...111
Tableau 6.5: Types de vicariance au niveau générique à travers les entités phytogéographiques de White (1979, 1986)……..……114
Tableau 6.6: Types de vicariance au sein des sous-espèces à travers les entités phytogéographiques de White (1979, 1986)……...118

RESUME

Les données phytogéographiques reflètent la variabilité spatiale de la diversité des espèces et constituent donc un outil important dans le développement des politiques de conservation. Afin de stimuler et de valoriser le concept des systèmes phytogéographiques, cette étude dont le thème est «Analyse des structures spatiales des données de distribution phytogéographique des Acanthaceae en Afrique centrale» s'est donnée pour but (1) d'analyser la distribution spatiale de la famille des Acanthaceae en Afrique Centrale (R.D. Congo, Rwanda, Burundi) ; (2) de comparer cette distribution avec les théories phytogéographiques de Robyns (1948), White (1979, 1986) et Ndjele (1988); (3) d'utiliser les modèles de distribution spatiale comme support (outil) pour évaluer l'impact humain sur le paysage et la diversité; (4) d'identifier les espèces indicatrices potentielles des territoires phytogéographiques; (5) de mettre en évidence le phénomène de vicariance; et (6) de quantifier l'impact de la fragmentation du paysage forestier en Afrique centrale. Dans cette étude, deux niveaux de résolution spatiale ont été considérés: les systèmes phytogéographiques et les systèmes de maillage. Un système d'information géographique a été utilisé pour réaliser des cartes de distribution spatiale de chaque espèce. Le choix des Acanthaceae de l'herbier du Jardin Botanique National de Belgique (BR), a été dicté par le faite qu'elle a subit une révision systématique et par le nombre important de ses échantillons. L'aspect floristique a révélé 9181 échantillons, récoltés de 1888 à 2001 par environ 427 collecteurs en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi représentant 48 genres, 310 espèces et 6362 localités. La carte de distribution spatiale de l'ensemble des échantillons a mis en évidence les niveaux de prospection. Certains territoires phytogéographiques ont été plus explorés que d'autres. Les entités phytogéographiques les plus explorées et donc les plus diversifiées sont le centre régional d'endémisme Afromontagnard, incluant la Mosaïque régional du lac Victoria, et le centre régional d'endémisme Zambézien. Les cartes de distribution de chaque espèce mettent en évidence les patrons de distribution spatiale. Certaines espèces ont une large distribution alors que d'autres sont inféodées à certaines zones spécifiques. Ces dernières, qualifiées « d'espèces uniques » ou « espèces caractéristiques » peuvent être utilisées comme des bio-indicateurs pour stimuler et valoriser le concept de systèmes phytogéographiques dans la politique de la conservation. En utilisant uniquement la famille des Acanthaceae, il a été montré que l'impact de la fragmentation du paysage forestier est très important. Les espèces inféodées à une région phytogéographique sont des espèces vulnérables. Elles peuvent disparaître si leur biotope est détruit. La distribution potentielle, basées sur les localités de récolte et les variables environnementales, ont été réalisées afin de mieux déterminer les niches écologiques des espèces et les cas de vicariance. Deux types de vicariance ont été mis en évidence à travers les systèmes phytogéographiques de Robyns (1948) et de White (1979, 1986), au niveau générique et spécifique: la vicariance écologique et la vicariance géographique. La vicariance écologique s'applique aux espèces ou sous-espèces récoltées dans les mêmes territoires phytogéographiques tandis que la vicariance géographique concerne les espèces ou sous-espèces récoltées dans des territoires phytogéographiques séparés. L'analyse des cas de vicariance a mis en relief les zones de spéciation. L'analyse de classification hiérarchique a montré que les Acanthaceae suivent mieux le système phytogéographique de White (1979, 1986) que ceux proposés par Robyns (1948) et Ndjele (1988). Pour mieux valoriser cette approche, cette méthodologie doit être appliquée à d'autres familles largement récoltée en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi comme la famille des Rubiaceae, des Mimosoideae, afin de (1) synchroniser toutes les bases de données pour mieux mettre en évidence le degré d'exploration, les espèces à amplitude écologique restreinte (espèces uniques) et (2) de permettre d'identifier des zones prioritaires pour la conservation.

Mots clés: Phytogéographie, Ecologie du paysage, Biologie de conservation, Analyse spatiale, Acanthaceae, Afrique centrale, District, Secteur.

ABSTRACT

Phytogeographic data reflect the spatial variability of plant diversity and constitute consequently a potential tool for conservation policy development. In order to stimulate and valorise the concept of phytogeographic systems, this dissertation entitled "Analysis of the spatial pattern of phytogeographic data of Acanthaceae in Central Africa" aims (1) to analyse the spatial distribution of the Acanthaceae family in Central Africa (Democratic Republic of the Congo, Rwanda, Burundi); (2) to compare this distribution with the known phytogeographic theories of Robyns (1948), White (1979, 1986) and Ndjele (1988); (3) to use the spatial distribution models as a tool for evaluating the human impact on landscapes and diversity; (4) to identify potential indicator species of the phytogeographic territories; (5) to evidence the phenomenon of vicariance; and (6) to quantify the impact of the fragmentation of forested landscapes in central Africa. In this study, two levels of spatial resolution have been considered: the phytogeographic systems themselves and a system of grid cells. A geographic information system has been used to draw maps of the spatial distribution of every species. The choice to analyse the Acanthaceae family of the herbarium of the National Botanical Garden of Belgium (BR) has been justified by the systematic revision of this collection and by its huge number of samples. The data set contained 9181 samples, collected between 1888 and 2001 by about 427 collectors in the Democratic Republic of the Congo, Rwanda and Burundi ; the samples represented 48 genera, 310 species and 6362 geographic positions. The maps showing the spatial distribution of all samples pooled evidenced the different levels of exploration of the study area. Certain phytogeographic territories have been explored more intensely than others. The mostly explored zones, consequently also denoted as the most diverse ones, were the Afromontane regional centre of endemism, including the regional mosaic of Lake Victoria, and the Zambezian regional center of endemism. Species distribution maps evidenced the spatial patterns of species presence. Certain species showed an overall distribution while others were clearly bound to particular territories. The latter species, denoted as "unique species" or "characteristic species" could be used as bio-indicators to stimulate and valorise the concept of the phytogeographic systems in the framework of conservation policy development. By means of the Acanthaceae family, it has been shown that the impact of forest fragmentation will be considerable; species bound to a specific phytogeographic zone are assumed vulnerable; they will disappear when their biotopes are destroyed. The potential distribution of the species, based on the geographic position of the samples and on environmental data, have been generated in order to describe more precisely the ecological niches of the species involved and to detect cases of vicariance. Two types of vicariance have been found using the phytogeographic territories of Robyns (1948) and White (1979, 1986) at the genus and the species levels: ecological vicariance and geographic vicariance; the former type involves species or subspecies observed in the same phytogeographic region while the latter type involves species and subspecies not found in the same territory. This analysis enabled us to identify zones of speciation. A cluster analyses showed that the spatial distribution of the Acanthaceae data corresponded more closely to the phytogeographic system of White (1979, 1986), than to those proposed by Robyns (1948) or Ndjele (1988). In order to valorise our approach, the current methodology should also be applied to other families widely collected in the Democratic Republic of the Congo, Rwanda and Burundi, such as the Rubiaceae or Mimosoideae families, this (1) to synchronise all data bases for a more profound understanding of the degree of exploration and of the existence of species with a limited ecological amplitude (unique species), and (2) to enable the identification of zones that should be prioritised for conservation.

Key Words: Phytogeography, Landscape ecology, Conservation biology, Spatial analysis, Acanthaceae, Central Africa, District, Sector.

Lexique

Définitions des unités phytogéographiques hiérarchisées (Braun-Blanquet, 1932) :

- région : territoire généralement très étendu, possédant en propre des endémismes paléogènes d'ordre systématique supérieur (familles, tribus, beaucoup de genres et de nombreux groupements végétaux très évolués, ce sont des groupements climaciques) ;

- domaine : subdivision de la région caractérisée par un endémisme paléogène générique généralement assez faible et un endémisme spécifique progressif très accentué, par au moins un groupement climatique bien évolué, par des groupements locaux spéciaux et par le riche développement de certains genres et de certains groupements végétaux, moins bien développés dans les domaines voisins ;

- secteur : entité qui possède en propre des groupements phytogéographiques locaux (édaphiques et biotiques) généralement spécialisés ; il n'y a pas de groupements climaciques spéciaux ; l'endémisme spécifique est en général nettement accusé mais l'endémisme générique est nul ou réduit à quelques survivants en voie de disparition ;

- district : territoire sans groupements végétaux particuliers, mais possédant souvent des groupements qui manquent dans les districts voisins, des faciès territoriaux correspondant à des différences floristiques constantes ou des colonies d'échappées (irradiation) ; l'endémisme s'il existe, y est réduit à des micro endémiques d'âge récent. Il y a des espèces faisant défaut dans les districts voisins.

CHAPITRE 1

INTRODUCTION GENERALE

Deux disciplines sont à la base de cette étude. L'écologie du paysage cherche à expliquer l'influence des processus écologiques sur le paysage (Burel & Baudry, 2003). Elle intervient dans la composition, la structure et la fonction du paysage. La phytogéographie est une science qui étudie la répartition des végétaux à la surface du globe et les causes de cette répartition ainsi que les relations existantes entre les espèces ou communautés végétales d'une part, les caractéristiques géographiques, mésologiques (climat, sol) et biologiques (ensemble des organismes vivants) d'autre part (Schnell, 1971).

1.1 Ecologie du paysage

1.1.1 Paysage: définition et éléments

Les définitions données au paysage sont multiples. Les premières définitions du paysage de l'écologue sont celles de Bertrand (1975) puis Forman & Gordon (1986) dans Burel & Baudry (2003). Pour le géographe Bertrand, le *paysage est un médiat entre la nature et la société ayant pour base une portion d'espace matériel qui existe en tant que structure et système écologique, donc indépendamment de la perception.* La définition proposée par Forman & Gordon (1986) est voisine de celle de Bertrand (1975): *un paysage est une portion de territoire hétérogène composée d'ensembles d'écosystèmes en interaction qui se répètent de façon similaire dans l'espace.* A partir de ces deux définitions, Burel & Baudry (2003) font une synthèse en définissant le paysage comme 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 (Burel & Baudry, 2003).

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 ».

Iorgulescu & Schlaepfer (2002), considèrent le paysage comme:

- une partie d'un pays que la nature présente à un observateur;
- un caractère total d'une région;
- une mise en spectacle de l'extériorité;
- des entités physiques, écologiques et géographiques, intégrant tous les processus et structures naturelles ou causés par l'homme;
- une surface de terrain hétérogène composé d'un assemblage d'écosystèmes en interaction, assemblage répété d'une manière similaire à travers le territoire;
- un ensemble d'écosystèmes contigus distingués par des échanges d'énergie et de substances, leur taille variant entre une dizaine et quelques milliers de kilomètres carrés;

- une confirmation particulière da la topographie, de la couverture végétale, de l'utilisation du sol et de la structure de l'établissement humain qui délimite un espace des activités et processus naturels et culturels cohérent;
- une partie du territoire qu'on perçoit d'une manière unitaire autour de nous, sans regarder de près les composantes individuelles et qui nous parait familière ;
- l'ensemble de l'espace, à l'intérieur et à l'extérieur des agglomérations, résultant de la conjonction évolutive des facteurs naturels tels que le sous-sol, le sol, l'eau, l'air, la lumière, le climat, la faune et la flore, ainsi que les facteurs sociaux, culturels et économiques;
- un ensemble cohérent d'écosystèmes en interaction.

Plusieurs autres définitions pertinentes du paysage ont été proposées par d'autres scientifiques, 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 dans Farina, 1998) ;
- 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) ;
- l'expression observable par les sens à la surface de la terre de la combinaison entre la nature, les techniques et la culture des hommes (Pitte, 1983).

Toutes ces définitions montrent que 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 dans Burel & Baudry, 2003). La définition du concept « paysage » est nécessaire. Différentes approches ont été faites 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 (Chatelin & Riou, 1986; Weber, 1983 dans Burel & Baudry, 2003**)**. Les uns ont développé des méthodes de description (Weber, 1985 dans Burel & Baudry, 2003), d'autres des analyses de mise en place et de fonctionnement (Meynier, 1976 ; Bertrand, 1978; Blanc-Palmart, 1986 dans Burel & Baudry, 2003) où la part de l'analyse écologique est parfois importante. Trois approches principales peuvent être dégagées (Iorgulescu & Schlaepfer, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005):

- 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 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 dans Bogaert & Mahamane, 2005).

Bien qu'il y ait plusieurs définitions du mot « paysage » dans la littérature en géographie et en écologie (ainsi que dans les dictionnaires variés), toutes sont caractérisées par 2 thèmes : les paysages sont composés d'éléments multiples (ou « patches »), et la diversité de ces éléments crée une hétérogénéité dans une surface (Wiens, 2002). La définition du paysage, proposée par Forman & Gordon (1986) et résumée par Iorgulescu & Schlaepfer (2002) dans Bogaert & Mahamane (2005) comme suit : *un ensemble cohérant d'écosystème en interaction* ou encore plus brièvement, *un ensemble d'éco-complexe c'est-à-dire, un espace géographique dynamique composé d'écosystèmes en interaction (écosystèmes terrestres, aquatiques et/ou urbains),* revient à considérer le paysage comme un niveau d'organisation spatiale (Berdoulay & Phipps, 1985 dans Bogaert & Mahamane, 2005).

La taille des paysages varie et la définition des unités paysagères amène les problèmes d'échelle au coeur de la réflexion écologique (Meetemeyer & Box, 1987 dans Burel & Baudry, 2003). En effet, la définition adoptée ci-dessus mettant en avant l'hétérogénéité et la dynamique des systèmes peut s'appliquer sur une très grande gamme d'échelle, du continent au micro-site (Burel & Baudry, 2003). 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 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 1.2).

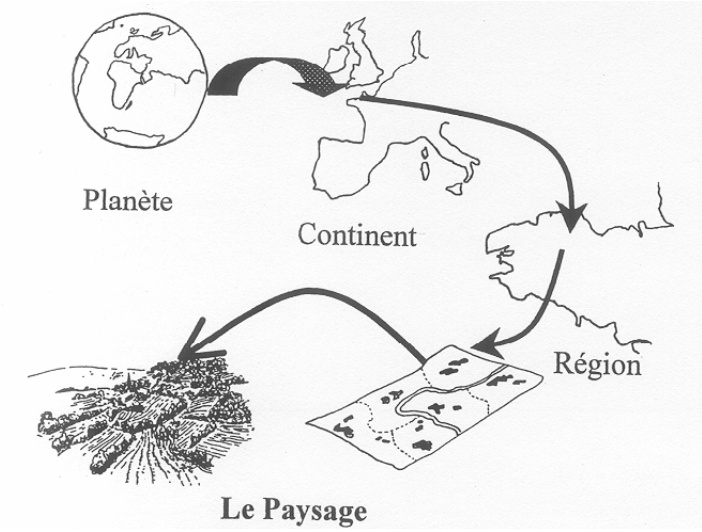


Figure 1.1: Le paysage, niveau d'organisation des systèmes écologiques situé au-dessus de l'écosystème, mais en dessous de la région et du continent (Burel & Baudry, 2003).

Dans un des textes fondateurs de l'écologie, Forman & Godron (1981) dans Burel & Baudry (2003) ont proposé une distinction entre les différents éléments que l'on peut distinguer dans un paysage (Figure 1.2). La matrice est l'élément dominant, englobant ; en son sein, on distingue des taches (bosquets, habitations) et des corridors, éléments linéaires. 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). Elle est l'élément du paysage le plus répandu et le moins fragmenté (Iorgulescu & Schlaepfer, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). Il peut également être considéré comme l'arrière plan du paysage, dans lequel se trouvent les deux autres éléments. Les taches sont des mosaïques d'unités fonctionnelles (Forman & Godron, 1986 ; Burel & Baudry, 2000 ; Iorgulescu & Schlaepfer, 2002 dans Burel & Baudry, 2003). Ce sont des surfaces qui diffèrent, par leur apparence et leur composition, de ce qui les entoure (la matrice). Elles peuvent largement varier en taille, en forme, en type, en hétérogénéité et en caractéristiques des frontières. L'ensemble des taches ayant des caractéristiques similaires pour le processus écologique considéré est appelé « type » ou « classe ». 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 en forme d'un réseau.

Au sein des taches et des corridors, on peut distinguer une lisière qui a de très fortes interactions avec la matrice ou les taches voisines et un milieu intérieur dans lequel les interactions sont très faibles ou nulles. Plus les taches sont allongées, plus le ratio lisière/intérieur est élevé (Burel & Baudry, 2003).

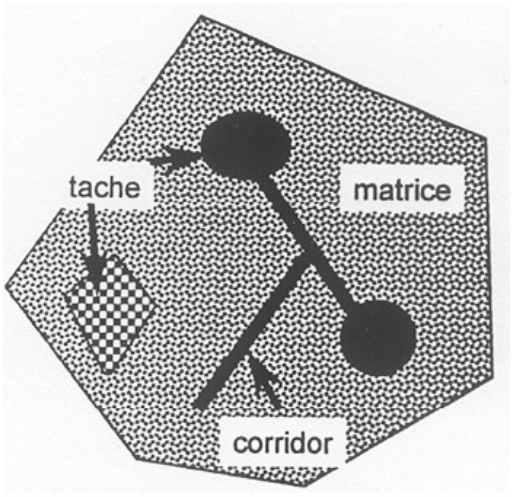


Figure 1.2: Les éléments de base d'une structure paysagère: la tache, le corridor et la matrice (Burel & Baudry, 2003).

L'arrangement spatial de la mosaïque et des réseaux constitue le patron paysager. Il servira à distinguer ou à rapprocher deux paysages, du point de vu structural. Cette nomenclature a fourni le cadre nécessaire à la description des structures paysagères et à la mise en place de procédures d'échantillonnage de la faune et de la flore dans des recherches testant l'existence d'un « effet paysager » (Burel & Baudry, 2003). La subdivision du paysage en taches, corridors et matrice est connue comme le modèle « patch-corridor-matrix » (Forman & Godron, 1986 ; Forman, 1997 dans Burel & Baudry, 2003) qui sert souvent de référence pour les mesures de configuration spatiale (Figure 1.3). 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 dans Bogaert & Mahamane, 2005).

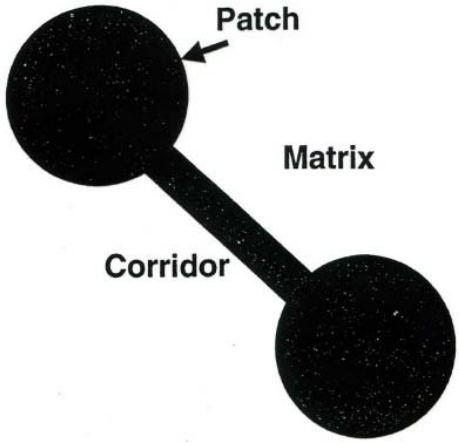


Figure 1.3: Model simplifié du paysage: «patch-corridor-matrix». Les taches, dans la matrice, sont connectées grâce aux corridors (Forman, 1995).

1.1.2 Emergence d'une nouvelle discipline dans l'histoire de l'écologie

1.1.2.1 Histoire de l'écologie de son origine aux années 1970

Le terme d'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* et *logos* et signifie science de l'habitat. En effet, l'écologie vise à établir les lois régissant non seulement les rapports entre les êtres vivants et leur environnement physicochimique, mais aussi les relations développées entre organismes (Burel & Baudry, 2003). Au cours de son histoire, les objets d'étude de l'écologie se sont progressivement complexifiés, de l'individu au paysage, en relation avec le développement des sciences en général et plus récemment des technologies. L'écologie change peu à peu d'objet scientifique en élargissant son champ d'investigation : étude des espèces considérées dans leurs relations avec le milieu physique environnant (autoécologie), puis analyse d'assemblages d'espèces (peuplements, communautés) dans des milieux «naturels» et enfin prise en considération de systèmes complexes intégrant l'homme et ses activités (Sheail, 1987 ; Acot, 1988 ; Barnaud & Lefeuvre, 1992 dans Burel & Baudry, 2003).

Cinq étapes dans cette progression se distinguent de façon chronologique et conceptuelle (Di Castri, 1981 dans Burel & Baudry, 2003): l'autécologie, la synécologie, l'écosystème, la biosphère et l'homme dans la biosphère. L'autécologie est l'étude des relations entre les individus et leurs milieux environnants. Ces relations concernent à la fois les individus et la population qu'ils forment : l'autécologie aborde donc aussi bien des problèmes physiologiques, on parle d'écophysiologie, que démographie. Dans cette perspective, le milieu est conçu comme un ensemble de facteurs dont on distingue deux types : les facteurs abiotiques, liés aux milieux physique et chimique et les facteurs biotiques, liés aux êtres vivants présents dans l'écosystème en question (Burel & Baudry, 2003). La synécologie, parfois appelée biocénotique, envisage essentiellement la structure et le fonctionnement des communautés. L'approche la plus développée à ce niveau, est celle de la description et de la compréhension des structures trophiques des systèmes écologiques (Burel & Baudry, 2003). La notion d'écosystème a été introduite par Tansley en 1935 (Tansley, 1935 dans Burel & Baudry, 2003) et le définit comme un élément dans la hiérarchie des systèmes physiques allant de l'univers à l'atome et le composé de l'ensemble des organismes vivants et du milieu physique. Duvigneaud (1980) dans Burel & Baudry (2003) l'a définit comme une biocénose homogène se développant dans un environnement homogène. L'écosystème est resté un concept clé en écologie.

1.1.2.2 Emergence de l'écologie du paysage

L'expression « écologie du paysage » daterait de 1939. C'est le biogéographe allemand Carl Troll qui créa le premier terme Landschaftsökologie ou *Geoökologie* pour les allemands, Landscape Ecology pour les anglais et Landschape ecologie pour les néerlandais, suite à des analyses de photographies aériennes (Troll, 1939 dans Burel & Baudry, 2003). C'est une théorie proche de la biogéographie, mais s'intéressant plus spécifiquement aux échelles dites « paysagères » (ou « éco-paysagères »). En introduisant ainsi le terme d'écologie du paysage, Troll avait pour objectif de combiner deux disciplines : la géographie et l'écologie. C'est-à-dire relier les structures spatiales qui sont l'objet de la géographie, aux processus écologiques. Dans ce cadre le paysage est vu comme la traduction spatiale de l'écosystème (Richard, 1975 dans Burel & Baudry, 2003). Elle a commencé à être conceptualisée dans les textes dans les années 1940-1950 et continue à se développer (Naveh & Lieberman, 1984 dans Farina, 1998).

Wiens (1997) dans Burel & Baudry (2003) en distinguait trois courants historiques nés en Europe et en Amérique du Nord:

- une écologie synthétique et holiste, où l'homme tient une place importante ;
- une écologie classique, où le niveau d'organisation ou l'échelle d'étude devient plus large (échelle du paysage) ;
- une écologie plutôt spatiale, étudiant comment la structure et la dynamique des paysages hétérogènes influent sur les phénomènes écologiques, et réciproquement (Turner, 1990 dans Burel & Baudry, 2003).

A cette époque, les questions directement reliées à la planification, à la gestion, à la conservation et à la restauration des paysages étaient ciblées (Bogaert & Mahamane, 2005). 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 dans Bogaert & Mahamane, 2005). Ce développement précoce des recherches sur les interactions entre les activités humaines d'une part et les ressources offertes par le paysage d'autre part, a nécessité l'emploi et le développement rapide des approches holistiques et interdisciplinaires (Berdoulay & Phipps, 1985 ; Naveh, 2000 ; Wu & Hobbs, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005).

C'est dans les années 1980 que cette nouvelle discipline a vraiment pris son essor suite à un séminaire sur l'écologie du paysage, suivit d'un véritable manifeste d'une part et d'autre part en s'organisant dans le cadre d'une « International Association for Landscape Ecology » (IALE) (Décamps, 2004 dans Bogaert & Mahamane, 2005). En Amérique du Nord, les préoccupations scientifiques des écologues du paysage, à l'encontre de celles des écologues européens, étaient liées à l'hétérogénéité spatiale et à sa répercussion sur les processus écologiques. Les méthodes quantitatives, telles que l'analyse spatiale de la configuration paysagère et la modélisation, ont été alors mises à l'honneur (Wu & Hobbs, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). Le développement des mesures de structure spatiale et la polémique actuelle sur leur utilisation (Bogaert *et al*., 2002 ; Bogaert, 2003), depuis la publication de l'article d'O'Neill *et al*. (1988 dans Bogaert & Mahamane, 2005), illustrent bien cette évolution. L'importance de la configuration spatiale est largement acceptée par la communauté des écologues du paysage (Bastian, 2001 dans Bogaert & Mahamane, 2005), mais ils sont d'accord d'admettre que les relations spatiales ne sont qu'un des aspects de la discipline (Bogaert & Mahamane, 2005). L'établissement de ce lien « transatlantique » entre les deux groupes d'écologues est nécessaire afin de permettre à la discipline d'être efficace pour résoudre les nombreux problèmes environnementaux et écologiques du monde entier (Farina, 1993 dans Bogaert & Mahamane, 2005).

L'écologie du paysage a subit des développements rapides et passionnants sur le plan théorique et pratique. En Europe de l'Est et Centrale, elle s'est muée en une science véritable dotée de théories solides et illustrées par de nombreuses applications pratiques (Bogaert & Mahamane, 2005). Elle s'est retrouvée dans des programmes d'études universitaires et ses théories ont été utilisées dans de nombreuses applications écologiques (Wu & Hobbs, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). Ce développement de l'écologie du paysage a été stimulé par le volume important et croisant de problèmes paysagers complexes se posant aux sociétés humaines à une échelle globale (Brandt, 2000). La pression anthropique sur les paysages naturels, associée à l'évolution démographique mondiale, va encore augmenter durant les décades à venir, ce qui nécessitera le développement de techniques et modèles adéquats à évaluer ces interactions entre la société et ses ressources naturelles (Bogaert *et al*., 2005).

Aujourd'hui, l'écologie du paysage rassemble une gamme étendue de vues, de théories et de méthodologies (Bastian, 2001 dans Bogaert & Mahamane, 2005) et c'est ce qui fait sa force (Wiens, 1999 dans Bogaert & Mahamane, 2005).

L'écologie du paysage s'intéresse à la dynamique spatio-temporelle des composantes biologiques, physiques et sociales des paysages anthropisés et/ou naturels. Elle associe pour cela des disciplines telles que la géomorphologie et l'étude de l'architecture du paysage, l'écologie, la géographie et les sciences sociales (IALE Suisse, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). Les centres d'intérêts couvrent des domaines aussi variés que l'étude des impacts du développement humain et des risques écologiques, la biodiversité et son évolution, sans oublier des études prospectives ou le développement de stratégies de gestion, éventuellement de restauration et d'aménagement des espaces et territoires, qui puissent être socialement acceptables (IALE Suisse, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). Il s'agit aussi d'observer et comprendre l'attitude de différents acteurs vis à vis des changements du paysage. L'écologie du paysage cherche à identifier les facteurs humains, et écologiques en retour, qui influencent l'organisation de l'espace, son hétérogénéité à diverses échelles, en combinant l'approche spatiale de la géographie et l'approche fonctionnelle de l'écologie. Si l'écologie s'intéresse à la dynamique de la biodiversité, à toutes les échelles spatiales et temporelles, l'écologie du paysage s'intéresse particulièrement à l'échelle intégratrice du paysage, des continents et de la planète, et à l'évolution des paysages sous l'effet des interactions complexes entre processus écologiques et l'organisation des structures spatiales (qu'elle soit d'origine naturelle ou anthropique). Parfois, l'écologue du paysage agit sur ces structures (dites éco-paysagères), soit pour les étudier, soit dans le cadre de mesures de réhabilitation écologique.

L'écologie du paysage en tant que science décrit et cherche à expliquer (GECOPA, 2004 ; 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.

Pour cette raison, l'écologie du paysage fait donc appel à plusieurs disciplines telles que celles citées plus haut et utilise, entre autres, les méthodes suivantes : la télédétection, les systèmes d'information géographique (S.I.G.), les techniques d'échantillonnage et la modélisation (GECOPA, 2004 dans Bogaert & Mahamane, 2005).

La démarche adoptée en écologie du paysage intègre donc l'objet d'étude, à savoir le paysage, ses déterminants, à savoir le milieu et la société, et ses effets sur les processus écologiques étudiés (Figure 1.4). La définition d'objets d'étude spatiaux, constitutifs des structures paysagères, communs à plusieurs disciplines, est une étape cruciale de la démarche de la recherche. On peut ainsi étudier, d'une part la façon dont les plantes et les animaux réagissent à la qualité des éléments du paysage et à leur assemblage, et d'autre part comment les activités modifient ces éléments, leurs qualités et leur assemblage. Les sciences humaines : agronomie, géographie, histoire, définissent la structure du paysage et sa dynamique en fonction de l'histoire passée et récente des sociétés. Le paysage peut ainsi être caractérisé par son organisation, son hétérogénéité, sa diversité et sa dynamique (Burel & Baudry, 2003).

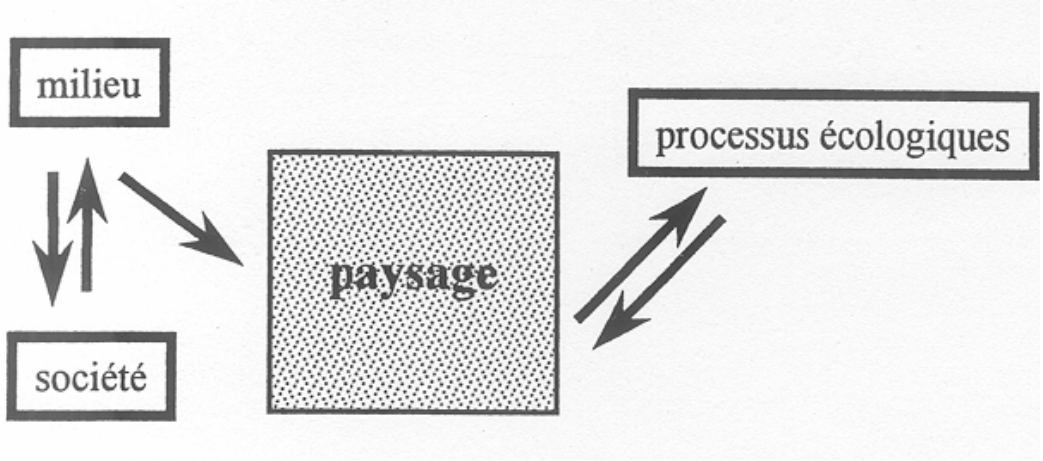


Figure 1.4 : Démarche scientifique adoptée en écologie du paysage: le paysage est la résultante de la dynamique du milieu et de la société qui s'y est développée. La structure, l'organisation, la dynamique du paysage sont en interaction constante avec les processus écologiques qui s'y déroulent (Burel & Baudry, 2003).

En conclusion, les définitions de l'écologie de paysage sont diverses. Les unes soulignent la nécessité de privilégier les modèles et les théories à propos des relations spatiales ; d'autres la nécessité de construire une science pour pouvoir agir sur l'environnement ; d'autres encore la nécessité de s'insérer dans une démarche pluri- ou interdisciplinaire. Dans leur ensemble, ces définitions singularisent l'écologie du paysage par trois aspects. Le premier aspect est l'importance accordée à la configuration d'espaces sur le déroulement des processus écologiques. Le deuxième aspect est la considération d'espaces plus étendus que ceux habituellement pris en compte en écologie. Un troisième aspect est la prise en compte de l'impact des activités humaines sur le paysage (Décamps, 2004 dans Bogaert & Mahamane, 2005).

Chaque système écologique est caractérisé par une interdépendance de trois éléments clés : sa composition, sa structure et sa fonction (Figure 1.5). La composition se réfère aux caractéristiques concernant la présence et l'abondance d'unités ou de types d'unités dans le paysage. Ces caractéristiques ne sont pas explicites du point de vue spatial. La composition du paysage est importante pour beaucoup d'organismes ou processus écologiques (Iorgulescu & Schlaepfer, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). La diversité de la composition existe à un nombre d'échelles spatiales. Par exemple, les variations dans les éléments à grande échelle tels que le contraste entre les fleuves, les étangs, les montagnes et les plaines représentent la variation de la composition à une échelle du paysage. La variation de la composition du paysage peut aussi être décrite en termes de diversité des communautés végétales et d'habitats. Les mesures de la diversité de la composition ont souvent manqué aux métriques (ou mesures) simples, telles que la richesse spécifique et la diversité spécifique (Noon & Dale, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). La structure se réfère à la géométrie des composantes biogènes et géologiques du paysage (Noon & Dale, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). Cela revient à dire quelles sont les tailles, les formes, et les configurations de composantes qui définissent l'environnement aux différentes échelles spatiales. A une échelle fine, les composantes biogènes peuvent inclure de grands arbres vivants, de grandes bûches sur le sol forestier ou sur le lac, et des carcasses de poissons. Les composantes géologiques peuvent inclure les montagnes, les canyons, et les fleuves non endigués. Elles

possèdent des différences entre la composition et la construction ; par exemple, les arbres vieux et grands ont des géométries qui sont très différentes de celles des arbres jeunes et petits même s'ils sont identiques du point de vue de la composition. La variation de la structure se produit aussi à l'échelle du paysage. Cela signifie que la variation dans la taille, dans la forme, et dans les relations spatiales des communautés végétales peut donner lieu aux systèmes écologiques très différents même si la composition est maintenue constante. Par exemple, la taille, la forme, et les structures de mailles de l'habitat, et leurs conséquences sur la connectivité, toutes, influencent les types d'organismes qui peuvent exister dans un paysage. Les variations des attributs des systèmes écologiques, spécialement le sol, l'eau et l'air, peuvent limiter et fournir des opportunités pour la diversité biologique. Par exemple, les moments critiques ont plusieurs habitats (les sols alluviaux, les pentes abrutes, les mares profondes et les chutes d'eau) qui supportent un système biologique. Par contraste, un fleuve qui a été endigué pour créer un réservoir ou qui a été détourné de son canal naturel peut supporter moins d'habitats et encore moins de diversité (Noon & Dale, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). La fonction inclut aussi bien les mécanismes qui changent la matière inorganique et l'énergie en composantes biotiques, que les actions physiques qui transfèrent les matériaux biotiques et abiotiques parmi les composantes des systèmes écologiques (Noon & Dale, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). Les exemples incluent la photosynthèse, le flux énergétique, le cycle des éléments nutritifs, le cycle de l'eau, les perturbations et la succession. Les fonctions sont des phénomènes qui lient les composantes de l'écosystème et initient le renouvellement et la transformation (Noon & Dale, 2002 ; Iorgulescu & Schlaepfer, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). Chacun de ces trois attributs des systèmes écologiques peut être visualisé comme un sommet d'un triangle équilatéral (Figure 1.5). Chaque composante est nécessaire, mais insuffisant étant prise individuellement, pour caractériser l'état d'un système écologique (Noon & Dale, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). L'écologie du paysage intervient dans la composition, la structure et la fonction du paysage.

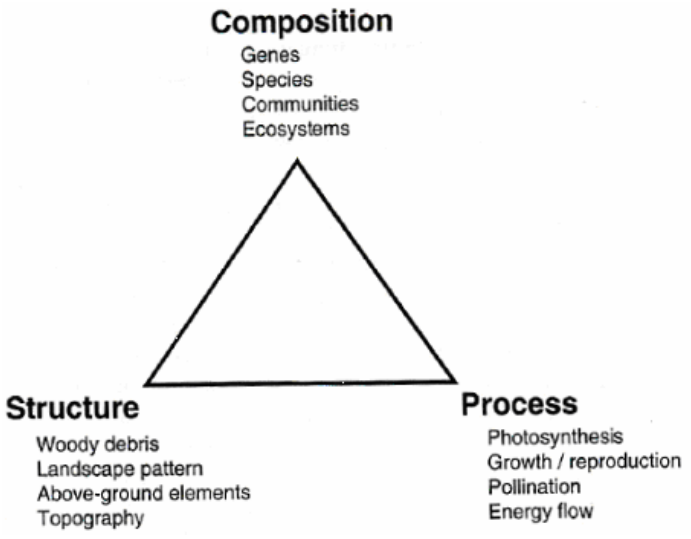


Figure 1.5 : Les éléments clés qui caractérisent tous les systèmes écologiques, sans tenir compte de l'échelle spatio-temporelle, sont représentés par un triangle équilatéral pour illustrer sur leur interdépendance. D'après Noon & Dale (2002).

L'importance de la structure spatiale des écosystèmes paysagers pour éclairer les processus écologiques est reconnue par la communauté écologique (Fortin, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). En effet, un changement d'un des éléments aura des répercussions sur les deux autres (Figure 1.6). Si la structure spatiale d'une composante paysagère change, par exemple suite à la fragmentation d'une zone forestière, les processus de migration des populations qui utilisent cette forêt comme habitat changeront également. En plus, si l'écosystème considéré 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 (Bogaert & Mahamane, 2005).

En plus, les structures caractéristiques des paysages sont vraisemblablement le résultat de l'action des processus écologiques, c'est-à-dire, certains processus (écologiques) produisent des configurations particulières (par exemple, les habitats spatialement dispersés proviennent de la fragmentation). 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 dans Bogaert & Mahamane, 2005; Bogaert *et al*., 2004). Cette proposition connue sous le terme «pattern/process paradigm » est une hypothèse centrale de l'écologie du paysage (Iorgulescu & Schlaepfer, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005), aussi souvent 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 dans Bogaert & Mahamane, 2005).

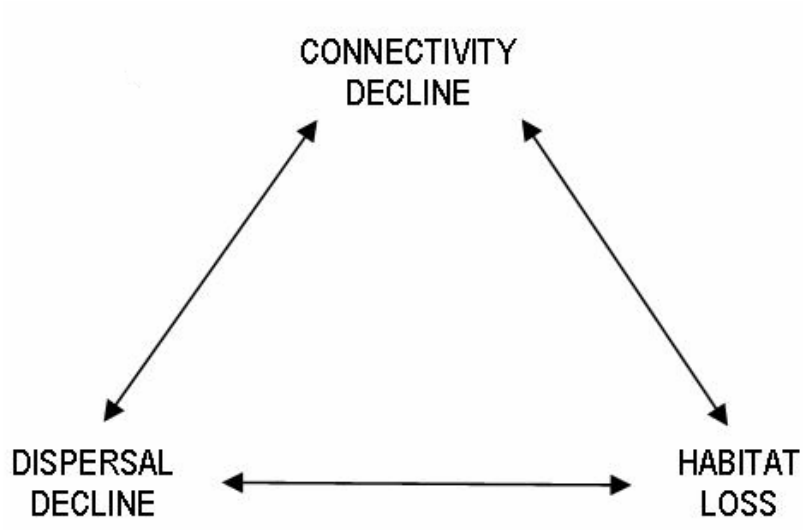


Figure 1.6 : Relation entre la structure du paysage et les processus qui s'y déroulent.

Afin d'étudier les rapports entre la configuration du paysage et les processus écologiques, il est utile de décrire ces structures en termes quantifiables. 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), ceci explique le développement d'une série d'indices (« landscape metrics ») (Hargis *et al*., 1997 dans 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 étant souvent un indicateur de l'impact humain sur la morphologie du paysage (Krummel *et al*., 1987 dans Burel & Baudry, 2003).

Trois concepts sont généralement liés à la structure spatiale : la fragmentation, la connectivité et l'hétérogénéité. La fragmentation est un phénomène caractérisée par une diminution de la surface totale d'un habitat et son éclatement en fragments, ou plus simplement par une rupture de continuité (Burel & Baudry, 2003). C'est un des concepts les plus répandus en écologie du paysage ; c'est même un concept à la base du développement de la discipline, spatial par essence (Burel & Baudry, 2003). Il s'applique aussi bien aux habitats qu'aux populations. La fragmentation est un processus responsable de la dynamique spatiale du paysage. La fragmentation produit beaucoup de changements quantifiables du paysage : une surface réduite d'habitat, un accroissement des bords, une surface intérieure réduite, un isolement des taches est une augmentation du nombre de taches (Davidson, 1998 dans Bogaert & Mahamane, 2005). La quantification des conséquences structurelles des la fragmentation est essentielle pour la prédiction de ses effets (Bogaert & Mahamane, 2005). La connectivité est aussi un terme central en écologie du paysage. C'est le fait que deux taches de même type soient adjacentes, 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). La création de corridors pour augmenter la connectivité au sein d'un paysage est vite apparue comme une panacée aux problèmes de fragmentation et les aménagistes s'en sont emparés rapidement (Bennett, 1990 ; Hudson, 1991 dans Burel & Baudry, 2003). Cependant, de nombreuses interrogation quant à l'efficacité de ces corridors demeurent (Henein & Merriam, 1990; Hobbs, 1992 dans Burel & Baudry, 2003). L'approche de la connectivité au sein d'un paysage peut se faire de différentes manières. Selon le type d'espèce, leur mode de déplacement, il existe des connectivités différentes (Burel & Baudry, 2003). La simulation de structures générées par des déplacements est un outil important pour tester des hypothèses et surtout, pour aider à élaborer une démarche de construction d'un plan d'échantillonnage du matériel biologique dans un paysage pour tester des déplacements effectif (Burel & Baudry, 2003). Le paysage est souvent défini comme une mosaïque spatialement (et temporellement) hétérogène (Forman, 1995 dans Burel & Baudry, 2003), 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).

Notre étude sera basée sur les structures spatiales composées, non des taches, des corridors et des matrices, mais des points représentant les lieux de récolte des échantillons.

1.1.3 Relation entre l'homme et son environnement

L'écologie du paysage, en considérant l'homme comme partie intégrante des écosystèmes formant la biosphère, a eu l'immense mérite d'aider à une réunification des sciences de la nature et des sciences de la société. Ce nouveau regard, porté sur une espèce envahissante, l'espèce humaine, capable de s'adapter à tous les milieux, de détruire des écosystèmes entiers, de les modifier, de les transformer, voire d'en créer, conduit à reconsidérer totalement la manière dont l'écologie des années 1950 envisageait la structure, l'organisation, le fonctionnement et l'évolution des écosystèmes. A partir de la préhistoire récente, l'homme, devenu agriculteur, agit significativement sur son milieu et même, aujourd'hui, sur ses processus évolutifs (Monnier, 1991 dans Burel & Baudry, 2003). Il devient un intervenant majeur sur le milieu, minimisant l'effet des fluctuations climatiques, au demeurant mineures, des six derniers millénaires (Vernet, 1997 dans Burel & Baudry, 2003). A des prélèvements

de bois ponctuels et sans conséquences apparentes sur l'écosystème, se substituent de large modification (essartage, déforestation, urbanisation, explosion démographique…) connues sous le nom de « déforestation néolithique » (Vernet, 1997 dans Burel & Baudry, 2003).

1.1.4 Analyse des structures spatiales

La prise en compte de l'espace, des relations spatiales, de l'hétérogénéité a conduit dès l'émergence de la discipline, à une nomenclature des types d'objets rencontrés dans les paysages et à de multiples travaux proposant diverses mesures relatives à l'espace. 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 dans 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 dans Bogaert & Mahamane, 2005 ; Botequilha Leitão & Ahern, 2002 dans 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 dans Bogaert & Mahamane, 2005). Il est également important d'établir la différence de ces mesures avec les statistiques spatiales (Botequilha Leitão & Ahern, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005). 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 décrivent, elles, l'information qui concerne les changements au cours du temps d'une mosaïque paysagère (Botequilha Leitão & Ahern, 2002 dans Bogaert & Mahamane, 2005).

L'analyse de la structure spatiale des espèces peut être un outil utile. Elle permet d'améliorer la stratégie d'échantillonnage, d'aider à comprendre les mécanismes responsables de la dispersion de la maladie et d'améliorer les stratégies de gestion. Plusieurs travaux, essentiellement en forêts tropicales, ont montré comment l'analyse de la structure spatiale pouvait servir de description des peuplements complexes, mais aussi donner des pistes sérieuses pour l'étude de leur dynamique (Tomppo, 1986; Menaut *et al.*, 1990; Gignoux, 1994; Bi & Jurskis, 1996; Couteron & Kokou, 1997), en particulier en montrant comment la structure spatiale observée pouvait rendre compte des différents processus naturels à l'origine de l'évolution de l'écosystème (régénération, croissance, mortalité). Plus récemment la structure spatiale a été intégrée directement dans les modèles d'évolution des peuplements (Rathbun & Cressie, 1994; Moeur, 1997; Batista & Maguire, 1998).

En somme, il faut signaler que l'écologie du paysage s'intéresse à des systèmes posés d'emblée comme spatiaux et hétérogènes, ce qui constitue une rupture avec les travaux antérieurs et nécessite le développement de nouveaux concepts et d'outils de quantification des phénomènes (Baudry, 1988). Elle tire sa force de son approche des relations entre les structures spatiales et les processus écologiques (Bogaert & Mahamane, 2005). Elle peut apporter énormément à la compréhension des causes et des conséquences de la transformation des paysages (Décamps, 2004 dans Bogaert & Mahamane, 2005). Dans cette contribution, nous associons à l'écologie du paysage, la phytogéographie, car la cartographie est un outil de base pour la représentation du paysage (Burel & Baudry, 2003).

1.2 Phytogéographie

1.2.1 Définition et méthodes traditionnelles de la phytogéographie

La Phytogéographie se définit comme étant la géographie botanique, ou partie de la biogéographie qui étudie la distribution des plantes sur le globe terrestre (Robert, 1994). Schnell (1971) définit la phytogéographie comme étant une science qui étudie la répartition des espèces à la surface du globe. La phytogéographie ou géographie botanique ou encore géobotanique, est une science, au croisement de la botanique et de la géographie, qui étudie la répartition des végétaux à la surface du globe et les causes de cette répartition ainsi que les relations existantes entre les espèces ou communautés végétales d'une part, les caractéristiques géographiques, mésologiques (climat, sol) et biologiques (ensemble des organismes vivants) d'autre part. Elle repose sur des bases cartographiques dont l'outil principal est la carte de répartition. Celle-ci permet de connaître avec précision la distribution géographique d'une espèce ainsi que l'importance des divers facteurs qui la contrôlent (Lebrun, 2001). Les cartes de répartition spatiale indiquent les zones de fortes diversités spécifiques appelées hotspots, la diversité spatiale des espèces et les zones d'endémisme. Elles constituent donc un outil principal pour la gestion et la conservation des espèces. Elles permettent également de poser des hypothèses solides sur l'âge, l'origine géographique, la vitesse d'évolution et les voies de migration des taxons. Il est même possible, à partir de la distribution des espèces de mettre en évidence les différentes aires végétales et le découpage de la planète en unités phytogéographiques (régions, districts, secteurs, etc.).

A l'analyse de toutes ces définitions, nous constatons que toutes convergent vers la compréhension de la répartition des organismes végétaux sur la terre. Ainsi l'objectif majeur de la phytogéographie est de décrire et structurer l'ensemble de la biodiversité végétale à toutes les échelles.

Traditionnellement, la phytogéographie était limitée à la description de la répartition des flores, à la délimitation de vastes régions où la végétation est plus au moins homogène et à l'étude des mécanismes de dispersion et de colonisation à l'échelle des continents. L'origine historique de la reconnaissance de régions biogéographiques date du début du 19 ème siècle. Von Humbold, De Candolle, Wallace, Darwin, Hooker, sont autant de noms de biogéographes prestigieux qui ont tenté de comprendre l'organisation des biomes terrestres. Ce sont d'ailleurs les travaux du botaniste De Candolle (XIXe siècle), de l'agronome et généticien Valivov (XXe siècle) et plus récemment de l'agronome américain Harlan qui ont permis de déterminer les principaux foyers à l'origine de l'agriculture à travers la phytogéographie.

Toutefois, avec le développement de l'écologie des communautés et de la biologie des populations, dans les années 1970, l'étude de la répartition de la faune et de la flore est devenue un domaine de recherche moins apprécié. Cependant, plusieurs auteurs ont depuis lors réactualisé l'importance de la recherche de structures biogéographiques tant pour l'étude de l'évolution, qu'en écologie des communautés, en biologie des populations et pour leurs applications en biologie de la conservation (Dufrêne, 1992). C'est un signe que les Chercheurs se soucient de la phytogéographie, science qui doit désormais reposer sur des bases cartographiques et l'outil par excellence en est la carte de répartition (Lebrun, 1981). Selon cet auteur, la cartographie date de 1935, d'abord parce qu'avant cette date, il y a eu peu de cartes publiées, ensuite c'est à partir de cette époque que le Code International de Nomenclature Botanique a subit des changements propres à bien fixer les noms des plantes.

La révélation de facteurs de distribution communs à plusieurs espèces, la délimitation de régions biogéographiquement diversifiées, la recherche de frontières biogéographiques et l'étude des relations abondance-répartition ont permis l'émergence de théories et de nombreux modèles tant en biogéographie (Mac Arthur & Wilson, 1967; Levins, 1969; Hanski, 1982; Brown, 1984) qu'en paléogéographie, systématique et étude de l'évolution (Croizat, 1981; Wiley, 1988; Szalay & Bock, 1991; Wilson, 1991).

1.2.2 Divisions chorologiques

Bien que certains types de distribution soient évidents, les biogéographes rencontrent des difficultés pour délimiter des zones biogéographiquement homogènes. C'est le cas lorsque les distributions ne sont pas continues, lorsque le jeu de données est spatialement incomplet, ou quand le nombre de taxons est très élevé (Birks, 1987). D'autre part, il peut être difficile de dégager une structure qui soit indépendante, lors de son élaboration, de la connaissance d'autres structures existantes telles que celles dépendant de la géologie et de la climatologie. La recherche des facteurs écologiques qui limitent les distributions nécessite impérativement que les structures biogéographiques et géographiques soient élaborées indépendamment l'une de l'autre. Ces difficultés font qu'il existe souvent plusieurs concepts pour délimiter des territoires phytogéographiques, tel est le cas en Afrique tropicale et notamment en Afrique centrale.

En Afrique tropicale, la division chorologique suit deux thèses :

- la thèse unirégionale d'Engler (1910-1925) ; cet auteur considère cette partie de l'Afrique comme une région florale et qu'il a incluse dans l'Empire floral paléotropical, désignée sous le nom de Région africaine des forêts et des steppes. Elle comprend quatre provinces : la province soudanienne, la province des montagnes et des steppes du Nord-Est africain, la province Ouest-africain ou guinéenne qui s'étend de la Guinée à la République Démocratique du Congo (Shaba) et la province des steppes de l'Afrique orientale et australe. Cette conception a été adoptée par plusieurs auteurs notamment De Wildeman (1913), Hutchinson (1946), Robyns (1948a, 1948b, 1949, 1950) ;

- la thèse plurirégionale ; elle a été proposée Lebrun (1947), sur base de travaux antérieurs. Cet auteur distingue ainsi : une Région Guinéenne caractérisée par un paysage forestier largement dominant avec pour climax des forêts denses humides et une Région Soudano-Zambézienne caractérisée par la dominance des groupements des herbacées dont le climax est constitué de forêts sèches à sous-bois herbeux développé. Plusieurs auteurs ont adopté ces conceptions, mais en y ajoutant des arguments d'ordre climatique, physionomique, floristique et phytosociologique. Il s'agit de : Chevalier et Emberger (1937), Chevalier (1938), qui distinguent la Région du Soudan et la Région de la forêt équatoriale ; Monod (1938), qui reconnaît la Région Soudano-Décanienne et la Région Congo-Indienne ; Trochain (1940), qui reconnaît le Région Soudanienne et la Région de la forêt dense ; Aubreville (1949), qui distingue l'Afrique tropicale sèche de l'Afrique équatoriale humide Guinéo-Congolaise ; Duvigneaud (1949, 1953), qui reconnaît les Régions littorales intertropicales Guinéo-Congolaises et Soudano-Zambézienne ; Schnell (1952), qui reconnaît la Région Guinéenne et Germain (1952) qui reconnaît la Région Soudano-Zambézienne.

D'autres encore ont tenté de subdiviser l'Afrique tropicale en visant à fixer les limites septentrionales et méridionales de la Région Guinéo-Congolaise et à montrer l'unité de la Région Soudano-Zambézienne. Il s'agit des travaux de Mullenders (1954), de Troupain (1966), de Trochain (1969) et de Brenan (1978).

En dehors des critères de subdivision cités plus haut, il y'a un autre critère à prendre en compte : c'est l'existence d'espèces endémiques qui peuvent être utilisées pour caractériser les subdivisions phytogéographiques (White, 1971, 1976, 1978a, 1978b, 1979; Denys, 1980 ; J. P. Lebrun, 1981 ; Ndjele, 1988).

Le développement récent de méthodes quantitatives d'analyse de données écologiques et la généralisation de l'usage de l'informatique offrent maintenant aux biogéographes de nouveaux moyens d'investigation (Birks, 1987; Legendre, 1990).

1.2.3 Théories phytogéographiques en Afrique centrale

En Afrique centrale (R.D. Congo-Rwanda-Burundi), plusieurs travaux phytogéographiques ont été réalisés soit sur toute l'étendue de notre zone d'étude, soit de façon locale. Les subdivisions étaient basées sur des arguments physionomiques et des reconnaissances botaniques. En effet, Lebrun (1947) a réalisé un travail phytosociologique sur la plaine des Rwindi-Rutshuru et a fait une analyse statistique de sa flore. Il a ensuite traité des principaux territoires phytogéographiques de l'Afrique toute entière. Le cadre chorologique de la plaine de la Ruzizi a été étudiée par Germain (1952) en intégrant le système de classification proposé par Lebrun (1947) et Robyns (1937, 1948). Mullenders (1954) a divisé l'ensemble du territoire de la R.D. Congo en petites Régions naturelles sans donner les limites. Devred (1957) a précisé la limite phytogéographique Occidento-Méridionale de la Région Guinéo-Congolaise au Kwango après une mission pédo-botanique. Duvigneaud (1958), après de nombreuses et longues prospections dans le Shaba, a proposé un système phytogéographique avec de nombreuses subdivisions. Liben (1958) a esquissé la limite phytogéographique Guinéo-Congolaise/zambézienne au Shaba occidental. Liben (1962) a traité de la chorologie des contrées montagneuses situées à cheval entre la République Démocratique du Congo, le Rwanda, le Burundi et l'Uganda. Evrard (1965) s'est intéressé au secteur forestier central de la R.D. Congo en établissant une statistique phytogéographique. La plaine de Lubumbashi a été le site d'étude de Schmitz (1971) sur le plan phytogéographique. Bamps (1982) a repris la carte proposée par Robyns (1948) en tenant compte des nouvelles limites territoriales et des graphies. Les limites des territoires phytogéographiques, de même que leur dénomination, restent inchangées et seuls ont été mentionnés les localités, les lacs et les cours d'eau les plus importants.

Cette présente étude est principalement basée sur les théories phytogéographiques de Robyns (1948), White (1979, 1986) et de Ndjele (1988).

1.2.3.1 Modèle de Robyns (1948)

Robyns (1948) a proposé un système phytogéographique qui couvre l'ensemble du territoire R.D. Congo-Rwanda-Burundi. Ce système est basé sur les aspects de la végétation et le bioclimat (hauteur des précipitations et longueur de la saison sèche). Il a subdivisé ce territoire en onze Districts phytogéographiques, repartis comme suit dans la classification établie par Engler (1910-1925) : Région africaine, Province Guinéenne, Secteur congolais comprenant les Districts suivants : Côtier, Mayumbe, Bas-Congo, Kasai, Bas-Katanga,

forestier central, Ubangi-Uele ; Province Orientale, Secteur centro-africain comprenant les Districts suivants : Lac Albert, Lacs Edouard et Kivu, Ruanda-Urundi ; Province zambézienne, secteur du Bangwelo-Katanga comprenant le District du Haut-Katanga (Figure 1.7).

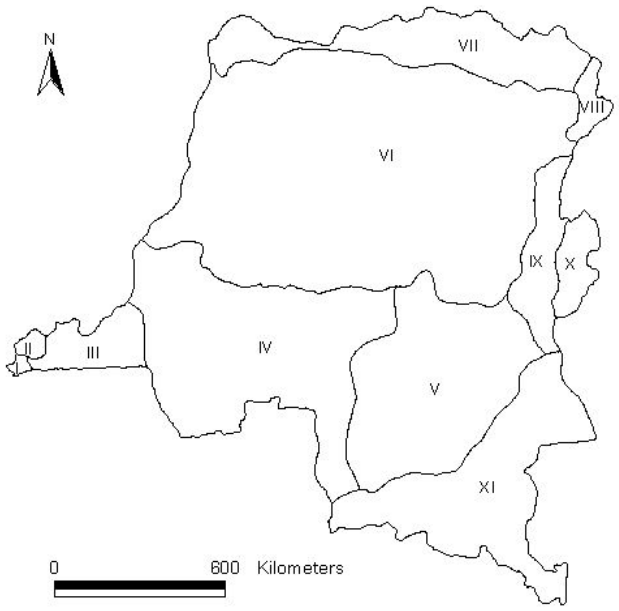


Figure 1.7: Système phytogéographique de Robyns (1948): (I) Côtier, (II) Mayumbe, (III) Bas-Congo, (IV) Kasai, (V) Bas-Katanga, (VI) Forestier central, (VII) Ubangi-Uele, (VIII) Lac-Albert, (IX) Lacs Edouard et Kivu, (X) Ruanda-Urundi, (XI) Haut-Katanga.

1.2.3.2 Modèle de White (1979, 1986)

White (1979, 1986), en se basant sur la distribution des taxons endémiques, a subdivisé l'Afrique et le Madagascar en 20 entités régionales (Figure 1.8) dont le Centre d'endémisme Guinéo-Congolais, le Centre d'endémisme Zambézien, le Centre d'endémisme morcelé afromontagnard, la Mosaïque régional du Lac Victoria, la Zone de transition Guinéo-Congolaise/Zambézienne et la Zone de transition Guinéo Congolaise/Soudanienne concernent la R.D. Congo, le Rwanda et le Burundi (Figure 1.9).

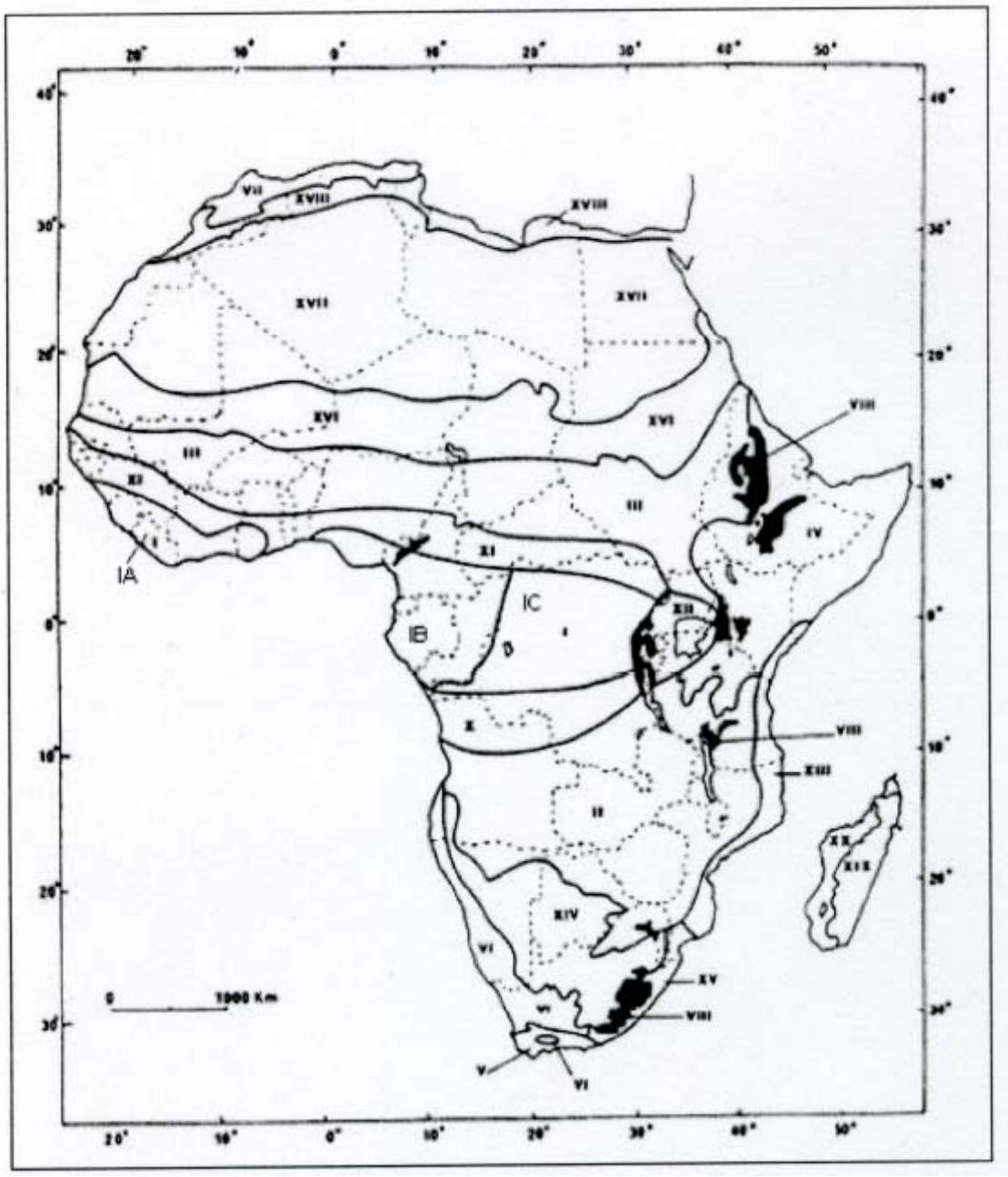


Figure 1.8 : Principales phytochories de l'Afrique et de Madagascar (d'après White, 1979, 1986) : (IA) sous-centre guinéen supérieur (G), (IB) sous-centre guinéen inférieur (BG), (IC) sous-centre congolais (BGC), (I) Centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais, (II) Centre régional d'endémisme Zambézien, (III) Centre régional d'endémisme Soudanien, (IV) Centre régional d'endémisme de la Somalie et du pays Masai, (V) Centre régional d'endémisme du Cap, (VI) Centre régional d'endémisme du Karoo-Namib, (VII) Centre régional d'endémisme Méditerranéen, (VIII) Centre régional d'endémisme morcelé Afromontagnard, incluant IX, la région morcelée afroalpine d'appauvrissement floristique extrême (non figuré séparément), (X) Zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Zambézienne, (XI) Zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Soudanienne, (XII) Mosaïque régional du lac Victoria, (XIII) Mosaïque régionale de Zanzibar- Inhambane, (XIV) Zone de transition régionale Kalahari-Highveid, (XV) Mosaïque régionale du Tongaland-Pondoland, (XVI) Zone de transition régionale du Sahel, (XVII) Zone de transition régionale du Sahara, (XVIII) Zone de transition régionale Méditerranéo-Saharienne, (XIX) Centre régional d'endémisme Malgache Oriental, (XX) Centre régional d'endémisme Malgache Occidental.

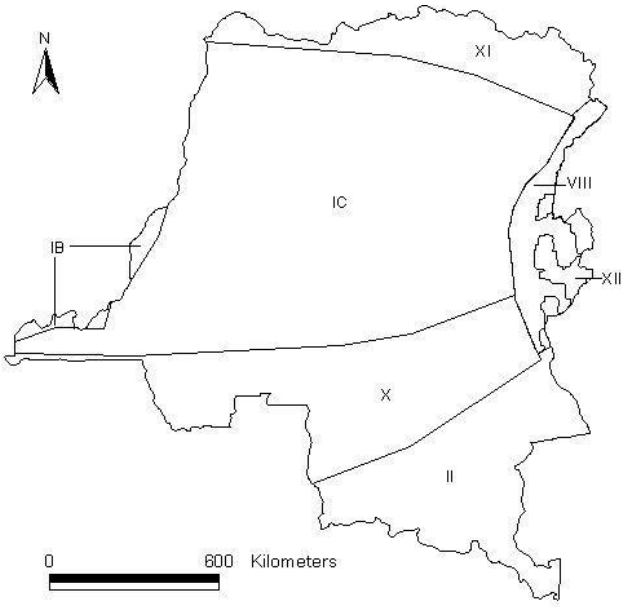


Figure 1.9: Principales phytochories de White (1979, 1986) couvrant la R.D. Congo, le Rwanda et le Burundi : (I) centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais (IB : sous-centre Guinéen inférieur; IC : sous-centre Congolais); (II) centre régional d'endémisme Zambézien; (VIII) centre régional d'endémisme Afromontagnard; (X) zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Zambézienne; (XI) zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Soudanienne et (XII) Mosaïque régional du lac Victoria.

1.2.3.3 Modèle de Ndjele (1988)

Ndjele (1988), a modifié le système de Robyns (1948) sur le plan de la classification des territoires phytogéographiques en tenant compte des recherches phytogéographiques publiées après les travaux de Robyns. Ce qui l'a amené à proposer un nouveau système de classification phytogéographique seulement pour la R.D. Congo en déterminant pour chaque territoire phytogéographique, les espèces caractéristiques qui forment l'élément endémique et les autres éléments phytogéographiques impliqués. Ainsi, il a reconnu six Régions, sept Domaines, 13 Secteurs et 24 Districts phytogéographiques (Figure 1.10).

La Région Guinéo-Congolaise est divisée en deux domaines.
Le Domaine congolais avec trois Secteurs :

- le Secteur forestier central comprenant le District septentrional de l'Itimbiri, District occidental de la Tshuapa, District méridional de la Lukenie et District centro-oriental de la Maïko ;
- le Secteur de transition Congolo-Soudanien avec le District de l'Ubangi et Bas-Uele ;
- le Secteur de transition Congolo-Zambézien comprenant le District du plateau Batéké, le District du Bas-Kasai-Sabkuru et le District du Lomami.

Le Domaine de basse Guinée avec deux Secteurs :

- le Secteur forestier du Mayumbe ;
- le Secteur de transition Bas-Guinéo-Zambézien comprenant le District du Bas-Zaïre.

La Région zambézienne comprend le Domaine zambézien avec trois Secteurs :

- le Secteur Bemba comprenant le District du Haut-Shaba oriental et le District des Hauts plateaux shabiens ;
- le Secteur du Lualaba moyen avec le District du Lualaba moyen ;
- le Secteur du Lunda comprenant le District du Haut-Shaba occidental et le District du Haut-Kwango.

La Région afromontagnarde comprend le Domaine afromontagnard Est-africain avec un Secteur : le Secteur des montagnes composé du District du Ruwenzori, du District du Virunga et du District des Marungu.

La Région des lacs centrafricains avec le Domaine d'Afrique centrale comprend deux secteurs :

- le Secteur Du Lac Mobutu avec le District du Lac Mobutu ;
- le Secteur des hautes plaines du Kivu avec le District de la plaine de Ruzizi, le District de la plaine des Rwindi-Rutshuru et le District de la Plaine de Semliki.

La Région soudanienne avec le Domaine soudanien est composée du Secteur soudanien méridional et du District de la Garamba.

La Région littorale intertropicale africaine avec le Domaine Atlantique composé du Secteur Sud-Atlantique du littoral guinéen et le District Sud-Atlantique du littoral guinéen.

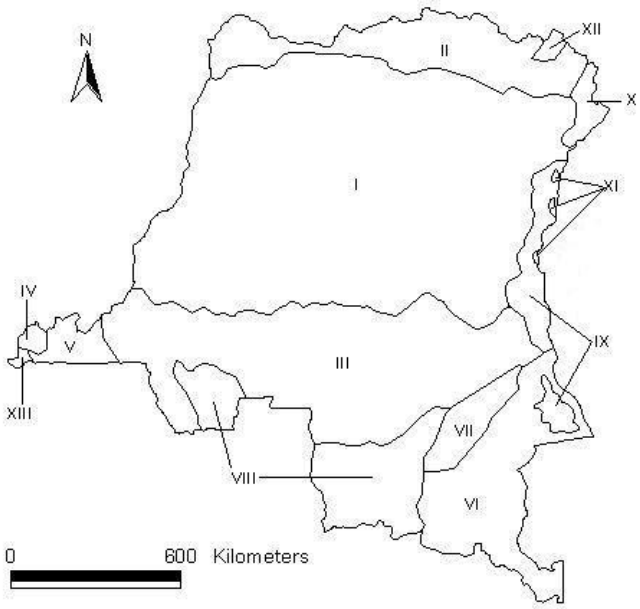


Figure 1.10 : Secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988). (I) Secteur Forestier central, (II) Secteur de transition Congolo-Soudanien, (III) Secteur de transition Congolo-Zambézien, (IV) Secteur Forestier du Mayumbe, (V) Secteur de transition Bas-Guinéo-Zambézien, (VI) Secteur Bemba, (VII) Secteur du Lualaba, (VIII) Secteur Lunda, (IX) Secteur des Montagnes, (X) Secteur du Lac Mobutu, (XI) Secteur des Hautes plaines du Kivu, (XII) Secteur Soudanien Méridional, (XIII) Secteur Sud-Atlantique du littoral Guinéen.

1.2.3.4 Ressemblance et dissemblance des territoires phytogéographiques : Robyns (1948), White (1979, 1986) et Ndjele (1988)

Il est évident que les correspondances entre les diverses subdivisions sont établies de façon approchée parce que : (i) certaines subdivisions n'ont été données que pour des territoires limités, (ii) les critères de subdivisions utilisés par les auteurs sont différents, (iii) ces subdivisions n'ont pas la même étendue, ce qui rend difficile une bonne comparaison, (iiii) le nombre des subdivisions diffère en fonction de chaque auteur. Malgré son caractère approximatif, on peut relever des correspondances. En effet, le centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais de White (1979, 1986) comprend les sous-centre guinéen inférieur et congolais. Elle correspond au District Mayumbe, District Forestier central, une partie du District Kasai et du District Bas-Congo de Robyns (1948). Par rapport au modèle de Ndjele (1988), elle correspond au Secteur forestier du Mayumbe, au Secteur Forestier central, au Secteur de transition Bas-Guinéo-Zambézien et une partie du Secteur de transition Congolo-Zambézien. La zone de transition Guinéo-Congolaise/Soudanienne de White (1979, 1986) est la même que le District Ubangi-Uele de Robyns (1948) sauf qu'elle s'étend jusque dans la partie nord du District Lac-Albert. Par contre elle correspond au Secteur de transition Congolo-Soudanien et au Secteur Soudanien Méridional selon le modèle de Ndjele (1988). Celui-ci reconnaît le District Lac-Albert sous le nom de secteur du Lac Mobutu. Le centre régional d'endémisme morcelé Afromontagnard incluant la Mosaïque régionale du lac Victoria de White (1979, 1986), correspond aux Districts du Lac Albert, des Lacs Edouard et Kivu et Ruanda-Urundi de Robyns (1948). Malgré le fait que Ndjele (1988) ait limité son étude uniquement en R.D. Congo, il a subdivisé cette zone en 3 Secteurs qui sont le Secteur des Montagnes, le Secteur du Lac Mobutu et le Secteur des Hautes Plaines du Kivu. Le centre régional d'endémisme Zambézien de White (1979, 1986) est identique à celle que Robyns (1948) nomme District du Haut Katanga mais un peu restreint. Tandis que Ndjele (1988) a subdivisé cette zone en trois Secteurs : le Secteur Bemba, une partie du Secteur Lunda et du Secteur des Montagnes. La zone de transition Guinéo-Congolaise/Zambézienne de White (1979, 1986) correspond au District du Côtier, à une partie du District du Bas-Congo, du District du Kasai et du District du Bas-Katanga de Robyns (1948). Par contre selon le modèle de Ndjele (1988), cette zone correspond au Secteur du Lualaba, au Secteur Sud-Atlantique du Littoral Guinéen, au Secteur Lunda et une partie du Secteur de transition Congolo-Zambézien. Ndjele (1988) a reconnu le District du Côtier de Robyns (1948) sous le nom de Secteur Sud-Atlantique du littoral Guinéen (Figure 1.11).

De façon générale, quatre zones ont été reconnues par les trois auteurs sauf qu'elles diffèrent par la taille. Il s'agit du centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais, de la zone de transition Guinéo-Congolaise/Soudanienne, du centre régional d'endémisme morcelé Afromontagnard incluant la Mosaïque régionale du lac Victoria et du centre régional d'endémisme Zambézien (White, 1979, 1986). C'est la zone de transition Guinéo-Congolaise/Zambézienne de White (1979, 1986) qui a été beaucoup subdivisée par les deux autres auteurs. Ceci pourrait être du au fait que cette zone contient beaucoup d'espèces communes aux autres zones, d'où son caractère de zone de transition.

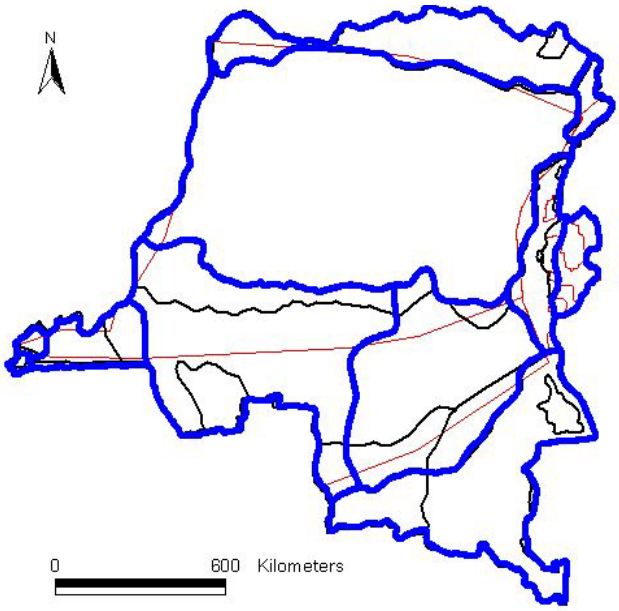


Figure 1.11 : Superposition des trois modèles phytogéographiques : en bleu le modèle de Robyns (1948), en rouge le modèle de White (1979, 1986) et en noir celui de Ndjele (1988).

1.3 Famille des Acanthaceae

1.3.1 Choix de la famille des Acanthaceae

Le choix des Acanthaceae pour cette étude se justifie par le fait que:

- la famille des Acanthaceae a été largement récoltée de 1888 à 2001 par environ 427 collecteurs en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi;
- la plupart de ces échantillons sont conservés dans l'herbier du Jardin Botanique National de Belgique (BR) où ils ont fait récemment l'objet d'une révision systématique (Champluvier 1991, 1997, 1998);
- aucun travail phytogéographique n'a été fait sur cette famille;
- cette étude est une contribution à la réalisation de la flore des Acanthaceae en R.D. Congo-Rwanda-Burundi.

1.3.2 Historique

Le terme «Acanthi» fut adopté d'abord par B. de Jussieu en 1759 puis repris plus tard par A. L. de Jussieu dans son Genera Plantarum (1789 : 102). Il divise la famille en deux groupes : le premier comprenait six genres caractérisés par quatre étamines (*Acanthus* L., *Dilivaria* Comm. ex A.Juss., *Blepharis* Juss., *Thunbergia* Retz., *Barleria* L., *Ruellia* L.) ; le second deux genres à deux étamines (*Justicia* L. et *Dianthera* L.).

C'est Nees von Eesenbeck qui donne le premier compte-rendu détaillé de la famille dans le Prodrome de De Candolle (1847). Il la divise en deux sous-familles : les *Anechmatacanthi* et les *Echmatacanthi*, suivant la présence ou l'absence de rétinacles ou jaculateurs, c'est-à-dire des excroissances durcies du funicule qui se présentent sous forme de crochets soutenant les graines. Les *Anechmatacanth*, dépourvues de jaculateurs, comprennent deux tribus : les

Thunbergiae et les *Nelsoniae*, la première incluant le genre *Mendoncia* avec son fruit drupacé. *Echmatacanthi* comprennent neufs tribus reprenant la majeur partie des genres de de Jussieu : *Hygrophileae, Ruellieae, Barlerieae, Acantheae, Aphelandreae, Gendarusseae, Eranthemeae, Dicliptereae* et *Andrographideae*.

Anderson (1863), dans son traitement des Acanthaceae africaines, reconnaît trois sous-ordres (sous-familles) : les *Thunbergideae* avec un seul genre, *Thunbergia* Retz., les *Ruellideae* avec deux tribus, *Nelsonieae* et *Ruellieae* et les *Acanthideae* avec quatre tribus, *Barlerieae, Acantheae, Justicieae* et *Asystasieae*. Ces sous-familles sont définies par les caractères du calice, le jaculateur et l'estivation de la corolle.

Bentham (1873) reconnaît cinq tribus : les *Thunbergieae*, les *Nelsonieae*, à côté desquelles il divise les *Echmatacanthi* de Ness en trois : *Ruellieae, Acantheae* et *Justicieae*.
Lindau (1894) place ces trois dernières tribus dans une seule sous-famille, les *Acanthoideae*, celles-ci étant divisées en deux groupes basés sur l'estivation de la corolle (*Imbricatae* et *Contortae*). Les divisions subséquentes sont basées sur l'estivation de la corolle et le pollen. Pour la première fois, il sépare les *Mendoncioideae* des *Thunbergioideae*. Il reconnaît également les *Nelsonioideae*, subdivisant ainsi la famille en quatre sous-familles.

Van Tieghem (1908) proposa mais ne décrivit pas une famille séparée des *Thunbergiaceae*, dans laquelle il place les plantes dépourvues de jaculateurs et divisa les Acanthaceae sensu stricto en deux sous-familles, les *Acanthoideae* (sans cystolithes) et les *Justicioideae* (avec cystholites).

Clarke (1900), dans Flora of Tropical Africa, reprend les cinq tribus de Bentham. Il subdivise les *Ruellieae* en trois sous-tribus : les *Hygrophileae*, les *Euruellieae* et les *Strobilantheae* et les *Justicieae* en quatre sous- tribus : les *Tetrandreae* à quatre étamines, les *Barlerieae*, les *Eranthemeae* et les *Eujusticieae* à deux étamines fertiles.

Bremekamp (1965), suivant l'opinion de Van Tieghem, exclut des Acanthaceae, *Thunbergioideae, Mendoncioideae* et *Nelsonioideae*. Il élève les deux premières au rang de famille et transfère les *Nelsonioideae* dans les Scrophulariaceae au voisinage des *Rhinantheae*. Les Acanthaceae sensu stricto sont divisées en deux familles sous-familles : les *Acanthoideae* (pas de cystholites, quatre étamines monothèques) et les *Ruellioideae* (cystholites, deux étamines).

Scotlan & Vollesen (2000), proposent une nouvelle classification sur base notamment de données de biologie molécolaire. Ils reconnaissent trois sous-familles : les *Nelsonioideae*, les *Thunbergioideae* et les *Acanthoideae*. Ils subdivisent les *Acanthoideae* en deux tribus : les *Acantheae* et les *Ruellieae* en subdivisant cette dernière en quatre sous-tribus : les *Ruelliinae*, les *Justiciinae*, les *Andrographiinae* et les *Barleriinae*.

1.3.3 Position systématique

Selon Angiosperm Phylogeny Group (APG II, 2003), les Acanthaceae sont des Angiospermes de la classe des Eudicotylédones, de la sous-classe des Asteridae et de l'ordre des Lamiales. La Figure 1.12 montre la position de l'ordre des Lamiales par rapport aux autres ordres au sein des Angiospermes.

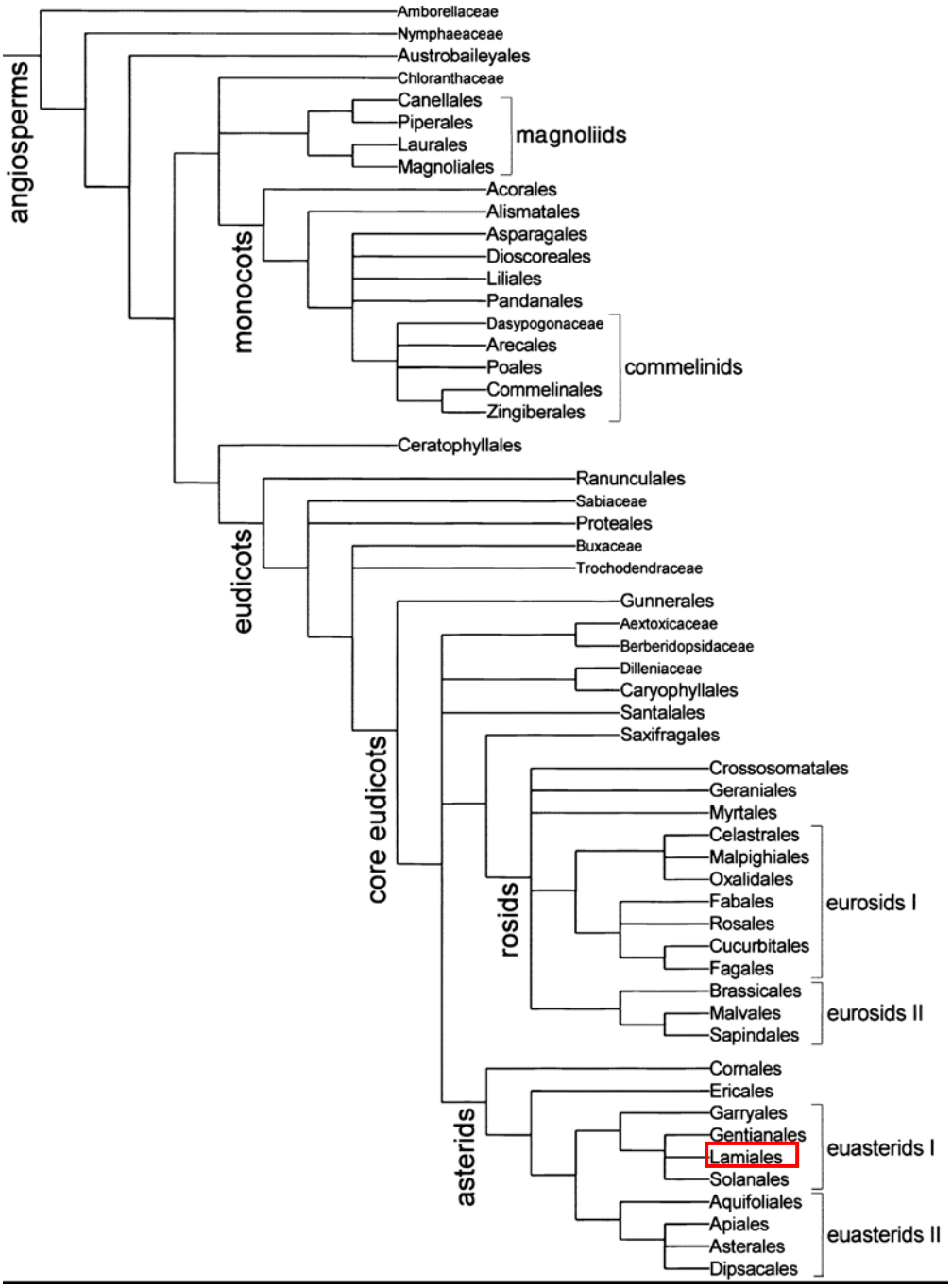


Figure 1.12: Cladogramme des principaux ordres d'angiospermes selon «Angiosperm Phylogeny Group » (APG II, 2003). Le cadre en rouge indique l'ordre de la famille des Acanthaceae.

1.3.4 Description de la famille des Acanthaceae selon Heine (1966) et Cronquist (1981)

La famille des Acanthaceae renferme des plantes généralement herbacées ou suffrutescentes, des arbrisseaux, plus rarement de petits arbres ou lianes parfois épineux (Figure 1.14). Les tiges et les ramifications ont des noeuds épaissis, souvent surmontés d'un étranglement. Les feuilles sont opposées-décussées, plus rarement verticillées par 3 ou 4, ou toutes en rosette à la base de la tige. Elles sont simples, sessiles ou pétiolées, entières ou plus ou moins découpées ou spinescentes et munies de cystolithes. Les feuilles d'un même nœud sont souvent différentes par la taille (anisophyllie). Les stipules sont absentes. Les inflorescences sont variées. Les fleurs sont assez souvent grandes, à couleurs vives. De grandes bractées sont souvent présentes. Les fleurs, hermaphrodites et généralement zygomorphes, sont le plus souvent accompagnées de deux bractéoles. Le calice est soit à 3-4-5 lobes égaux ou inégaux, libre ou plus ou moins soudé, soit bilabié ou encore annulaire à bord tronqué ou multi-denté comme chez le genre *Thunbergia.* La corolle est soudée en un tube terminé par 5 lobes à préfloraison imbriquée. Les étamines sont 2 ou 4 et alternent avec les lobes de la corolle. Elles sont soit incluses, soit exsertes et souvent accompagnées d'un staminode représentant une 5ème étamine. Le gynécée se compose d'un ovaire supère entouré à la base d'un disque souvent glanduleux et surmonté d'un style cylindrique à 2 lobes stigmatifères plus ou moins développé. L'ovaire est à 2 loges correspondant aux divisions du style. Le fruit est une capsule à 2 loges à déhiscence explosive. La famille des Acanthacées comprend 2 400 espèces, réparties en près de 250 genres (APG II, 2003).

1.3.5 Distribution mondiale des Acanthaceae

La famille des Acanthaceae, principalement tropicale, s'étend en régions tempérées. Les principaux centres de répartition sont l'Indo-Malaisie, l'Afrique, le Brésil et L'Amérique centrale (Figure 1.13) (Heywood, 1996).

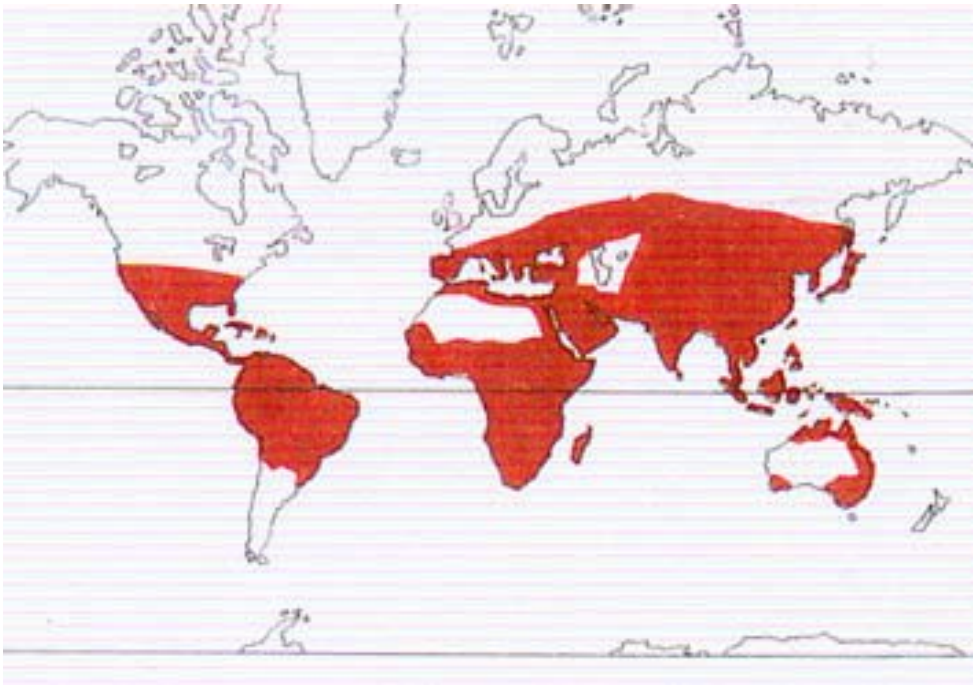


Figure 1.13: Distribution mondiale des Acanthaceae (Heywood, 1996).



Acanthus montanus (Ness) T. Anders.



Asystasia vogeliana Benth.



Crossandra infundibuliformis (L.) Nees



Thunbergia erecta (Benth.) T. Anders.



Thunbergia alata Boj. ex Sims



Ruellia tuberosa L.



Whitfieldia elongata (P. Beauv.) De Wild. & T.Dur.

Figure 1.14: Illustration de quelques espèces de la famille des Acanthaceae (photos Pauwels)

1.3.6 Répartition des Acanthaceae et densité de récolte par pays

La répartition des espèces par pays a été faite sur base des spécimens d'herbiers et en fonction de leur origine phytogéographique. La R.D. Congo regorge le plus grand nombre d'espèces par rapport au Rwanda et au Burundi. Aussi, chaque genre est représenté en R.D. Congo, mais la densité de récolte est très faible (Figure 1.15). Ainsi, l'analyse des échantillons montre que la majorité des espèces présentes au Burundi et Rwanda sont aussi présentes en R.D. Congo. Cette différence peut s'expliquer par l'immensité de la R.D. Congo et aussi par l'hétérogénéité des écosystèmes qu'on retrouve dans ce pays.

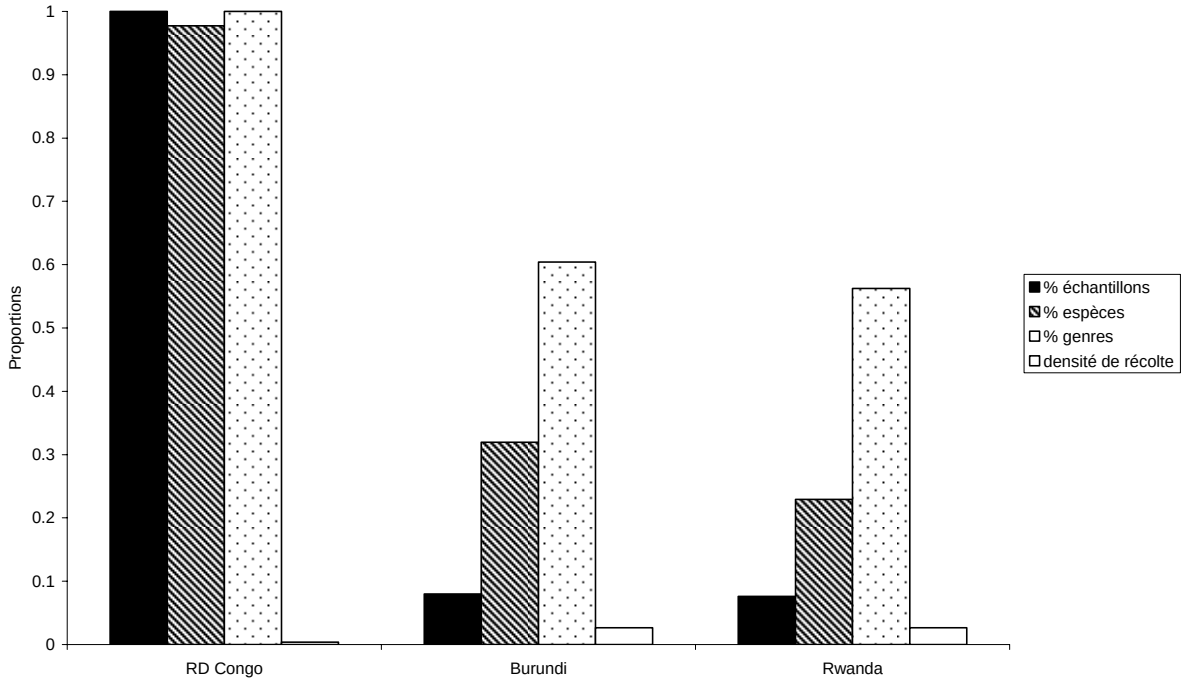


Figure 1.15: Répartition des Acanthaceae par pays (R.D. Congo, Rwanda et Burundi).

1.3.7 Collecte des données

Cette thèse est basée sur les données d'herbier récoltées en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi, actuellement conservées au Jardin Botanique National de Meise (BR) en Belgique. La collecte des données a été faite durant la période de 1888 à 2001 par environ 427 collecteurs. Pour des raisons que nous ignorons il n'y a pas eu de récolte d'Acanthaceae pour les années 1889 et en 1999 du moins dans notre base de données. Il faut noter que nous avons encodé certains échantillons sans date de récolte pour certains collecteurs, néanmoins les plus anciens échantillons d'herbiers d'Acanthaceae datent de 1888 avec comme Collecteur Hens et les plus récents datent de 2001 avec les Collecteurs suivants: Amsini, Bujo, Floybudo et Madidi. Nous observons une croissance du nombre d'échantillons, intercalée par quatres plateaux indiquant les périodes sans récolte. Les deux premiers couvrent les périodes de 1914-1918 et 1939-1945 qui sont les périodes de la première et la deuxième guerre mondiale. Le troisième plateau concerne la période 1960-1970 qui est une période d'indépendance pour plusieurs pays africains et le quatrième plateau (1990-2000) indique la fin de la coopération

(Figure 1.16). Ces quatre périodes prouvent que les collecteurs sont en grande partie des colons qui étant préoccupés par les guerres et à cause de l'instabilité politique n'ont pas effectué le déplacement pendant ces périodes ci-dessus. Cet effort d'échantillonnage a été possible grâce à 427 collecteurs environ, parmi lesquels certains ont fortement contribué à la récolte des Acanthaceae. Il s'agit de De Witte qui a récolté 642 échantillons regroupés en 144 espèces soit une contribution de 6,8% ; Vanderyst a quand à lui, récolté 596 échantillons regroupé en 83 espèces soit une contribution de 6,3%.

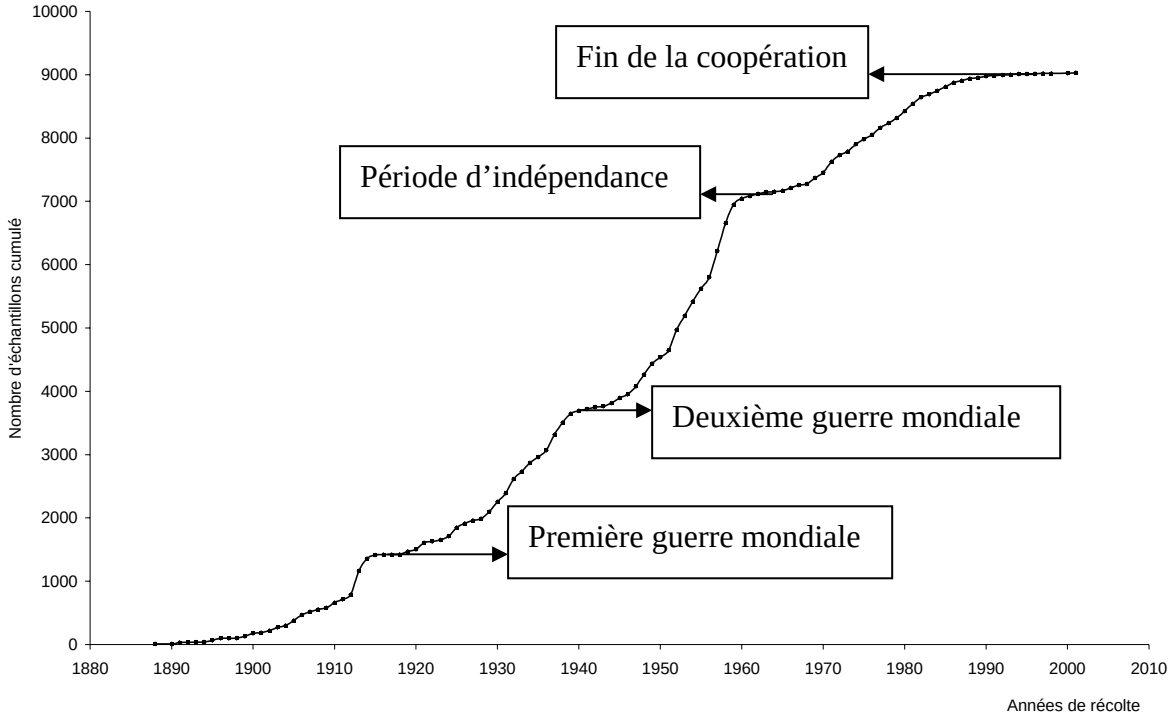


Figure 1.16 : Fréquence de récolte des Acanthaceae en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi.

1.4 Milieu d'étude

1.4.1 Localisation

L'Afrique centrale s'étend entre le 12ième degré de latitude Nord et le 13ième degré de latitude Sud. Elle regroupe les pays suivants : Cameroun, République centrafricaine, Gabon, République du Congo (Congo-Brazaville), République Démographique du Congo, Guinée Equatoriale et Sao Tomé & Principe. Au plan administratif, elle associe le Tchad, l'Angola et parfois le Rwanda et le Burundi. Notre zone d'étude se trouve au cœur de cette Afrique centrale et concerne la République Démocratique du Congo (R.D. Congo), le Rwanda et le Burundi (Figure 1.17), qui constituent l'Afrique centrale floristique (Kimpouni, 1993). Cet ensemble géographique est compris tout entier dans le domaine équatorial, subéquatorial et dans la zone tropicale dans ses bordures Nord et Sud au-delà du 8ième degré (Van Chi Bonnardel, 1973). Sa superficie est de 2.399.572 km^2, avec respectivement 2.345.400 km^2 pour la R.D. Congo, 27.834 km^2 pour le Burundi et 26.338 km^2 pour le Rwanda.

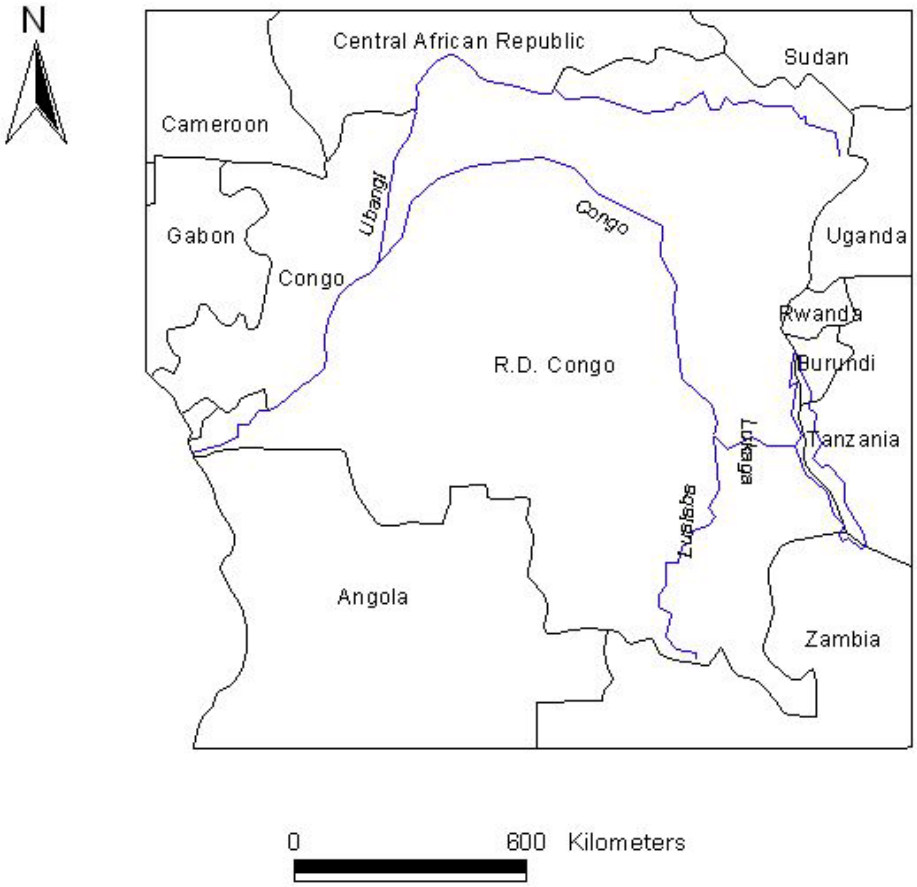


Figure 1.17: Zone d'étude.

1.4.2 Facteurs écologiques

1.4.2.1 Climat, température et précipitation

Notre zone d'étude étant située entre les tropiques, présente deux types fondamentaux de climats. Le type équatorial est caractérisé par une température annuelle variant entre 25°c et 27°c avec une amplitude annuelle de 2°c à 3°c, une précipitation annuelle de 2000 mm à 3000 mm et par l'absence de saison sèche. Le type subéquatorial est caractérisé par une variation importante des conditions climatiques avec une ou parfois deux saisons sèches bien marquées, les différences de précipitation et de température sont d'autant plus marquées que l'on s'éloigne de l'équateur (Sys, 1960). Les précipitations sont le principal facteur déterminant pour la végétation en milieu tropical. En Afrique centrale, trois zones de plus haute pluviosité peuvent être reconnues: le bord oriental de la cuvette centrale, le centre de la cuvette congolaise avec des précipitations de l'ordre de 2.000 à 2.500 mm par an en moyenne et la zone côtière avec des précipitations de plus de 3.000 mm (Devers & Vande Weghe, 2006). La distribution saisonnière des précipitations est bimodale dans les zones proches de l'équateur, mais devient uni modale plus au nord ou au sud. Parallèlement, la durée de la saison sèche augmente avec la latitude: elle est de 1 à 2 mois sur l'équateur, mais atteint 3 à 4 mois sur les lisières nord et sud du massif forestier (Devers & Vande Weghe, 2006).

1.4.2.2 Types de climats d'après les critères de Köppen

Selon Bultot (1950), on distingue trois types de climat (Figure 1.18):

- climat du type A

A ce type de climat appartiennent les climats des zones où la température moyenne diurne du mois le plus froid est supérieure à 18°c et où la hauteur annuelle des pluies exprimée en centimètre, est supérieure à deux fois la température moyenne annuelle en degrés centigrades augmentée de 14. Pratiquement, toute la R.D. Congo s'inscrit dans ce type de climat sauf quelques zones de dimensions réduites ont un climat de type *Cw* ou *Et*. Ce type de climat regroupe trois autres. Le climat *Af* est un climat qui appartient à toutes les régions dont la hauteur mensuelle des pluies du mois le plus sec est supérieure à 60 mm. Ce type de climat correspond à celui de la cuvette forestière centrale où les moyennes mensuelles de précipitations ne sont jamais inférieures à 60 mm. Le climat *Aw* est un climat appartenant aux régions dont la hauteur mensuelle des pluies du mois le plus sec descend en dessous de 60 mm. L'indice « *w* » signifie que la saison sèche (le mois sec étant un mois au cours duquel il tombe moins de 50 mm de pluie) a lieu pendant l'hiver de l'hémisphère dans lequel la région est située. Ce type de climat se rencontre dans le Nord de l'Uélé. Le climat *As* a la même définition que le climat *Aw*, sauf que dans le climat *As* la saison sèche apparaît au cours de l'été de l'hémisphère dans lequel la région est située. Ce type de climat ne se rencontre qu'aux abords du Lac Idi Amin où une saison relativement sèche se situe au cours de l'été de l'hémisphère Nord. Pour le climat *Aw* et *As*, le chiffre qui suit l'indicatif « *w* » ou « *s* » indique le nombre de mois de saison sèche. Le climat *Am* est un climat de transition. Il se rencontre dans deux bandes de largeur inégale, situées de part et d'autre de la zone à climat *Af* ;

- climat de type C

A ce groupe appartiennent les climats où la température diurne du mois le plus froid descend en dessous de 18°c mais reste cependant supérieure à -3°c. Ce groupe concerne les climats *Cf* et *Cw*. Le climat *Cf* règne dans les zones où le total des pluies du mois le plus sec est supérieur au dixième du total des pluies recueillies au cours du mois le plus pluvieux. On rencontre ce type de climat dans la région montagneuse située à l'Ouest du Lac Idi Amin. Le climat *Cw* est un climat des zones où le total des pluies du mois le plus sec est inférieur ou égal au total des pluies recueillies au cours du mois le plus pluvieux et dans lequel la région est située. Pour ce climat, le chiffre qui suit l'indicatif « *w* » indique le nombre de mois de saison sèche. On rencontre ce type de climat dans le Haut-Shaba et en bordure occidentale du Lac Tanganyika ;

- climat du type E

Ce type de climat n'est représenté en R.D. Congo que par le climat *Et* qui règne en dessous des neiges du Ruwenzori. C'est le climat froid de la Toundra.

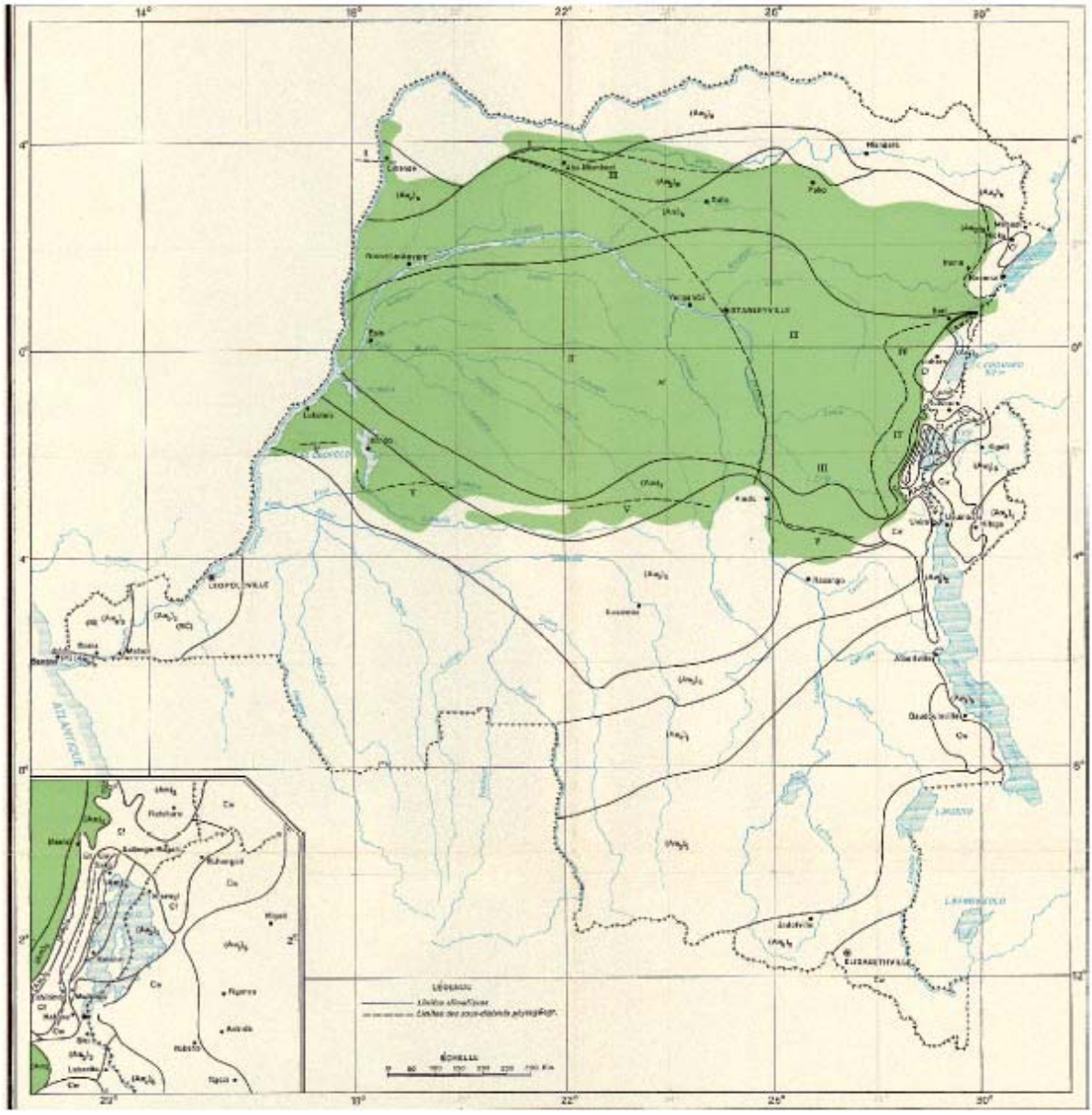


Figure 1.18 : Carte des régions climatiques de la R.D. Congo, du Rwanda et du Burundi d'après Köppen (1936).

1.4.3 Facteurs physiques

1.4.3.1 Physiographie

Le paysage de notre zone d'étude est essentiellement constitué de plateaux étagés, formant une espèce de bourrelet autour de la cuvette centrale moins élevée (Sys, 1960). La Figure 1.19 montre que :

- à une altitude inférieure à 200 m, s'étendent la zone littorale et celle avoisinant l'estuaire du fleuve ;

- entre 200 et 500 m, s'étale la cuvette centrale, caractérisée par une série de plateaux largement ondulés. l'ensemble est découpé par d'importantes rivières coulant dans de larges vallées en grande partie marécageuses ;
- aux altitudes allant de 500 à 1500 m, le paysage fortement pénéplané est essentiellement formé de plateaux étagés autour de la cuvette centrale ;
- au-delà de 1500 m, apparaît le massif montagneux de l'Est ; dans cette zone, on note de hauts plateaux vastes et étagés qui s'élèvent progressivement vers le Sud-Est et atteignent 1000 à 2000 m d'altitude, à l'Est, aux abords de la « Rift valley » (Van Chi Bonnardel, 1973) ; dans le massif volcanique des Virunga les altitudes atteignent 4500 m et dépassent 5000 m dans le massif du Ruwenzori.

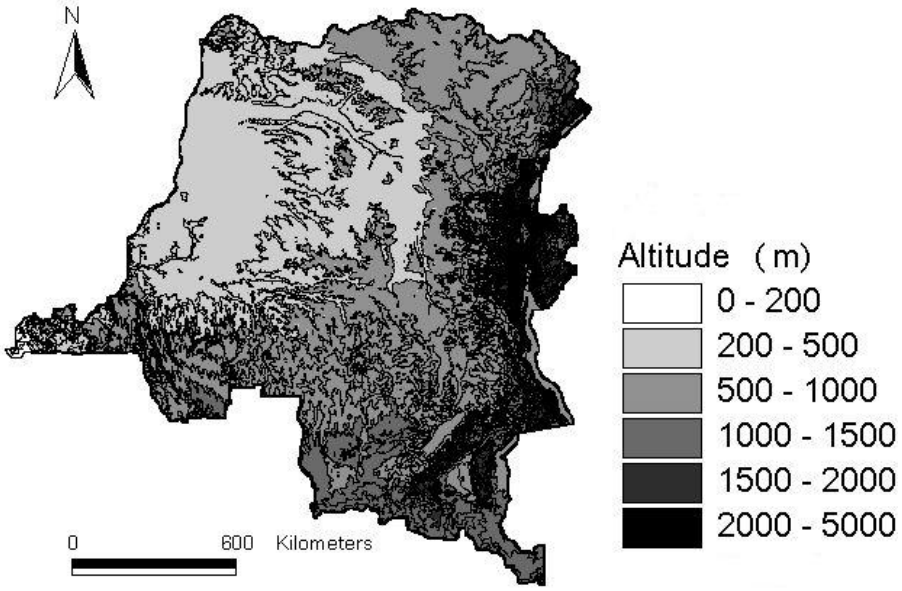


Figure 1.19: Carte hypsométrique du Bassin du Congo d'après les données obtenues pendant la période de 1950 à 2000 sur Worldclim (Hijmans *et al*., 2005 ; http://www.worldclim.org/).

1.4.3.2 Hydrographie

Le bassin hydrographique congolais caractérise l'Afrique centrale. Quelques petits bassins longent la côte atlantique. Le fleuve Congo est de loin le plus important de cette région avec de nombreux affluents dont le Kasai sur sa rive gauche et l'Oubangui sur sa rive droite. A l'Est, est localisée une série de lacs : le Lac Albert, le Lac Edouard, le Lac Kivu, le Lac Tanganyika, le Lac Banguelo et le Lac Moero.

1.4.3.3 Géologie et pédologie

La Figure 1.20 montre les différentes formations principales de la R.D. Congo du Rwanda et du Burundi (Robert, 1946). Les couches de la Busira (1) dont la plus grande partie des terrains de l'ancienne subdivision, sont considérées d'âge quaternaire. Les formations de la zone littorale (2) forment une bande étroite de moins de 100 km de largeur et longent la côte Atlantique, comprenant des couches marines surmontées de dépôts récents. Le système du Lualaba-Lubilash (3), une ancienne subdivision, comprend le système actuel du Kalahari

d'âge tertiaire et les formations mésozoïques communément appelées système du Karroo. Les systèmes du Kundelungu et schisto-dolomitique (4) et les formations contemporaines (Cahen, 1954) sont les groupes du Katanga, de la Malagarasi, de la Lindi et de l'Ubangi, le système schisto-gréseux du Congo occidental et les roches carbonatées du Myamakubi. Ces formations d'âge paléozoïque ancien et précambrien renferment des conglomérats, des grès, des macignos, des schistes et calschites ainsi que des roches carbonatées (calcaires et dolomies). Pour ce qui concerne la pédologie, elle n'est que la conséquence de la physiographie et de la géologie.

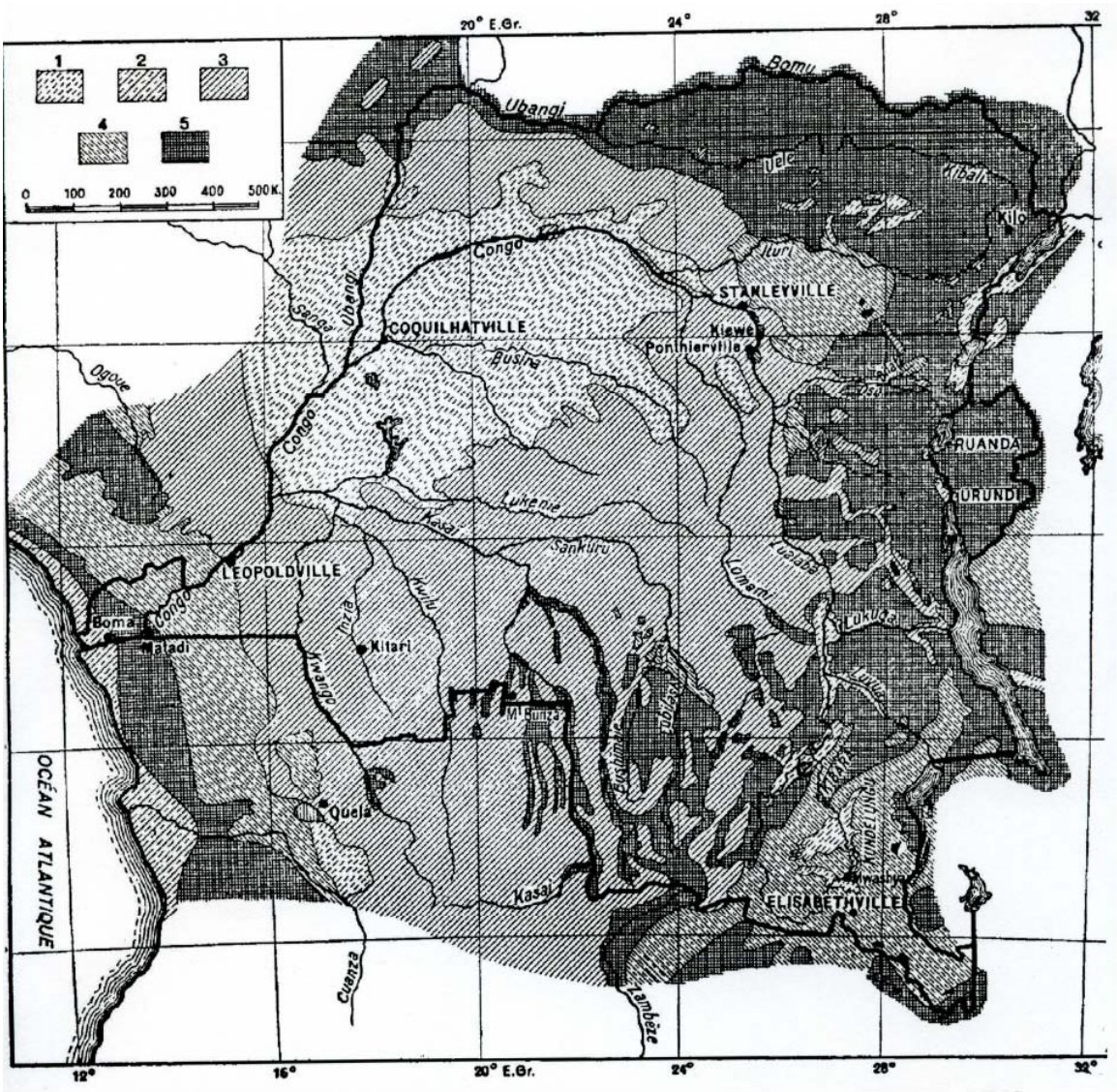


Figure 1.20 : Esquisse géologique du Bassin du Congo d'après Robert (1946). (1) Couches de la Busira ; (2) Formations de la zone littorale ; (3) Système du Lualaba-Lubilash ; (4) Système du Kundelungu et schisto-dolomitique ; (5) Complexe des Kibaras et formations cristallophyllinnes, les formations du type Kalahari ne sont pas représentées.

1.4.4 Végétation

La végétation d'Afrique centrale est faite de forêts et de savanes. Elle appartient à la zone de transition Guineo-Congolaise/Soudanienne, à la Région Guinéo-Congolaise, à la zone de transition Guineo-Congolaise/Zambézienne, à la Région Zambézienne, à la Région montagnarde et à la Mosaïque régionale du lac Victoria (White, 1979, 1986). Après celles de l'Amazonie, les forêts du bassin du Congo constituent le deuxième plus grand massif de forêts tropicales denses et humides au monde. Elles s'étendent des côtes du golfe de Guinée à l'ouest, aux montagnes du rift Albertin à l'est, et couvrent près de sept degrés de latitude de part et d'autre de l'équateur. En majeure partie, elles appartiennent à l'ensemble des forêts Guinéo-Congolaises dont elles constituent plus de 80% de la superficie totale (Devers & Vande Weghe, 2006). Dans l'est de la R.D. Congo elles englobent aussi des forêts afromontagnardes. Le long de la côte atlantique existe une bande irrégulière de forêts sempervirentes avec des noyaux de forêts hyper humides. Au centre de la Cuvette congolaise s'étendent des forêts marécageuses ou inondables avec une diversité réduite mais un taux d'endémisme botanique assez important (Devers & Vande Weghe, 2006). On observe aussi des trouées qui marquent la présence des savanes incluses. Plus à l'est, la majeure partie des forêts de terre ferme de la cuvette congolaise est constituée d'une mosaïque de formations sempervirentes et semi sempervirentes. Parmi ces formations figurent des forêts à mono dominance, dont les plus connues et les plus étendues sont les forêts à *Gilbertiodendron dewevrei* (De Wild.) (Devers & Vande Weghe, 2006). Les savanes soudaniennes qui se prolongent dans la zone de transition Guinéo-Congolaise/Soudanienne, occupent le Nord de ce territoire. Dans la partie Sud, la végétation savanicole arrivent jusqu'à dans la zone de transition Guineo-Congolaise/Zambézienne. On note par endroits, des forêts denses sèches (muhulu), des forêts claires (forêts tropophiles ou miombo) et des galeries forestières (Mayaux *et al*., 1999).

1.4.5 Action anthropique

La population de l'Afrique centrale s'élève à environ 51 millions d'habitants dont plus de la moitié vit en R.D. Congo (FAO, 1995). Le taux de croissance démographique moyen gravite autour de 3% par an. Des fortes concentrations de populations sont relevées dans les grandes villes comme Kinshasa (3,5 millions), où la densité de la population est de l'ordre de 300 habitants/km^2. Les interventions humaines sur le couvert végétal sont multiples. Elles se traduisent par sa transformation, d'où une modification de la composition floristique. Elles s'opèrent principalement par la culture, l'élevage, l'exploitation forestière comme le montre la Figure 1.21 et le feu de brousse. C'est dans les zones les plus peuplées que le couvert végétal subit le plus de dégâts. Ce phénomène a été souligné dans d'autres pays africains par certains auteurs dont Ballandier & Pauvert (1952) au Gabon, Perrault (1949) et Letouzey (1968) au Cameroun.



Figure 1.21 : Une photo montrant la fragmentation de la forêt en R.D. Congo (photo extraite de Devers & Vande Weghe, 2006).

1.5 Hypothèses et objectifs de la thèse

Le présent travail s'inscrit dans une logique de contribuer à la réalisation de la flore des Acanthaceae en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi. Notre tache consiste à spatialiser les données et à donner les informations spatio-temporelles sur cette famille à deux niveaux de résolution spatiale: les systèmes phytogéographiques et un système de maillage défini dans le chapitre 2. Pour atteindre ce but, plusieurs hypothèses ont été posées.

Hypothèse 1:

- la récolte de la famille des Acanthaceae pendant la période de 1888-2001 par 427 collecteurs, est uniforme en Afrique centrale;
- la proximité des grandes villes (Kinshasa, Kisangani, Lubumbashi, Mbandaka, Matadi, Bujumbura) et centres de recherche a une influence sur la collecte des Acanthaceae en Afrique centrale.

Hypothèse 2:

- la distribution spatiale de la famille des Acanthaceae est uniforme en Afrique centrale, tous les territoires phytogéographiques proposés par Robyns (1948), White (1979, 1986) et Ndjele (1988), détiennent les mêmes proportions d'espèces;
- des espèces de la famille des Acanthaceae caractérisent les territoires phytogéographiques proposés par Robyns (1948), White (1979, 1986) et Ndjele (1988), c'est-à-dire des espèces qui ont été observées uniquement dans un territoire phytogéographique (espèces uniques ou caractéristiques);
- le nombre d'échantillons par espèce a une influence sur l'identification des espèces uniques pour les territoires phytogéographiques proposés par Robyns (1948), White (1979, 1986) et Ndjele (1988);

- le phénomène de vicariance s'observe au sein de la famille des Acanthaceae à travers les territoires phytogéographiques proposés par Robyns (1948) et White (1979, 1986).

Hypothèse 3:

- la banque de données constituée de 9181 échantillons représentant 310 espèces et 48 genres, est représentative pour la diversité de la famille des Acanthaceae en Afrique centrale.

Hypothèse 4:

- les différents territoires phytogéographiques proposés par Robyns (1948), White (1979, 1986) et Ndjele (1988) peuvent être retrouvés par une classification hiérarchique sur base des données de présence/absence de la famille des Acanthaceae, en utilisant le système de maillage.

Hypothèse 5:

- la déforestation et la fragmentation des habitats forestiers en Afrique centrale ont une influence sur les espèces de la famille des Acanthaceae inféodées aux biotopes forestiers.

Pour vérifier ces hypothèses, un certain nombre d'objectifs ont été fixés.

Objectif 1:

- cet objectif essayera de tester l'hypothèse 1; il sera question d'une part d'estimer les niveaux de prospection botanique en Afrique centrale en cartographiant l'ensemble des échantillons de la famille des Acanthaceae et d'autre part de faire la corrélation entre les distances des grandes villes et centres de recherche et les zones les plus échantillonnées par un système de maillage.

Objectif 2:

- afin de tester l'hypothèse 2, nous allons réaliser la carte de distribution spatiale de chaque espèce de la famille des Acanthaceae pour voir les différents patrons de distribution ;
- nous allons déterminer le nombre d'espèces de la famille des Acanthaceae dans chaque territoire phytogéographique pour voir ceux qui sont les plus diversifiés ;
- les espèces de la famille des Acanthaceae inféodées aux différents territoires phytogéographiques (espèces uniques ou espèces caractéristiques) seront identifiées ;
- pour mettre en évidence le phénomène de vicariance dans la famille des Acanthaceae en Afrique centrale, nous allons réaliser les cartes de distribution potentielle de chaque espèce pour mieux visualiser leur niche écologique; cette analyse sera faite au niveau générique et au niveau des sous-espèces, à travers les territoires phytogéographiques proposés par Robyns (1948) et White (1979, 1986).

Objectif 3:

- pour voir si la banque de données est représentative pour une étude de la distribution spatiale, une courbe de raréfaction sera réalisée avec une matrice d'abondance (nombre d'échantillons de chaque espèce par maille), ensuite les valeurs obtenues à partir de la courbe de distribution des fréquences vont permettre d'estimer de façon théorique le nombre d'espèce de la famille des Acanthaceae à travers la formule de Preston (1948).

Objectif 4:

- pour essayer de retrouver les différents territoires phytogéographiques proposés par Robyns (1948), White (1979, 1986) et Ndjele (1988) à travers une classification hiérarchique sur base des données présence/absence, des cartes seront réalisées à l'aide des indices de similarité (Sørensen's coefficient, Jaccard's coefficient, Simple matching coefficient, Yule coefficient, Nei and Li's coefficient, Baroni-Urbani Buser coefficient) et de leurs différentes stratégies de regroupement (nearest neighbor, farthest neighbor, unweighted centroid, unweighted pair group average, weighted pair group average, weighted centroid) et comparées de façon visuelle à celles proposées par Robyns, White et Ndjele.

Objectif 5:

- pour évaluer l'impact de la fragmentation sur le paysage forestier en Afrique centrale, nous allons quantifier le taux d'espèces inféodées à ce type d'habitat en utilisant la famille des Acanthaceae comme exemple.

1.6 Plan de la thèse

Ce manuscrit est organisé comme suit:

- le chapitre 1 est consacré à des généralités sur l'écologie du paysage, la phytogéographie, les Acanthaceae et le milieu d'étude; il se terminera par les hypothèses, les objectifs et le plan de la thèse;

- le chapitre 2 a pour but, d'une part, d'analyser les modèles de distribution spatiale des Acanthaceae de la R.D. Congo, du Rwanda et du Burundi et d'autre part, de rechercher les convergences et divergences de ces modèles avec les différents systèmes phytogéographiques proposés ci-dessus en faisant une classification hiérarchique à partir des données présences/absences; dans ce chapitre, figurent les analyses sur les hypothèses 1, 2 et 4;

- afin de stimuler et de valoriser le concept des secteurs phytogéographiques dans la politique de la conservation, nous essayons dans le chapitre 3, avec un système plus simplifié, de chercher les espèces de la famille des Acanthaceae caractérisant les Secteurs phytogéographiques définis par Ndjele (1988) (espèces uniques) qui couvrent près de 98% de la superficie totale de notre zone d'étude; dans ce chapitre, figurent les analyses sur les hypothèses 1 et 2;

- dans le chapitre 4, il est question d'utiliser les modèles de distribution spatiale comme support (outil) pour évaluer l'impact humain sur les paysages et la diversité des

Acanthaceae en particulier et de biodiversité en général; dans cette contribution, trois exemples d'analyse de modèle spatiale dont deux autres contributions des membres de l'équipe de recherche du laboratoire, sont présentés, dans une perspective d'écologie de paysage pour illustrer l'utilisation des modèles; dans ce chapitre, figurent les analyses sur l'hypothèse 2;

- dans le chapitre 5, il est question d'identifier les espèces uniques à travers les entités phytogéographiques de White (1979, 1986) et d'évaluer l'influence de l'hétérogénéité spatiale de l'exploration de la zone d'étude et de la variabilité du nombre d'échantillons par espèce; dans ce chapitre, les analyses sur les hypothèses 1, 3 et 4 sont présentées;

- dans le chapitre 6, nous identifions et évaluons les différents types de vicariance que présentent les Acanthaceae à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948) et White (1979, 1986); pour ce faire, des cartes de distribution potentielle des espèces, basées sur des variables environnementales ont été simulées pour déterminer leurs niches écologiques; dans ce chapitre, les analyses sur les hypothèses 1 et 2 sont abordées;

- dans le chapitre 7, nous quantifions l'impact de la fragmentation sur le paysage forestier en Afrique centrale, en utilisant les Acanthaceae qui ont comme habitat la forêt; dans ce chapitre se trouvent deux autres contributions des membres de l'équipe de recherche du laboratoire; dans ce chapitre, figurent les analyses sur les hypothèses 2 et 5;

- dans le chapitre 8, une synthèse générale de la thèse est présentée avec les résultats principaux, les éléments majeurs de la discussion, la conclusion, les perspectives et une référence bibliographique générale;

- dans l'annexe 1, nous présentons la liste de nos travaux ; dans l'annexe 2 et 3, nous expliquons les techniques des méthodes utilisées pour la classification hiérarchique et pour la distribution potentielle; dans l'annexe 4, nous présentons de façon synthétique la présence des espèces dans les systèmes phytogéographiques de Robyns (1988), White (1979, 1986) et Ndjele (1988) ; l'annexe 5 est consacré aux données sur le matériel étudié pour le phénomène de vicariance dans le chapitre 6 ; dans l'annexe 6, des cartes de distribution potentielle des espèces avec plus de 10 échantillons ont été générées.

CHAPITRE 2

ANALYSE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE DES ACANTHACEAE EN AFRIQUE CENTRALE ET COMPARAISON AVEC LES THEORIES PHYTOGEOGRAPHIQUES DE ROBYNS, WHITE ET NDJELE

2.0 Préambule

Ce chapitre est consacré à l'analyse des différents patrons de distribution spatiale des espèces de la famille des Acanthaceae récoltées en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi. Il est aussi question de retrouver les différents territoires phytogéographiques proposés par Robyns (1948), White (1979, 1986) et Ndjele (1988). D'abord, concernant l'analyse des patrons de distribution spatiale, les lieux de récolte de chaque taxon ont été cartographiés et aussi, l'ensemble des lieux de récolte a été cartographié pour mettre en évidence l'effort d'échantillonnage. Ensuite, pour retrouver les trois systèmes phytogéographiques, une matrice présence/absence a été réalisée à partir d'un système de maillage. Cette matrice a permis de faire une classification hiérarchique à l'aide des différents indices de similarité et leurs stratégies de regroupement. Les dendrogrammes obtenus ont permis de réaliser des cartes qui ont été comparées par la suite à la carte de Robyns (1948), de White (1979, 1986) et de Ndjele (1988) sur base de deux indices de structure spatiale (équitabilité et fragmentation). Ces analyses ont été faites afin de tester les hypothèses 1, 2 et 4.

2.1 Référence

K.J. Koffi, D. Champluvier, D.F.R. Neuba, C. De Cannière, D. Traoré, J. Lejoly, E. Robbrecht & J. Bogaert. Analyse de la distribution spatiale des Acanthaceae en Afrique centrale et comparaison avec les théories phytogéographiques de Robyns, White et Ndjele. *Sciences et Nature*, sous presse. (Modifié).

2.2 Résumé

Cette étude a pour but d'analyser les modèles de distribution spatiale des Acanthaceae, récoltées en République Démocratique du Congo, au Rwanda et au Burundi et de comparer leur répartition spatiale avec les systèmes phytogéographiques qui couvrent cette zone. Elle porte sur 9181 échantillons regroupés en 48 genres et 310 espèces. Un système d'information géographique a été utilisé pour réaliser des cartes de distribution de chaque espèce. La méthode multi variée de classification, appuyée par deux indices de structure spatiale (équitabilité et fragmentation) a permis de stratifier la zone d'étude afin de permettre une comparaison visuelle avec les systèmes phytogéographiques définis par Robyns, White et Ndjele. On note une large distribution spatiale pour certaines espèces sur l'ensemble du territoire, alors que d'autres sont inféodées à certains territoires phytogéographiques bien déterminés. Les savanes situées au Sud de l'équateur contiennent des sites plus riches en Acanthaceae que celles situées au Nord. Les centres d'endémisme Guinéo-Congolais, Zambézien et Afromontagnard pourraient être les sources de migration des taxons. Les Acanthaceae suivent relativement bien le système phytogéographique de White et sont utilisables en tant que bio-indicatrices afin de rapprocher la distribution spatiale des communautés végétales décrites par ce système.

Mots clés: Phytogéographie, analyse spatiale, Acanthaceae, Afrique centrale, district, secteur

2.3 Abstract

By means of 9181 samples representing 48 genus and 310 species, the spatial distribution models of the Acanthaceae family in Central Africa (Democratic Republic of Congo, Rwanda and Burundi) were analysed. Consequently, a comparison to existing phytogeographic systems for the study region was executed. Spatial distribution maps for each species were created using a geographic information system. Subdivision of the study area was realised using a multivariate classification analysis. Using two indices of spatial pattern (fragmentation, class size evenness), the classification result was compared to the phytogeographic zones defined by Robyns, White and Ndjele. While certain species showed a distribution throughout the study area, the presence of other species was found to be bound to one single phytogeographic territory in particular, or to a restricted number of them. The savannas situated in the southern part of the study area contained more Acanthaceae species than the zones situated north of the equator. The Guineo-Congolian, the Zambezian and the Afromontane centre of endemism are suggested to be the origins of taxon migration. Since it was observed that the spatial pattern of the Acanthaceae species corresponded up a certain extent to the phytogeographic system proposed by White, it can be concluded that the Acanthaceae could be used as bio-indicators to proxy the spatial distribution of plant communities as described by this system.

Key Words: phytogeography, spatial analysis, Acanthaceae, Central Africa, district, sector.

2.4 Introduction

La phytogéographie est une science qui étudie la répartition des espèces à la surface du globe (Schnell, 1971). Elle repose sur des bases cartographiques dont l'outil principal est la carte de répartition. Celle-ci permet de connaître avec précision la distribution géographique d'une espèce ainsi que l'importance des divers facteurs qui la contrôlent (Lebrun, 2001). En effet, les cartes de répartition spatiale indiquent les zones de fortes diversités spécifiques appelées hotspots, la diversité spatiale des espèces et les zones d'endémisme. Elles constituent donc un outil principal pour la gestion et la conservation des espèces. Elles permettent également de poser des hypothèses solides sur l'âge, l'origine géographique, la vitesse d'évolution et les voies de migration des taxons. Il est même possible, à partir de la distribution des espèces de mettre en évidence les différentes aires végétales et le découpage de la planète en unités phytogéographiques (régions, districts, secteurs, etc.).

Plusieurs études portant sur les subdivisions phytogéographiques fondées sur des données et arguments physionomiques et endémiques ont été réalisées en Afrique centrale. Robyns (1948) a proposé un système basé sur les aspects de la végétation et le bioclimat (hauteur des précipitations, durée de la saison sèche), en subdivisant la République Démocratique du Congo (R. D. Congo), le Rwanda et le Burundi en 11 districts phytogéographiques (Figure 2.1a). White (1979, 1986), en se basant en grande partie sur la distribution des Ebenaceae, a subdivisé l'Afrique et Madagascar en 20 entités régionales dont six recouvrent la R. D. Congo, le Rwanda et le Burundi (Figure 2.1b). Ndjele (1988), après avoir également perfectionné le système de Robyns (1948), a également proposé un nouveau système de classification phytogéographique de la R. D. Congo en six régions, sept domaines, 13 secteurs (Fig. 2.1c) et 24 districts phytogéographiques.

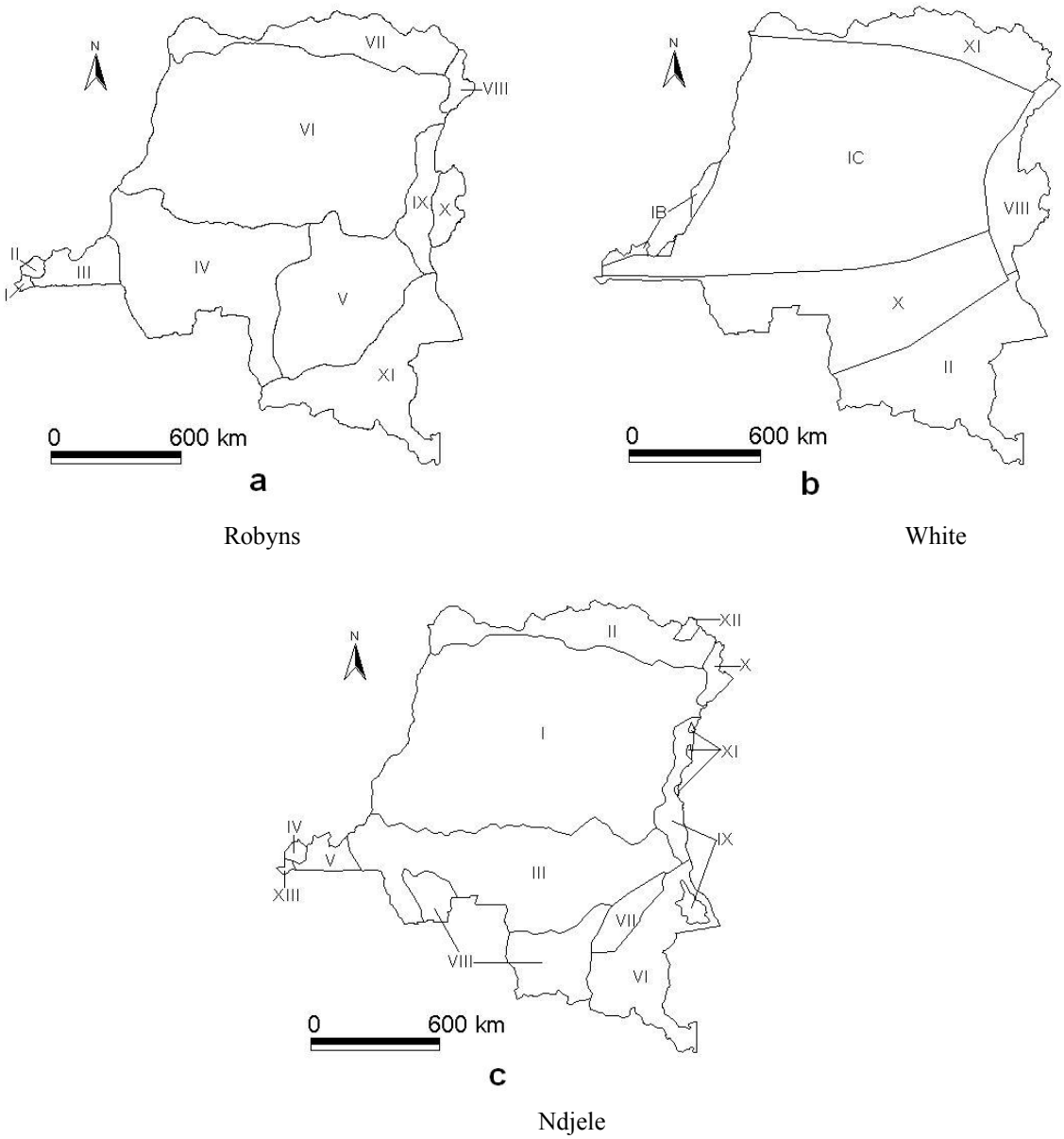


Figure 2.1: Différents systèmes phytogéographiques de la République Démocratique du Congo (R.D. Congo), du Rwanda et du Burundi: (**a**) Districts phytogéographiques de Robyns (1948): (I) Côtier; (II) Mayumbe; (III) Bas-Congo; (IV) Kasai; (V) Bas-Katanga; (VI) Forestier central; (VII) Ubangi-Uele; (VIII) Lac-Albert; (IX) Lacs Edouard et Kivu; (X) Ruanda-Urundi; (XI) Haut-Katanga. (**b**) Entités phytogéographiques de White (1979, 1986) couvrant la R. D. Congo, le Rwanda et le Burundi : (I) centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais (IB : sous-centre Guinéen inférieur; IC : sous-centre Congolais); (II) centre régional d'endémisme Zambézien; (VIII) centre régional d'endémisme Afromontagnard; (X) zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Zambézienne; (XI) zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Soudanienne. (**c**) Secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988): (I) secteur Forestier central; (II) secteur de transition Congolo-Soudanien; (III) secteur de transition Congolo-Zambézien; (IV) secteur Forestier du Mayumbe; (V) secteur de transition Bas-Guinéo-Zambézien; (VI) secteur Bemba; (VII) secteur du Lualaba; (VIII) secteur Lunda; (IX) secteur des Montagnes; (X) secteur du Lac Mobutu; (XI) secteur des Hautes plaines du Kivu; (XII) secteur Soudanien Méridional; (XIII) secteur Sud-Atlantique du littoral Guinéen. Les traits indiquent les limites des territoires phytogéographiques.

Le but de notre étude est, d'une part, d'analyser les modèles de distribution spatiale des Acanthaceae de la R. D. Congo, du Rwanda et du Burundi et d'autre part, de rechercher les convergences et divergences de ces modèles avec les différents systèmes phytogéographiques proposés ci-dessus. Le choix des Acanthaceae se justifie par le fait que c'est une famille qui a été largement étudiée de 1888 à 2001 par environ 427 collecteurs au cours des missions organisées en R. D. Congo, au Rwanda et au Burundi. La plupart des échantillons de ces différentes récoltes sont conservés dans l'herbier du Jardin Botanique National de Meise (BR) en Belgique. Cette famille a, en outre, fait récemment l'objet d'une révision systématique afin de contribuer à la réalisation de la flore des Acanthaceae de la R. D. Congo, du Rwanda et du Burundi. Pour mener cette étude, une base de données des Acanthaceae a été créée et chaque espèce a été cartographiée (Koffi, 2005). Les modèles de distribution spatiale ont été comparés par des valeurs quantitatives et physionomiques avec les systèmes phytogéographiques de Robyns (1948), White (1979, 1986) et de Ndjele (1988). Nous recherchons par cette méthodologie à mettre en évidence le système qui reflèterait le mieux la distribution générale des Acanthaceae.

2.5 Matériels et méthodes d'étude

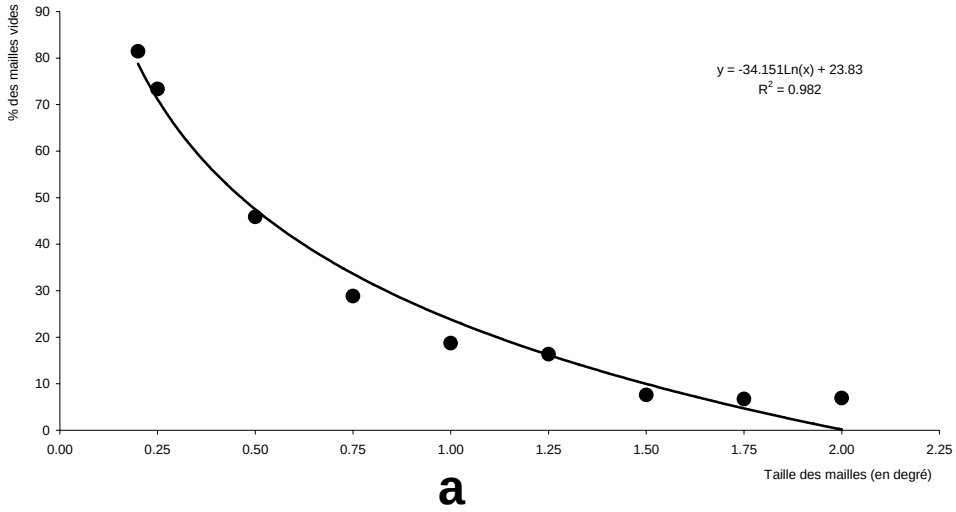
2.5.1 Matériels d'étude

Le matériel ayant servi à la réalisation de cette étude est constitué de 9181 spécimens d'herbier du Jardin Botanique National de Belgique (BR). Il s'agit d'un matériel révisé au cours des travaux sur la flore de l'Afrique Centrale plus précisément de la R. D. Congo, du Burundi et du Rwanda. Cet ensemble géographique est compris dans le domaine équatorial, subéquatorial et dans la zone tropicale dans ses bordures Nord et Sud au-delà du 8ème degré (Van Chi Bonnardel, 1973).

2.5.2 Méthodes d'étude

2.5.2.1 Traitement de la base de données et choix de la taille des mailles

La base de données de cette étude a été réalisée dans Brahms 5 (Anonyme, 2004). Les espèces rudérales, aquatiques et cultivées n'ont pas été prises en compte dans l'étude parce que les résultats des analyses peuvent être influencés par leur distribution spatiale déterminée par des facteurs non écologiques. Le système de maillage de Denys (1980), Lebrun (1981), Ndjele (1988) et de Crisp *et al*. (2001) a été adopté. Sur la base d'une comparaison de mailles de différentes tailles (0.20°- 0.25°- 0.50°- 0.75°- 1.00°- 1.25°- 1.50°- 1.75° - 2.00°), la taille qui permettait d'avoir moins de 10% de mailles vides a été retenue. En effet la courbe de la Fig. 2.2a qui représente le pourcentage des mailles vides en fonction de la taille de celle-ci, décroît pour se stabiliser à environ 10%. Cette valeur correspond à des quadrats de 1.50°. Dans la suite du travail, des quadrats de 1.50°×1.50° numérotés de 1 à 118 (Figure 2.2b) sont retenus pour l'analyse de classification. Arcview GIS 3.3 (www.esri.com) a servi à réaliser toutes les cartes nécessaires à la réalisation de ce travail.



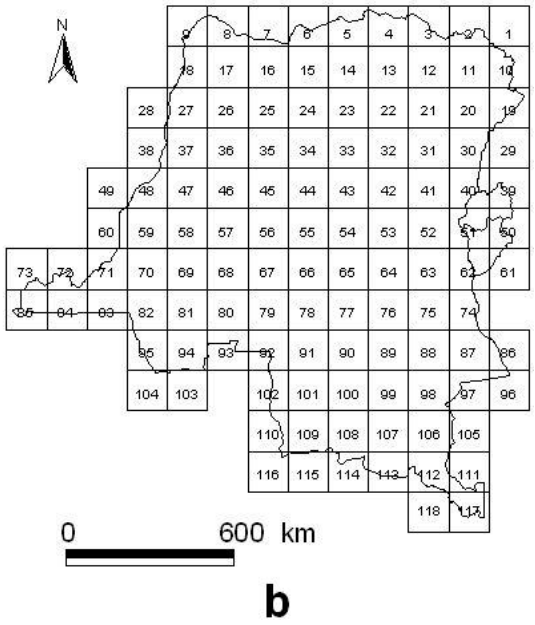


Figure 2.2: Choix de la taille des mailles: (**a**) taille des mailles en fonction du pourcentage (%) des mailles vides; (**b**) Site d'étude superposé de mailles de 1.5°. La courbe en trait continu est la courbe de tendance.

2.5.2.2 Analyse de classification et cartographie de la structure spatiale des Acanthaceae

Une matrice présence/absence a été constituée pour permettre de comparer la composition floristique des mailles à l'aide des indices de similarité et de différentes stratégies de regroupement (nearest neighbor, farthest neighbor, unweighted centroid, unweighted pair group average, weighted pair group average, weighted centroid) (annexe 2). Tous les indices de similarité disponibles dans le logiciel MVSP (Multi-Variate Statistical Package) version 3.1 (Kovach, 2003) et qui tiennent compte de la matrice présence/absence ont été utilisés. Il s'agit de: Sørensen's coefficient, Jaccard's coefficient, Simple matching coefficient, Yule

coefficient, Nei and Li's coefficient, Baroni-Urbani Buser coefficient. Tous ces indices ont été utilisés dans le but de trouver celui qui permet d'obtenir une carte semblable aux cartes préexistantes. Pour chaque indice de similarité, la matrice est soumise aux algorithmes de classification hiérarchique ci-dessus cités. Pour la confection des cartes, les dendrogrammes permettant d'obtenir un nombre de groupes identiques aux subdivisions de Robyns (1948), de White (1979, 1986) et de Ndjele (1988) sont retenus. Toutefois, il faut signaler que pour des raisons pratiques, certaines règles ont été suivies. En effet, pour les carrés se trouvant dans plus de deux subdivisions, le comptage est attribué à la subdivision qui a la plus grande surface et les subdivisions très petites ou confinées dans une autre subdivision sont réunies pour en faire une. Par conséquent, avec la carte de Robyns (1948), les Districts I et II fusionnent pour donner 10 Districts au lieu de 11 ; avec la carte de Ndjele (1988), les Secteurs IV et XIII fusionnent ainsi que les Secteurs IX et XI pour donner 11 Secteurs au lieu de 13. Les cartes représentant ces différents groupes, réalisées à l'aide d'Arcview, sont ensuite comparées de façon quantitative et visuelle à celles des auteurs cités en considérant deux indices de structure spatiale: l'équitabilité et la fragmentation. L'équitabilité ou la régularité est donnée par la formule de Pielou (1975):

$$E = -\frac{\sum_{i=1}^{n} p_i \log p_i}{\log n} \; ; \qquad (2.1)$$

avec p_i-la proportion des mailles de chaque zone et n-le nombre de subdivisions. L'indice de fragmentation F mesure l'agrégation des mailles. Il permet de déterminer le degré de fragmentation d'une carte (Johnson, 1995; Bogaert *et al*., 2002). Il est calculé comme suit:

$$F = \frac{k-1}{m-1} \; ; \qquad (2.2)$$

avec k-le nombre d'agrégats de mailles formé ($k \geq 1$) et m-le nombre de mailles, $0 \leq F \leq 1$. Lorsque $F = 0$, la carte a une structure agrégée ($k = 1$) et quand $F = 1$, la structure est fragmentée ($k = m$).

2.6 Résultats

2.6.1 Analyse floristique et densité de prospection

Neuf mille cent quatre vingt un échantillons d'Acanthaceae ont été encodés et regroupés en 48 genres, 310 espèces et 6362 localités. Pour 19 espèces, plus de 100 échantillons ont été prélevés, pour 35 espèces entre 99 et 50 échantillons, pour 141 espèces entre 49 et 10 échantillons, pour 89 espèces entre neuf et trois échantillons et pour 25 espèces entre un et deux échantillons. Les espèces les plus échantillonnées sont : *Asystasia gangetica* (Lin.) T. Anderson subsp. *micrantha* (Nees) Ensermu (401 échantillons), *Whitfieldia elongata* (P. Beauv.) De Wild. et T. Dur. (265 échantillons), *Hypoestes forskalei* (Vahl.) Soland. ex Roem. et Schult. (218 échantillons) et *Pseuderanthemum ludovicianum* (Büttn.) Lindau (212 échantillons). D'autres par contre ne sont représentées que par un à trois échantillons. C'est le cas de: *Barleria elegans* S. Moore, *Lepidagathis peniculifera* S. Moore, *Ruellia togoensis* (Lindau) Heine. Les genres qui regroupent les plus grands nombres d'échantillons sont: *Justicia* Lin. avec 1595 échantillons, (17.1% des échantillons; 58 espèces), *Thunbergia* Retz avec 813 échantillons, (8.7% des échantillons; 36 espèces) et *Asystasia* Blume avec 638 échantillons, (6.8% des échantillons; 11 espèces). La carte de distribution des 9181 échantillons d'Acanthaceae (Figure 2.3) montre que ces végétaux colonisent aussi bien les biotopes de très basses altitudes (plaine côtière de l'Océan Atlantique) que ceux des hautes altitudes (au dessus de 2000 m de la Région Afromontagnarde). Elle met également en

évidence les niveaux de prospection. L'exploration de la zone d'étude n'est pas uniforme. Certaines zones ont été plus densément prospectée (Boma, Kinshasa, Lubumbashi, Bukavu, Goma, Bunia, Kisangani Rwanda-Burundi), alors que d'autres l'ont été partiellement ou pas du tout.

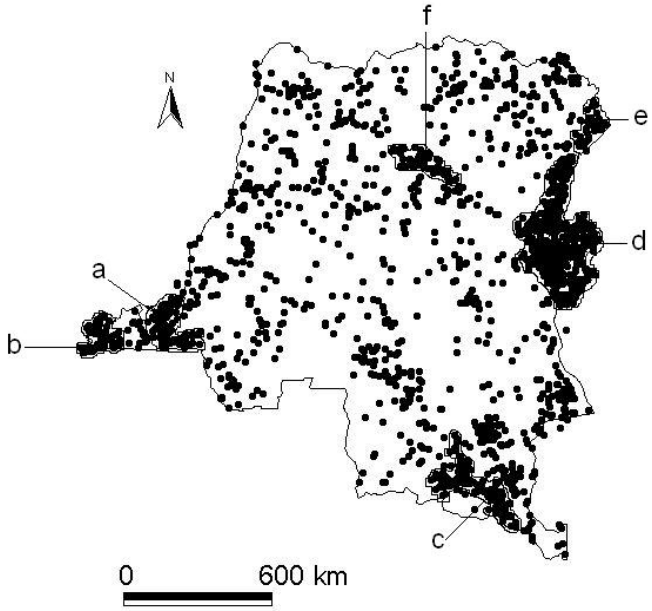


Figure 2.3: Intensité de l'exploration floristique de la République Démocratique du Congo (R. D. Congo), du Rwanda et du Burundi: (**a**) Kinshasa; (**b**) Boma; (**c**) Lubumbashi, Musoshi; (**d**) Bukavu, Goma, Rwanda, Burundi; (**e**) Bunia; (**f**) Kisangani. Le symbole (●) indique les lieux de récolte des échantillons et les zones encadrées sont les plus prospectées.

2.6.2 Analyse des modèles de distribution

Les cartes de distribution de chaque espèce mettent en évidence les différents modèles de distribution des Acanthaceae en R. D. Congo, au Rwanda et au Burundi. En effet, on note pour certaines espèces une large distribution spatiale sur l'ensemble du territoire. C'est le cas de *Whitfieldia elongata* (Figure 2.4a), récoltée dans les neuf districts phytogéographiques de Robyns (1948). Par contre, d'autres sont inféodées à certains territoires bien déterminés. C'est le cas de *Hygrophila pilosa* Burkill (Figure 2.4b), récoltée uniquement dans le district du Haut-Katanga de Robyns (1948). Les Figures 2.4c et 2.4d montrent que l'aire de distribution de cette espèce se limite aussi au centre régional d'endémisme Zambézien de White (1979, 1986) et au secteur Bemba de Ndjele (1988). D'autres espèces bien qu'étant abondamment récoltées dans un territoire, ont quelques spécimens dans les territoires phytogéographiques voisins. C'est le cas de *Asystasia vogeliana* Benth. (Figure 2.4e), abondamment récoltée dans le district du Forestier central, mais quelques spécimens ont été rencontrés dans le district Ubangi-Uele, le district des Lacs Edouard et Kivu, le district du Bas-Katanga et dans le district du Kasai de Robyns (1948).

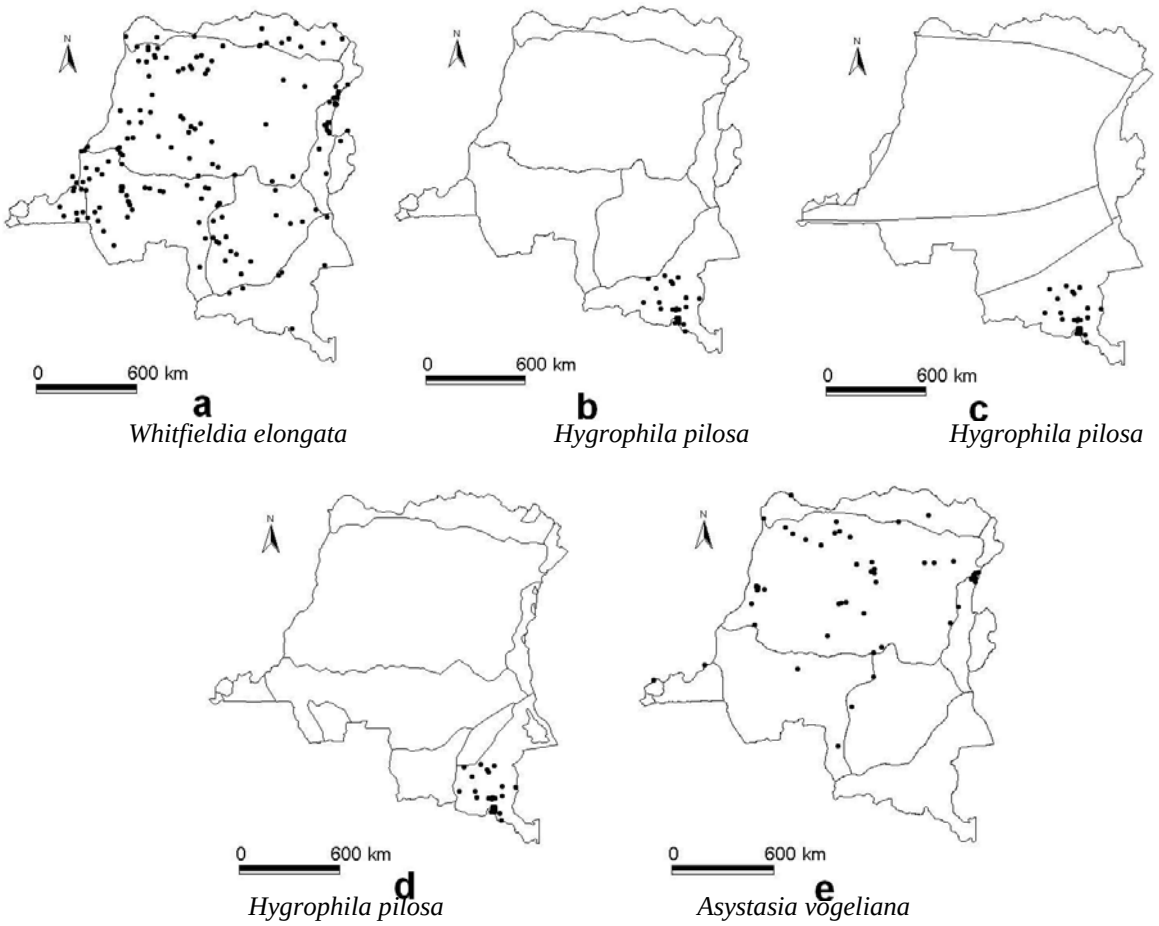


Figure 2.4: Exemples de distributions par rapport aux systèmes phytogéographiques de la République Démocratique du Congo (R. D. Congo), du Rwanda et du Burundi: (**a**) *Whitfieldia elongata* (P. Beauv.) De Wild. & T.Dur, récoltée dans les neuf districts phytogéographiques de Robyns (1948); (**b**) *Hygrophila pilosa* Burkill, rencontrée uniquement dans le district du Haut-Katanga de Robyns (1948); (**c**) *Hygrophila pilosa* Burkill, récoltée dans le centre régional d'endémisme Zambézien de White (1979, 1986); (**d**) *Hygrophila pilosa* Burkill, récoltée dans le secteur Bemba de Ndjele (1988); (**e**) *Asystasia vogeliana* Benth. abondamment récoltée dans le district du Forestier central avec quelques échantillons dans les districts voisins de Robyns (1948). Le symbole (●) indique les lieux de récolte des échantillons et les traits les limites des districts phytogéographiques.

2.6.3 Présence des Acanthaceae dans les systèmes phytogéographiques

Au regard des trois spectres phytogéographiques (Figure 2.5), le maximum d'espèces d'Acanthaceae a été récolté dans le district XI (Haut-Katanga) de Robyns (1948) qui correspond au centre régional d'endémisme Zambézien (II) de White (1979, 1986) et au secteur Bemba (VI) décrit par Ndjele (1988). Le district IX (Lacs Edouard et Kivu) de Robyns (1948), correspondant au centre régional d'endémisme morcelé Afromontagnard (VIII) de White (1979, 1986), vient en deuxième position. Il est suivi du district VI (Forestier central) de Robyns (1948), également appelé centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais (I) par White (1979, 1986). La superposition des cartes de tous les échantillons montre que les espèces ont tendance à migrer vers les autres districts ou secteurs phytogéographiques à partir de ces trois foyers qui correspondent à la zone de savane, la zone de montagne et la zone de forêt. Ils pourraient être considérés comme les sources de migration de certaines espèces. Le

district du Haut-Katanga ou centre régional d'endémisme Zambézien est le plus diversifié en Acanthaceae (Figure 2.5). Le système phytogéographique qui regorge le plus d'espèces inféodées aux territoires déterminés est celui de White (1979, 1986) avec 37.74%, suivi de Ndjele (1988) et Robyns (1948) avec respectivement 27.74% et 26.16% du nombre total d'espèce. Dans toutes les entités phytogéographiques de White (1979, 1986), tous les centres régionaux d'endémisme sont caractérisés par les Acanthaceae.

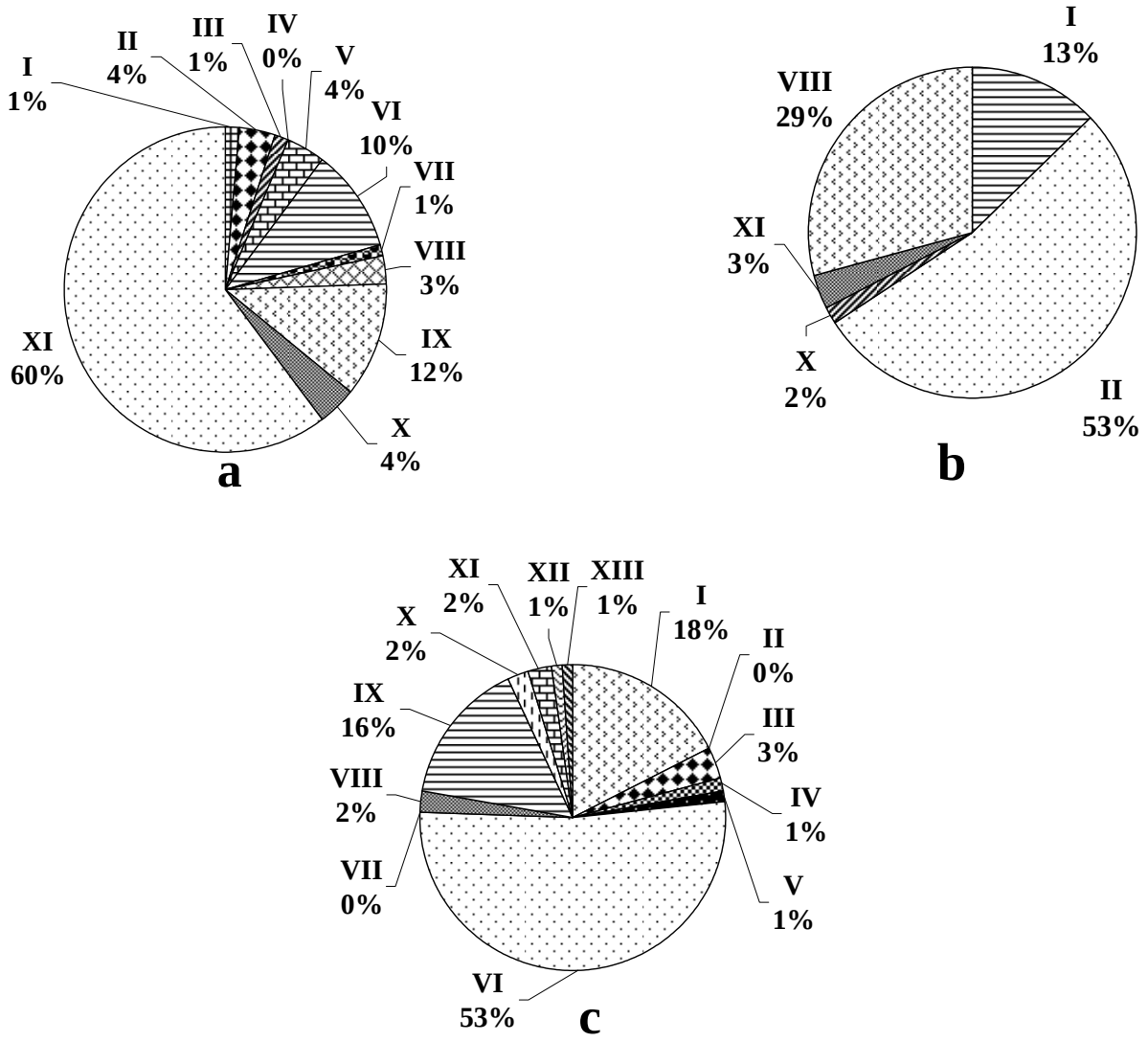


Figure 2.5: Spectre phytogéographique des Acanthaceae et richesse de la flore par rapport aux différents systèmes phytogéographiques de la République Démocratique du Congo (R. D. Congo), du Rwanda et du Burundi: (**a**) Robyns (1948); (**b**) White (1979, 1986); (**c**) Ndjele (1988). Le pourcentage se rapporte à la flore des Acanthaceae récoltées en R. D. Congo, au Rwanda et au Burundi. Voir Fig. 2.1 pour les codes des territoires phytogéographiques.

2.6.4 Cartographie de la structure spatiale des Acanthaceae

La comparaison visuelle a été faite entre les cartes de Robyns (1948), de White (1979, 1986) et de Ndjele (1988) et celles obtenues avec les indices de similarité qui ont les indices d'équitabilité et de fragmentation proches. En effet, l'indice d'équitabilité de la carte de Robyns (1948) est 0.83 et son indice de fragmentation est 0.09. La carte qui a son indice

d'équitabilité (0.74) et son indice de fragmentation (0.20) proches de celle de Robyns (1948) est la carte obtenue avec l'indice de similarité de Baroni et la stratégie de groupement unweighted centroid (Figure 2.6a). L'indice d'équitabilité de la carte de White (1979, 1986) est 0.87 et son indice de fragmentation est 0.04. La carte qui a son indice d'équitabilité (0.64) et son indice de fragmentation (0.08) proches de celle de White (1979, 1986) est la carte obtenue avec l'indice de similarité de Baroni et la stratégie de groupement weighted centroid (Figure 2.6b). Enfin, l'indice d'équitabilité de la carte de Ndjele (1988) est 0.79 et son indice de fragmentation est 0.11; la carte qui a son indice d'équitabilité (0.77) et son indice de fragmentation (0.20) proches de celle de la carte de Ndjele (1988) est la carte obtenue avec l'indice de similarité de Baroni et la stratégie de groupement unweighted centroid (Figure 2.6c).

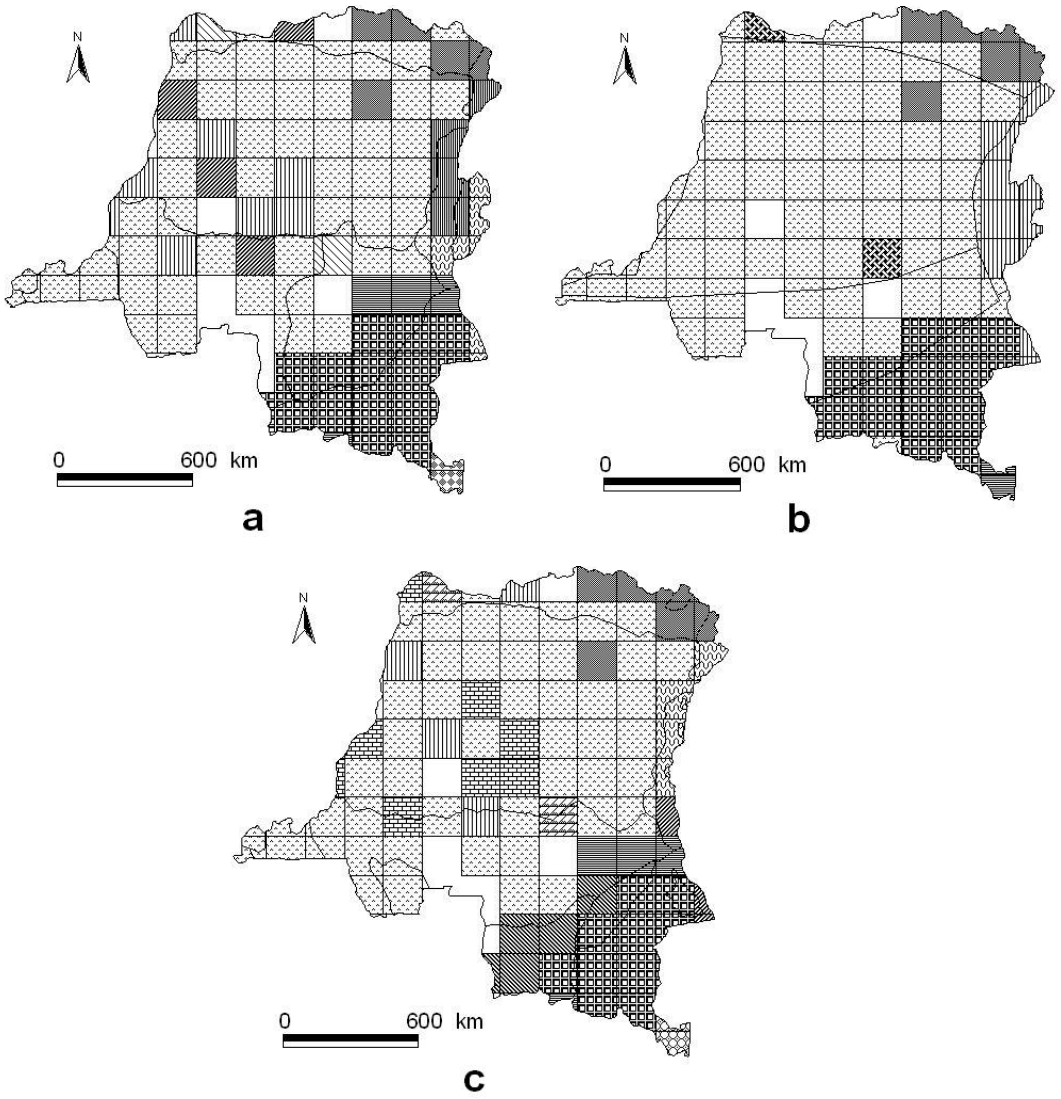


Figure 2.6: Cartes utilisées dans cette étude pour la comparaison visuelle des systèmes phytogéographiques de la République Démocratique du Congo (R. D. Congo), du Rwanda et du Burundi : (**a**) carte obtenue avec l'indice de similarité de Baroni et la stratégie de groupement unweighted centroid pour la comparaison avec les districts phytogéographiques de Robyns (1948); (**b**) carte obtenue avec l'indice de similarité de Baroni et la stratégie de groupement weighted centroid pour la comparaison avec les entités phytogéographiques de White (1979, 1986); (**c**) carte obtenue avec l'indice de similarité de Baroni et la stratégie de groupement unweighted centroid pour la comparaison avec les secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988). Les mailles qui ont les mêmes motifs sont similaires sur base de leur composition floristique.

2.7 Discussion

Les régions les mieux connues floristiquement sont celles situées le long de la côte (Boma), les zones environnantes des centres d'activités et des institutions de recherche et des universités (Kinshasa, Lubumbashi, Bukavu, Kisangani) et les zones à climat tempéré (Rwanda-Burundi). En dehors de ces zones, de grands espaces très diversifiés en végétation naturelle ne sont pas explorés ou ne le sont que très partiellement. Ces constats sont conformes à ceux de Hepper (1979) qui stipule qu'en R. D. Congo, au Rwanda et au Burundi, il y a des régions bien connues, des régions moyennement connues et des régions mal connues. Les espèces qui ont été récoltées presque sur l'ensemble de la zone d'étude sont des espèces qui ont une large amplitude écologique. Elles sont capables de s'adapter aux facteurs édaphiques et abiotiques divergents. C'est le cas de *Whitfieldia elongata*. Par contre, celles récoltées dans des endroits bien délimités sont des espèces qui ont vraisemblablement une amplitude écologique plus restreinte. C'est le cas *Thunbergia manikensis* De Wild. D'après Schnell (1971), beaucoup d'espèces ont eu une aire beaucoup plus vaste, mais n'ont pu suivre les changements climatiques relativement rapides, ce qui pourrait expliquer la présence de certaines espèces dans des zones restreintes. D'autres encore bien qu'étant abondamment récoltées dans un territoire, ont quelques spécimens dans les territoires phytogéographiques voisins. C'est le cas de *Acanthus montanus* (Nees) T. Anderson. Ces dernières peuvent êtres qualifiées d'espèces de transition. Dans le cadre de la conservation, la valeur indicatrice des Acanthaceae n'est pas constante dans tous les secteurs d'étude en raison de la variation du nombre de représentation par espèce. L'utilisation d'espèces avec un nombre restreint d'échantillons comme *Barleria elegans*, *Ruellia togoensis* et *Lepidagathis peniculifera* pour caractériser les territoires phytogéographiques devrait donc être aperçue avec prudence.

Le district XI (Haut-Katanga) de Robyns (1948) ou centre régional d'endémisme zambézien par White (1979, 1986) et secteur VI (secteur Bemba) par Ndjele (1988) est la région qui regorge le maximum d'espèces. Ces résultats sont conformes aux subdivisions de Lebrun (1960, 1976) et Ozenda (1982). En effet, il apparaît dans ces travaux que le grand centre de spéciation de la flore africaine est situé dans la région Zambézienne et plus précisément dans le domaine de l'élément floral Bangweolo-Katangais. Les mêmes résultats ont été obtenus avec la flore des Eriocaulaceae d'Afrique centrale (Kimpouni, 1993). Au niveau générique, le centre régional d'endémisme zambézien est aussi le centre de spéciation des genres *Thunbergia* et *Justicia*. En effet, Ndjele (1988) a signalé dans ses travaux que *Thunbergia* faisait partie des principaux genres rencontrés dans cette région.

En général, aucune carte n'a mis entièrement en évidence les différents territoires phytogéographiques proposés par Robyns (1948), White (1979, 1986) et Ndjele (1988). Ceci pourrait s'expliquer par le fait que la récolte des échantillons n'est pas uniforme. Certaines zones ont été mieux prospectées que d'autres (Figure 2.3). Néanmoins, la carte obtenue avec l'indice de similarité de Baroni et la stratégie de groupement unweighted centroid (Figure 2.6a), met en évidence les districts des Lacs Edouard et Kivu (IX), du Ruanda-Urundi (X) et du Haut-Katanga (XI) déterminés par Robyns (1948). Quatre zones déterminées par White (1979, 1986) ont été mises en évidence par la carte obtenue avec l'indice de similarité de Baroni et la stratégie de groupement weighted centroid. Il s'agit du centre régional d'endémisme Zambézien (II), du centre régional d'endémisme Afromontagnard (VIII), de la zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Soudanienne (XI) et du centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais (I) (Figure 2.6b). La carte obtenue avec l'indice de similarité de Baroni et la stratégie de groupement unweighted centroid, met en relief le secteur Bemba (VI), le secteur Lunda (VIII), le secteur des Montagnes (IX) et le secteur Soudanien

Méridional (XII) décrits par Ndjele (1988) (Figure 2.6c). Les Acanthaceae suivent mieux les subdivisions de White (1979, 1986). Ces subdivisions couvrant la R.D. Congo, le Rwanda et le Burundi sont, en effet, caractérisées par les Acanthaceae qui ont leur distribution spatiale limitée à ces entités. Le district IV (Kasai) de Robyns (1948), les secteurs II (secteur de transition Congolo-Soudanien) et VII (secteur du Lualaba) de Ndjele (1988) ne sont pas marqués par les Acanthaceae. Ce qui pourrait s'expliquer par le fait que cette zone a été insuffisamment explorée à cause de son inaccessibilité. L'indice de similarité Baroni-Urbani Buser avec sa stratégie de groupement Median ou Centroid, a été l'indice qui a le mieux mis en évidence les différents territoires phytogéographiques comparés.

2.8 Conclusion

La carte de distribution de tous les échantillons a révélé les niveaux de prospection botanique en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi. Les zones les mieux prospectées sont celles situées aux alentours des centres d'activités et des institutions de recherche. Les savanes situées au Sud et les forêts claires contiguës, possèdent des sites plus riches en Acanthaceae que celles situées au Nord de l'équateur. Les Acanthaceae convergent plus avec le système phytogéographique de White (1979, 1986) que ceux proposés par Robyns (1948) et Ndjele (1988). Certaines espèces ont une large amplitude écologique, d'autres par contre sont inféodées à un type particulier d'habitats. Les espèces limitées aux régions géographiques restreintes sont des espèces menacées d'extinction. Elles pourraient être utilisées dans une première approche comme espèces indicatrices de certains systèmes phytogéographiques. Par conséquent, elles doivent être conservées ainsi que leurs habitats respectifs. Pour des entités phytogéographiques particulières, aucune espèce caractéristique n'a été rencontrée, ce qui indique que l'approche courante doit être raffinée. La comparaison avec d'autres familles et la confrontation avec d'autres théories et concepts phytogéographiques devraient être effectuées avant que des conclusions plus profondes ne soient tirées.

2.9 Remerciements

Les auteurs remercient le gouvernement de Cote d'Ivoire pour la bourse de formation de Kouao Jean Koffi. Cette recherche a été financée par le FNRS (crédit 1.5.028.05) et l'ULB (Crédit extraordinaire de recherche).

CHAPITRE 3

LA DISTRIBUTION SPATIALE DES ACANTHACEAE DANS LES SECTEURS PHYTOGÉOGRAPHIQUES DE NDJELE (1988) EN R.D. CONGO

3.0 Préambule

Dans le chapitre précédent, l'analyse des différents patrons de distribution spatiale des espèces de la famille des Acanthaceae a montré que certaines espèces sont inféodées à certains territoires phytogéographiques. Dans ce présent chapitre, nous quantifions ces espèces appelées «espèces caractéristiques» ou «espèces uniques» en considérant le système phytogéographique proposé par Ndjele (1988). Cette analyse a été faite à différentes échelles (proportion des échantillons) pour mettre en évidence les principaux secteurs phytogéographiques déterminés par Ndjele qui contiennent les espèces caractéristiques ou uniques. Ainsi, nous testons les hypothèses 1 et 2.

3.1 Référence

K. J. Koffi, F. Boyemba, M. Ndjele, M. Mate, E. Robbrecht, J. Lejoly & J. Bogaert (2008) La distribution spatiale des Acanthaceae dans les secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988) en R.D. Congo. *Annales de la Faculté des Sciences de Kisangani*, 13, 1-8.

3.2 Résumé

Afin de stimuler et de valoriser le concept des secteurs phytogéographiques dans la politique de la conservation, nous avons essayé dans cette étude un modèle plus simplifié en cherchant des espèces de la famille des Acanthaceae récoltée en R. D. Congo qui caractérisent les secteurs phytogéographiques définis par Ndjele (1988). Cette étude a porté sur 3231 échantillons, regroupés en 40 genres et 183 espèces. Nous avons utilisé un système d'information géographique pour la réalisation des cartes de distribution. On note une distribution pour certaines espèces sur l'ensemble du territoire, alors que d'autres sont inféodées à certains secteurs bien déterminés. Le secteur Bemba et le secteur Forestier central pourraient être les sources de migration des taxons par le nombre important d'échantillons récoltés dans ces secteurs. Le secteur Bemba est le secteur le plus diversifié en Acanthaceae. Tous les secteurs ont des espèces qui leur sont propres que l'on pourrait appeler « espèces indicatrices » sauf le secteur de transition Congolo-Soudanien, le secteur du Lualaba et le secteur des Hautes plaines du Kivu.

Mots clés: Phytogéographie, Acanthaceae, secteur.

3.3 Abstract

In order to promote and valorise phytogeographic concepts for conservation policy development, a simplified model based on the affiliation of Acanthaceae species sampled in the Democratic Republic of Congo with the phytogeographic sectors of Ndjele (1988) was tested. A data set of 3231 samples, 40 genus and 183 species was analysed. Spatial distribution maps were composed using a geographic information system. While certain species were observed throughout the territory, others were characteristic to one or several

sectors. The Bemba sector and the Central Forest sector could be sources of taxon migration because of their large number of samples. The highest diversity of Acanthaceae was observed in the Bemba sector. « Indicator species », i.e. species only present in one single sector, have been identified except for the Congolo-Sudanian transition sector, the Lualaba sector and the Kivu Uplands sector.

Key words: Phytogeography, Acanthaceae, sector.

3.4 Introduction

A la surface des terres, tous les taxons et toutes les formes de vie ne sont pas uniformément répartis : certains ont une très grande extension géographique, d'autres sont beaucoup plus localisés. En étudiant leur répartition, il est possible de faire apparaître des différents types de distribution. Ces types de répartition correspondent à des zones de tailles variables qui peuvent éventuellement se définir par des caractéristiques climatiques, édaphiques, écologiques, biologiques, floristiques. De la même manière que l'étude systématique des êtres vivants conduit à construire une classification générale hiérarchisée, celle de leur répartition territoriale conduit à établir un système hiérarchisé sur le plan biogéographique. On établit et on définit ainsi un certain nombre de territoires de tailles différentes : empires, régions, sous-régions, domaines, secteurs, districts (Lebrun, 2001).

C'est dans ce sens que plusieurs études de divisions phytogéographiqes fondées sur des arguments physionomiques et endémiques ont été réalisées en Afrique centrale. Ndjele (1988), en se basant sur le système phytogéographique de Robyns (1948), a proposé un nouveau système de classification phytogéographique de la R. D. Congo en déterminant pour chaque secteur phytogéographique, les espèces caractéristiques qui forment l'élément endémique, puis en définissant les autres éléments phytogéographiques impliqués. Ainsi, il a reconnu six régions, sept domaines, 13 secteurs (Figure 3.1) et 24 districts phytogéographiques. L'importance de ces systèmes ne devrait pas être sous-estimée dans le cadre de la conservation d'une espèce. Les données de distribution phytogéographique peuvent refléter des hotspots, la variabilité spatiale de la diversité des espèces et constituent donc un outil important dans le développement de la politique de conservation. Néanmoins, le système actuel peut-être considéré comme rigide à cause de sa complexité: beaucoup de paramètres écologiques et botaniques sont considérés pour définir les secteurs.

Afin de stimuler et de valoriser le concept des secteurs phytogéographiques dans la politique de la conservation, nous allons essayer dans cette étude un système plus simplifié en cherchant des espèces de la famille des Acanthaceae qui caractérisent les secteurs définis par Ndjele (1988).

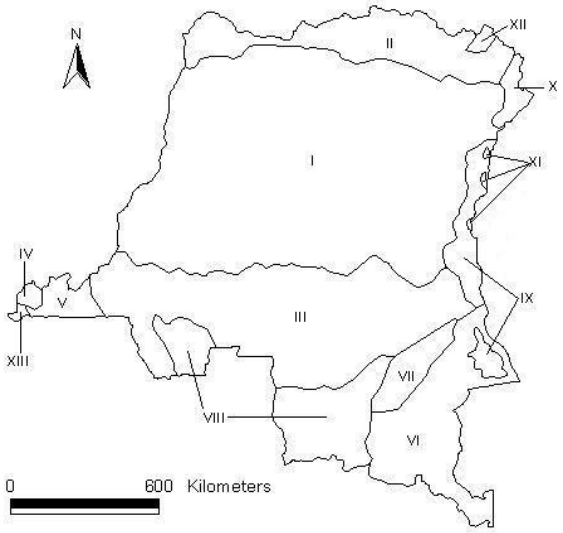


Figure 3.1: Secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988). I : secteur Forestier central ; II : secteur de transition Congolo-Soudanien ; III : secteur de transition Congolo-Zambézien ; IV : secteur Forestier du Mayumbe ; V : secteur de transition Bas-Guinéo-Zambézien ; VI : secteur Bemba ; VII : secteur du Lualaba ; VIII : secteur Lunda ; IX : secteur des Montagnes ; X : secteur du Lac Mobutu ; XI : secteur des Hautes plaines du Kivu ; XII : secteur Soudanien Méridional ; XIII : secteur Sud-Atlantique du littoral Guinéen. Les traits sont les limites des secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988).

3.5 Matériel et méthodes

Cette étude a porté sur les espèces d'Acanthaceae récoltées en R. D. Congo. Ce pays est située d'une part dans le domaine équatorial caractérisé par une température annuelle variant entre 25 et 27 °C et par une précipitation moyenne annuelle variant de 2000 à 3000 mm avec l'absence de saison sèche, et d'autre part, dans le domaine subéquatorial, caractérisé par une variation importante des conditions climatiques, avec une ou parfois deux saisons sèches bien marquées. Les différences de précipitations et de températures sont d'autant plus marquées que l'on s'éloigne de l'équateur (Sys, 1960). Sur le plan hydrographique, le fleuve Congo est le plus important. Au niveau physiographie, le paysage de notre zone d'étude est essentiellement constitué de plateaux étagés, formant une espèce de bourrelet autour de la cuvette centrale moins élevée (Sys, 1960). Le choix des Acanthaceae pour caractériser les secteurs phytogéographiques définis par Ndjele (1988) dans ce pays, se justifie par le fait que c'est une famille qui a été largement récoltée de 1888 à 2001 par environ 427 collecteurs suite aux nombreuses missions organisées en R. D. Congo, au Rwanda et au Burundi et tous les échantillons d'herbier sont disponibles au Jardin Botanique National de Belgique (BR) à Meise où cette famille a été l'objet d'une révision systématique (Champluvier, 1991, 1997, 1998).

Dans notre base de données, nous avons exclut les espèces rudérales, aquatiques et cultivées parce qu'elles ne fournissent aucune information spatiale. Le logiciel Brahms version 5.5800 a servi à l'encodage des échantillons et le logiciel Arcview Gis version 3.3 a permis de faire la géoréférenciation, la digitalisation et la réalisation des cartes de distribution spatiale. Le territoire a été couvert par des mailles de 1.5° (Koffi, 2005) à l'intérieur desquelles le nombre d'échantillons a été déterminé avec l'extension « Count Points » du logiciel Arcview Gis version 3.3 et à l'aide de la fonction «Interpolate Grid» du logiciel Arcview Gis version 3.3,

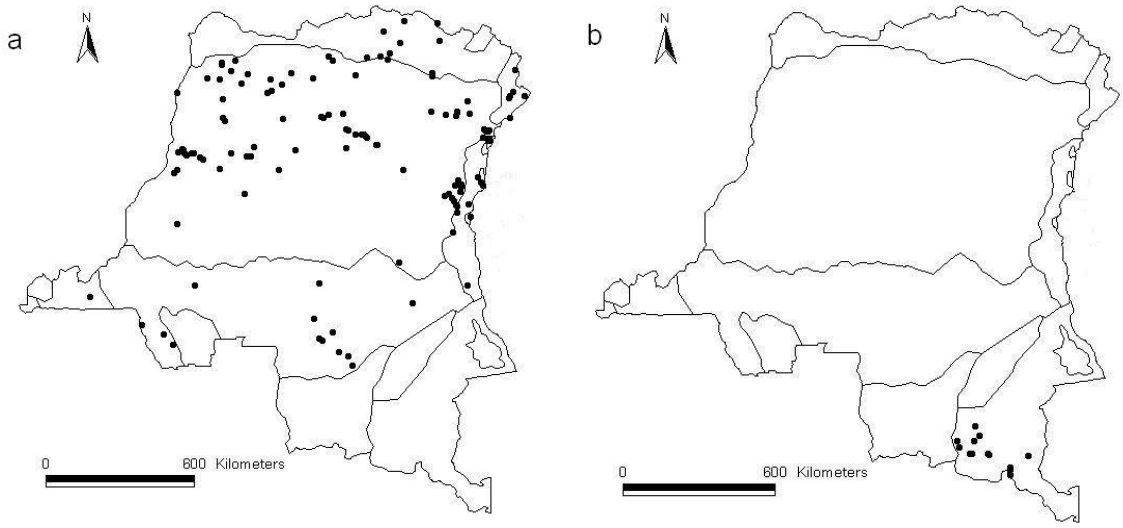
une interpolation a été faite pour mettre en évidence le degré d'exploration en R. D. Congo. Cette extension a aussi permis de compter les espèces et les échantillons dans les différents secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988) et le coefficient générique, défini par Jaccard (1902) qui est le rapport du nombre des genres au nombre des espèces dans une aire déterminée, a été calculé dans chaque secteur phytogéographique de Ndjele (1988) pour voir les plus diversifiés.

3.6 Résultats

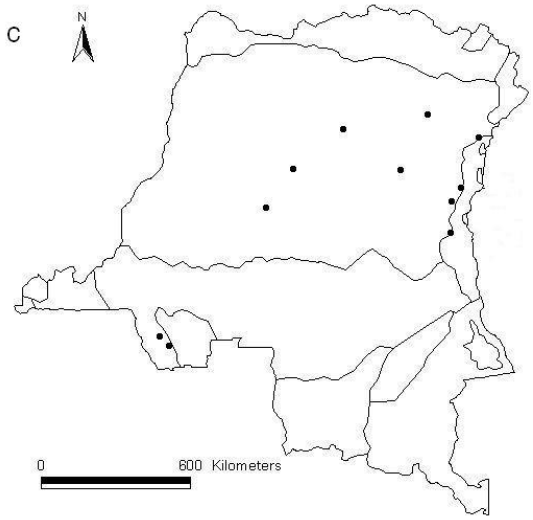
3.6.1 Analyse floristique et modèles de distribution spatiale

Au total, 3231 échantillons concernent la R. D. Congo, regroupés en 40 genres et 183 espèces. Quatre vingt treize espèces soit 50.81% ont plus de dix échantillons, 64 espèces soit 34.97% ont entre neuf et trois échantillons et 26 espèces (14.20%) sont représentées par un ou deux échantillons seulement. Les espèces les plus échantillonnées sont : *Pseuderanthemum ludovicianum* (Büttn.) Lindau (208 échantillons), *Thomandersia hensii* De Wild. & T.Dur. (130 échantillons), *Lankesteria elegans* (P. Beauv.) T. Anders. (114 échantillons). Les genres dominants sont : *Justicia* L. avec 27 espèces soit 14.83%, *Thunbergia* Retz. avec 23 espèces soit 12.63%, *Brachystephanus* Nees. avec 13 espèces soit 7.14%.

Les cartes de distribution de chaque espèce (Koffi, 2005) mettent en évidence les différents modèles de distribution spatiale des Acanthaceae en R. D. Congo. On note une distribution pour certaines espèces sur presque la totalité du territoire. C'est le cas de *Pseuderanthemum ludovicianum* qui a été récoltée dans sept secteurs (Figure 3.2a). Par contre, d'autres espèces sont confinées dans des secteurs restreints. C'est le cas de *Barleria velutina* Champl. (Figure 3.2b) qui a été récoltée uniquement dans le secteur Bemba (VI). D'autres encore ont été récoltées dans plus d'un secteur et font la transition entre les secteurs. C'est le cas de *Anisosepalum alboviolaceum* (R. Ben.) E. Hossain subsp. *alboviolaceum* Champl. (Figure 3.2c) qui a été récoltée dans le secteur Forestier central (I) et dans le secteur de transition Congolo-Zambézien (III).



Pseuderanthemum ludovicianum *Barleria velutina*



Anisosepalum alboviolaceum subsp. *alboviolaceum*

Figure 3.2 : Exemples de modèle de distribution spatiale de certaines espèces. (**a**) Espèce récoltée dans plusieurs secteurs : *Pseuderanthemum ludovicianum* (Büttn.) Lindau. (**b**) Espèce caractérisant le secteur Bemba : *Barleria velutina* Champl.; (**c**) Espèce récoltée dans deux territoires : *Anisosepalum alboviolaceum* (R.Ben.) E Hossain subsp. *alboviolaceum* Champl. Les points représentent les lieux de récolte de l'espèce et les traits sont les limites des secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988).

3.6.2 Degré d'exploration et répartition des Acanthaceae dans les Secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988)

La récolte des échantillons n'a pas été uniforme sur toute l'étendue de territoire. Certaines régions ont été bien explorées, alors que d'autres l'ont été partiellement (Figure 3.3). Les régions les mieux connues floristiquement sont celles situées aux environs des centres d'activités, des institutions de recherche et des universités. En dehors de ces zones, plusieurs hectares très diversifiés de végétation naturelle ne sont pas explorés ou ne le sont que très partiellement (Küper *et al.*, 2006). Par conséquent, ce sont les secteurs phytogéographiques de petites tailles, situés dans les zones bien connues, qui apparaissent être densément explorés.

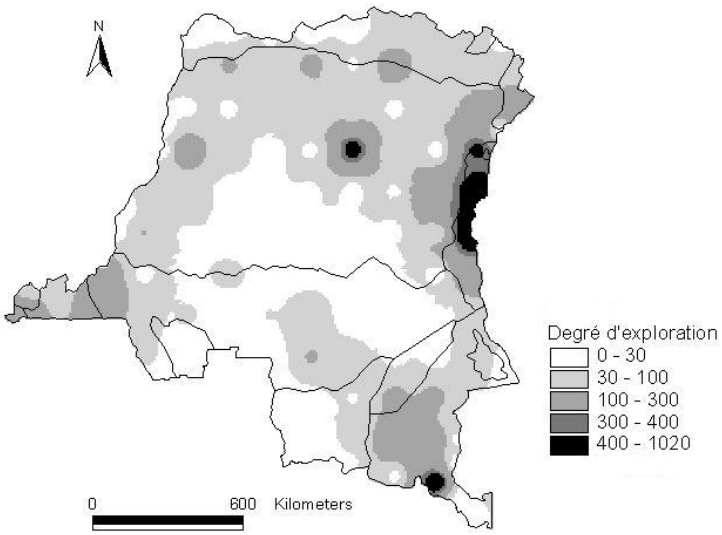


Figure 3.3 : Degré d'exploration botanique en R. D. Congo. L'échelle indique le nombre d'échantillons par zone. Les traits sont les limites des secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988).

Ce sont les secteurs IX, XII, V, XI, IV avec respectivement 5.60 km^2; 0.59 km^2 ; 2.64 km^2 ; 0.22 km^2 ; 0.65 km^2. Par contre le secteur I et III qui représente respectivement environ 46% et 21% de l'ensemble du territoire ont été faiblement explorés (Figure 3.4).

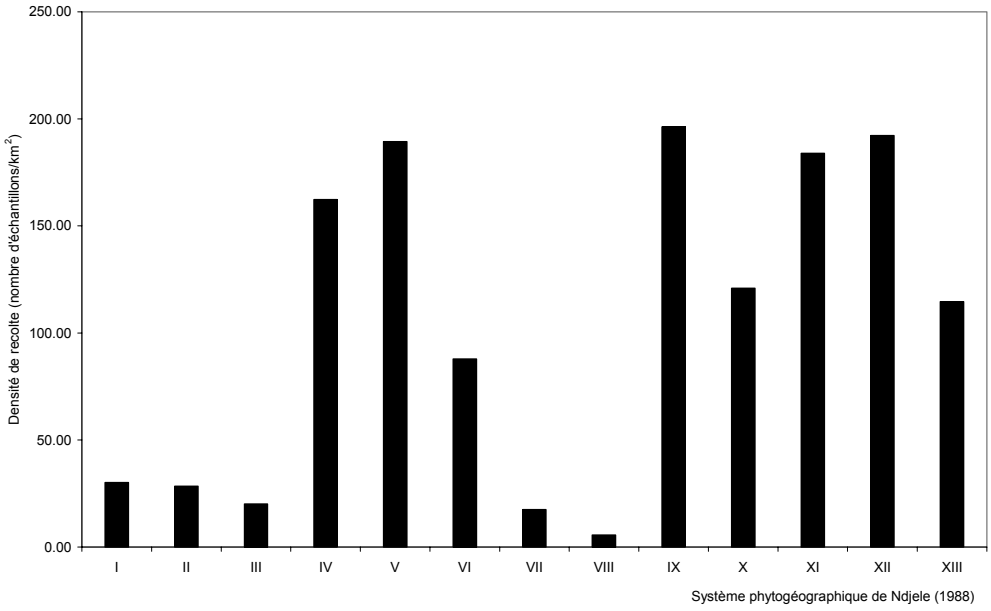


Figure 3.4: Densité de récolte dans les secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988). Pour les codes concernant les secteurs phytogéographiques, voir Figure 3.1.

Dans tous les secteurs, des espèces ont été récoltées (Figure 3.5). Les secteurs qui regorgent les plus grands nombres d'espèces sont : le secteur Bemba (VI) avec 832 échantillons regroupés en 22 genres et 84 espèces, les genres dominants sont le genre *Thunbergia* avec 16 espèces, le genre *Justicia* avec 14 espèces et le genre *Lepidagathis* Willd. avec neuf espèces ;

le secteur Forestier central (I) avec 1396 échantillons regroupés en 31 genres et 78 espèces, les genres dominants sont le genre *Justicia* avec neuf espèces, le genre *Brachystephanus* Ness. avec neuf espèces et le genre *Thunbergia* avec huit espèces ; le secteur des Montagnes (IX) avec 179 échantillons regroupés en 23 genres et 47 espèces, les genres dominants sont les genres *Justicia* et *Thunbergia* avec sept espèces chacune et les genres *Brachystephanus* avec cinq espèces.

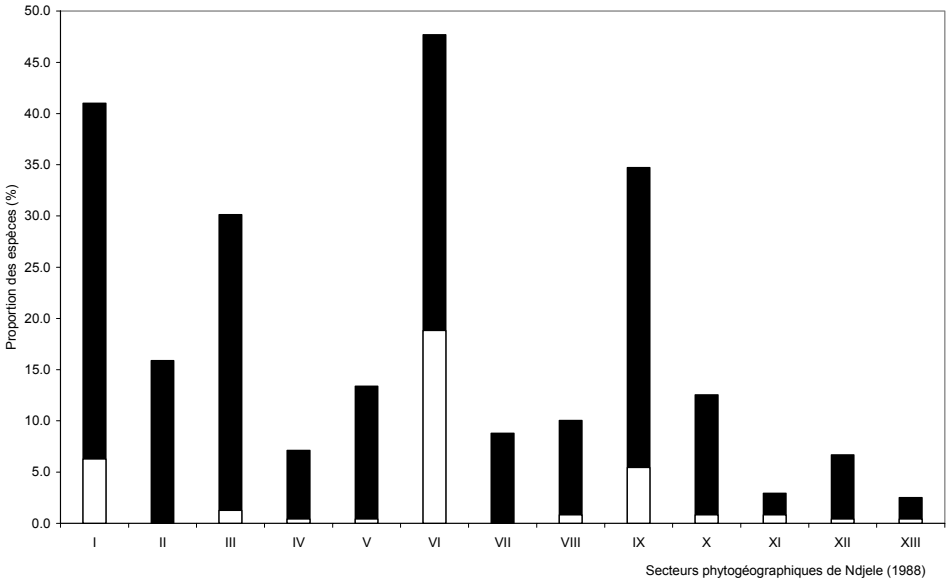


Figure 3.5: Présence des espèces dans les secteurs phytogéographiques (Ndjele 1988). La hauteur totale de chaque colonne correspond à la proportion de toutes les espèces rencontrée dans ce secteur phytogéographique, la partie blanche indique la proportion rencontrée uniquement dans ce secteur phytogéographique ; pour les codes concernant les secteurs phytogéographiques, voir Figure 3.1.

L'abondance des espèces traduit incontestablement l'importance de son évolution en un secteur donné (Schnell, 1970). Selon Jaccard (1902), les valeurs les plus basses du coefficient générique témoigneraient d'une haute diversité mésologique, alors dans notre cas, c'est le secteur Bemba (VI) avec le coefficient générique le plus faible (0.26) qui est le secteur le plus diversifié. Ce résultat est confirmé par la figure 3.5 qui met en évidence les proportions des espèces uniquement récoltées dans les secteurs phytogéographiques. Le secteur de transition Congolo-Zambézien (III) regorge 55 espèces, mais n'est caractérisé que par trois espèces seulement. Le secteur de transition Bas-Guinéo-Zambézien (V), le secteur Soudanien Méridional (XII) et le secteur Sud-Atlantique du littoral Guinéen (XIII) sont caractérisés respectivement par *Ruellia togoensis* (Lindau) Heine, *Lepidagathis peniculifera* S. Moore et *Barleria elegans* S. Moore (Koffi *et al.*, 2007). Aucune espèce d'Acanthaceae n'a caractérisée le secteur de transition Congolo-Soudanien (II), le secteur du Lualaba (VII) et le secteur des Hautes plaines du Kivu (XI).

Les données qualitatives utilisées jusque là, nous ont permis de considérer qu'une espèce caractéristique d'un secteur, est une espèce qui a tous ses échantillons dans ce secteur. Cette définition paraît un peu stricte. C'est pour cela nous avons décidé de tenir compte des données quantitatives, c'est-à-dire le nombre d'échantillons par secteur phytogéographique et de faire

l'analyse à différents niveaux. Nous constatons de façon générale qu'à différents niveaux, le secteur Bemba (VI) et le secteur Forestier central (I) restent incontestablement les secteurs dans lesquels le maximum d'échantillons a été récolté (Tableau 3.1). En effet au niveau 100% d'échantillons, 41 espèces ont été récoltées dans le secteur Bemba, 13 espèces dans le secteur Forestier central. Toutes les espèces qui ont 100% de leurs échantillons dans les secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988) pourraient être considérées comme des espèces caractéristiques de ces secteurs. Aussi, 72 espèces soit 39,3% de la totalité des espèces ont plus de la moitié de leurs échantillons dans le secteur Bemba, 55 espèces soit 30,1% pour le secteur Forestier central. Lorsque nous considérons le niveau à plus de 50%, en plus du secteur Bemba et le secteur Forestier central qui ont les plus grands nombres d'espèces, d'autres secteurs apparaissent sauf le secteur des Hautes plaines du Kivu (XI).

Tableau 3.1: Nombre d'espèces par secteur phytogéographique en fonction de la proportion des échantillons dans ce secteur (par exemple 13 espèces ont la totalité de leurs échantillons dans le secteur I) ; pour les codes concernant les secteurs phytogéographiques, voir Figure 3.1.

Proportion des échantillons (%)	Territoires phytogéographiques (Ndjele, 1988)												
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
100	13	0	3	2	1	41	0	2	3	3	0	1	1
≥ 90	17	0	3	2	1	52	0	2	3	3	0	1	1
≥ 80	27	1	6	3	1	58	0	2	5	5	0	1	1
≥ 70	34	3	10	3	1	62	0	2	6	5	0	1	1
≥ 60	42	4	11	3	3	66	0	2	8	5	0	2	1
> 50	55	4	15	3	7	72	1	2	11	5	0	2	1

3.7 Discussion

Les espèces récoltées sur presque la totalité du territoire sont des espèces à large distribution spatiale. Ce sont des espèces qui ont des aires transsectorielles qui pourraient s'expliquer par les conditions mésologiques auxquelles s'ajoutent les causes de dissémination anthropiques pour certaines alors que d'autres doivent leur répartition plurisectorielle à une plasticité écologique élevée, phénotypique ou génotypique (Schnell, 1970). Les espèces confinées dans des secteurs restreints sont des espèces à aires réduites. Elles seraient en voie d'extinction, par exemple sous l'action de causes mésologiques, qui modifieraient l'équilibre des espèces en compétition. Tel pourrait être le cas des espèces qui n'ont été recueillies qu'en de rares points, voire une seule station (Schnell, 1970). Selon Schnell (1971), beaucoup d'espèces ont eu une aire beaucoup plus vaste, mais n'ont pu suivre les changements climatiques relativement rapides, ce qui pourrait expliquer la présence de certaines espèces dans des zones restreintes.

L'interprétation des aires requière du biogéographe une grande prudence en raison des divergences des conceptions taxonomiques et aussi de certaines distributions géographiques qui peuvent être « sujettes à caution » (Liben, 1962). De plus, surtout en pays tropicaux, les données permettant d'établir la distribution d'une espèce sont souvent incomplètes (Gioia & Pigott, 2000), soit par suite d'une absence de prospection de certains secteurs, soit en raison d'indications trop concises fournies par les observateurs ou collecteurs (Schnell, 1970 ; Prendergast *et al*., 1993; Linder *et al*., 2005). Sous ces réserves, nous avons remarqué que les

Acanthaceae colonisent aussi bien les biotopes de très basses altitudes que ceux des hautes altitudes, allant de la plaine côtière de l'Océan Atlantique jusqu'à des altitudes culminant au dessus de 1700 m de la Région Afromontagnarde. Les niveaux de prospection mis en évidence avec les Acanthaceae sont conforment à ceux de Hepper (1979). Selon cet auteur, il y a des régions mal connues, des régions moyennement connues et des régions bien connues en R. D. Congo.

Le secteur Bemba (VI) et le secteur Forestier central (I) sont les secteurs dans lesquels le maximum d'échantillons a été récolté. On pourrait donc dire que ces secteurs sont les foyers qui seraient les sources de migration des Acanthaceae. Le nombre faible d'espèce qui caractérise le secteur de transition Congolo-Zambézien (III), le secteur Forestier du Mayumbe (IV), le secteur de transition Bas-Guinéo-Zambézien (V); le secteur Lunda (VIII); le secteur des Montagnes (IX); le secteur du Lac Mobutu (X); le secteur Soudanien Méridional (XII); le secteur Sud-Atlantique du littoral Guinéen (XIII) montre que ces secteurs représentent la zone de transition définie par White (1979, 1986). Le secteur Bemba (VI) est le secteur le plus diversifié. Ce résultat pourrait s'expliquer par le fait que la famille des Acanthaceae regroupe généralement des herbacées ou suffrutescentes, des arbustes, des arbrisseaux, rarement des lianes (Heine, 1966) qui ont comme habitat par excellence la forêt claire à *Brachystegia* et *Pseudoberlinia* et les steppes herbeuses (Duvigneaud, 1958) qui caractérisent le secteur Bemba. On pourrait dire que la richesse spécifique de la flore des Acanthaceae de la R.D. Congo suit les subdivisions de Lebrun (1960, 1976) et Ozenda (1982). Dans ces travaux, il apparaît que le grand centre de spéciation de la flore africaine est situé dans la région Zambézienne, appelée ici secteur Bemba (Ndjele, 1988) et plus précisément dans le domaine de l'élément floral Bangweolo-Katangais. Les mêmes résultats ont été obtenus avec la flore des Eriocaulaceae d'Afrique centrale (Kimpouni, 1993). Au niveau générique, le secteur Bemba est aussi le centre de spéciation des genres *Thunbergia* et *Justicia*. Ndjele (1988) a signalé que le genre *Thunbergia* faisait parti des principaux genres rencontrés dans cette région.

3.8 Conclusion

Il ressort de cette étude que les Acanthaceae sont présentes sur toute l'étendue du territoire de la R. D. Congo et qu'elles ont été récoltées dans tous les secteurs phytogéographiques définis par Ndjele (1988). Certaines espèces ont des aires de distribution spatiale réduites par contre d'autres ont été récoltées dans presque tous les secteurs que l'on pourrait désigner comme des espèces à large amplitude écologique. Les secteurs dans lesquels les plus grands nombres d'espèces caractéristiques d'Acanthaceae ont été trouvés sont le secteur Bemba et le secteur Forestier central. Le secteur Bemba est le secteur le plus diversifié, caractérisé par le plus grand nombre d'espèces et par le plus faible coefficient générique. Le secteur de transition Congolo-Zambézien pourrait bien être une zone de transition par laquelle les espèces transitent. Chaque secteur est caractérisé par un certain nombre d'espèces qu'on pourrait appeler «espèces indicatrices» sauf le secteur de transition Congolo-Soudanien, le secteur du Lualaba et le secteur des Hautes plaines du Kivu qui ne contiennent aucune espèce caractéristique dans notre base de données. Sur 13 secteurs phytogéographiques, 10 sont caractérisés par les Acanthaceae, donc pour valider cette approche, il serait souhaitable de faire les mêmes analyses avec d'autres grandes familles de la R.D. Congo. Les espèces caractéristiques doivent être conservées afin de mieux les utiliser comme espèces indicatrices des secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988) et celles qui ne sont représentées que par un ou deux échantillons méritent une étude plus approfondie afin de voir si ce sont des espèces en voie d'extinction.

CHAPITRE 4

SPATIAL PATTERN ANALYSIS AS A FOCUS OF LANDSCAPE ECOLOGY TO SUPPORT EVALUATION OF HUMAN IMPACT ON LANDSCAPES AND DIVERSITY

4.0 Préambule

Pour montrer que les modèles de distribution spatiale peuvent être utilisés comme support pour évaluer l'impact humain sur les paysages et la diversité, trois exemples d'analyse de modèle spatiale dont deux de la part des membres de l'équipe de recherche du laboratoire sont présentés dans ce chapitre, dans une perspective d'écologie du paysage. Dans le premier exemple, il s'agit d'analyser les modèles de distribution spatiale des espèces d'Acanthaceae à travers trois systèmes phytogéographiques afin de mettre en évidence les zones prioritaires pour la conservation des Acanthaceae en particulier et de la biodiversité en générale. Ces analyses permettront de tester l'hypothèse 2. Une deuxième application d'analyse de modèle spatiale concerne la caractérisation de paysage unique et des modèles de végétation, comme les modèles de buisson tigré en Afrique, pour une meilleure compréhension des mécanismes sous-jacents de la création de cette géométrie typique, son fonctionnement et sa vulnérabilité. Enfin, une approche complémentaire au calcul de métrique de paysage pour analyser le modèle de paysage, est présentée pour aider les managers du paysage à raffiner leur description et leur analyse dans la dynamique du paysage.

4.1 Reference

K.J. Koffi, V. Deblauwe, S. Sibomana, D.F.R. Neuba, D. Champluvier, C. De Cannière, N. Barbier, D. Traoré, B. Habonimana, E. Robbrecht, J. Lejoly & J. Bogaert. (2007). Spatial pattern analysis as a focus of landscape ecology to support evaluation of human impact on landscapes and diversity. In: S.-K. Hong, N. Nakagoshi, B. Fu & Y. Morimoto (eds.) *Landscape ecology applications in man-influenced areas: linking man and nature systems:* 7-32. Springer Verlag, The Netherlands, ISBN 978-1-4020-5487-7. (Modifié).

4.2 Abstract

The relation between landscape patterns and ecological processes forms a central hypothesis of landscape ecology. Three types of pattern analysis to assess anthropogenic impacts on landscape ecosystems and biodiversity are presented in this chapter. Firstly, the results of an analysis of Acanthaceae data in central Africa are presented and compared with phytogeographic theories. Phytogeography data reflect the spatial variability of plant diversity, and constitute therefore a major tool in conservation policy development. We investigated if it was possible to proxy the phytogeographic classifications by the spatial distribution of Acanthaceae only. When combined with a classic landscape pattern analysis, this type of study could provide complementary information for the definition of conservation priorities. Secondly, we present an analysis of periodic vegetations in the Sudan. It can be accepted that through an understanding of the underlying mechanisms of the formation of this unique pattern geometry, the knowledge with regard to the functioning and vulnerability of these ecosystems can be deepened. Using high resolution remote sensing imagery and digital elevation models, the relation between pattern symmetry and slope gradient was explored. In

particular, slope gradients that could condition the transition between spotted and tiger bush pattern types were focused. The influence of other sources of anisotropy was also considered. Finally, a complementary approach to the calculation of landscape metrics to analyse landscape pattern is described, using the spatial processes themselves causing landscape transformation. Landscape ecologists agree that there appears to be a limited number of common spatial configurations that can result from land transformation processes. Ten processes of landscape transformation are considered: aggregation, attrition, creation, deformation, dissection, enlargement, fragmentation, perforation, shift, and shrinkage. A decision tree is presented that enables definition of the transformation process involved using patch-based data. This technique can help landscape managers to refine their description of landscape dynamics and will assist them in identifying the drivers of landscape transformation.

4.3 Résumé

La relation entre les patrons du paysage et les processus écologiques forme une hypothèse centrale de l'écologie de paysage. Trois types d'analyse de structure spatiale pour évaluer les impacts anthropogènes sur les écosystèmes paysagers et la biodiversité sont présentés dans ce chapitre. Premièrement, les résultats d'une analyse des données d'Acanthaceae en Afrique centrale sont présentés et comparés aux théories phytogéographiques. Les données phytogéographiques reflètent la variabilité spatiale de la diversité des espèces et constituent donc un outil important dans le développement des politiques de conservation. Nous avons cherché à savoir s'il était possible de retrouver les classifications phytogéographiques en utilisant uniquement la distribution spatiale des Acanthaceae. Ce type d'étude, combiné avec une analyse de structure spatiale classique de paysage, pourrait fournir des informations complémentaires pour la définition des zones prioritaires pour la conservation. Deuxièmement, nous présentons une analyse des végétations périodiques au Soudan. Par une compréhension des mécanismes sous-jacents de la création de cette géométrie typique, le fonctionnement et la vulnérabilité de ces écosystèmes peuvent être mieux étudiés. En utilisant un modèle numérique de terrain à haute résolution, la relation entre la symétrie des patrons et la pente a été explorée. En particulier, les gradients de pente qui pourraient conditionner la transition entre les couverts tachetés et tigrés ont été déterminés. L'influence d'autres sources d'anisotropie a été également considérée. Troisièmement, une approche complémentaire au calcul des indices de configuration pour analyser le modèle de paysage est décrite, utilisant les processus spatiaux qui provoquent la transformation du paysage. Les écologues du paysage conviennent qu'il semble y avoir un nombre limité de configurations spatiales communes qui peuvent résulter des processus de transformation de l'environnement. Dix processus de transformation du paysage sont considérés : agrégation, suppression, création, déformation, dissection, agrandissement, fragmentation, perforation, déplacement, rétrécissement. On présente un arbre de décision qui permet la définition du processus de transformation impliqué en utilisant des caractéristiques des taches. Cette technique peut aider les aménagistes du paysage à raffiner la description de la dynamique du paysage et leur permettra d'identifier les facteurs de transformation du paysage.

4.4 Introduction

'Landscape pattern' refers to features associated with the physical distribution or configuration of patches within a landscape (McGarigal & Marks, 1995). This spatial composition and configuration of landscape mosaics is dealt with in landscape ecology (Wiens, 2002), a branch of science developed to study ecological processes in their spatial context (Antrop, 2001). Changes in the spatial pattern of land use through time are considered to be crucial to the understanding of landscape dynamics and its ecological consequences (Turner & Ruscher, 1988). This central hypothesis of landscape ecology, i.e. that ecological patterns and processes are related (Turner, 1989), is known as the 'pattern/process paradigm' (Figure 4.1). Characteristic patterns of landscapes are supposed to be the result of the operation of ecological processes, that is, processes generate patterns and by analysing these patterns useful inferences about the underlying processes can be made (Coulson *et al*., 1999). This paradigm should also be applied in reverse order (Bogaert & Hong, 2003).

In order to investigate this link between pattern and process quantitatively, and to predict the effects of particular landscape patterns on processes (Levin, 1992), it is useful to characterize these patterns in quantifiable terms. Pattern maps provide unique information because they quantify biologically relevant information that is not necessarily evident from a simple land cover map (Riiters *et al*., 2000). This focus on pattern has lead to a large number of landscape metrics, of which many have been shown to be correlated (O'Neill *et al*., 1988) or to exhibit statistical interactions with each other (Li & Reynolds, 1994).

Landscape pattern analysis has consequently become a key activity of landscape ecologists. Nowadays, a variety of approaches is encountered in landscape ecology literature to deepen the knowledge on the functioning of landscape ecosystems and its influence on biodiversity. In this contribution, we present three examples of spatial pattern analysis in a landscape ecology perspective to illustrate the use of pattern analysis. Firstly, we present an analysis of the spatial pattern of Acanthaceae species, and link this information to classic theories of phytogeography. This type of analysis is useful when combined afterwards with a landscape pattern analysis (pattern of the abiotic environment or habitat), this to identify biodiversity conservation priorities. A second application of spatial pattern analysis involves the characterisation of unique landscape and vegetation patterns, such as tiger bush patterns in Africa. Through an understanding of the underlying mechanisms of the creation of this typical geometry, the functioning and vulnerability of these ecosystems can better be studied. Finally, a complementary approach to the calculation of landscape metrics to analyse landscape pattern is presented, using the spatial processes themselves causing landscape transformation. This technique can help landscape managers to refine their description of landscape dynamics and will assist them in analysing the drivers of landscape transformation.

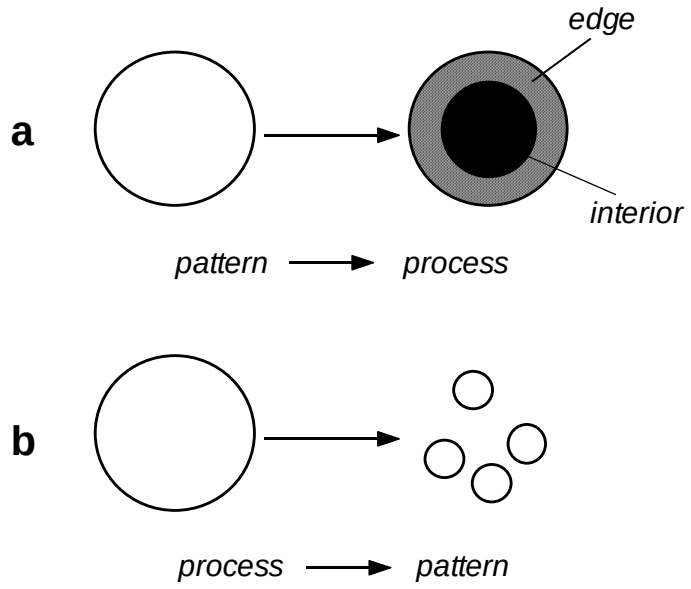


Figure 4.1: Illustration of the pattern/process paradigm. (**a**) Ecological processes are influenced by landscape pattern, e.g., edge effects as a consequence of patch-matrix interactions in fragmented landscapes; (**b**) Patterns of landscapes are supposed to be the result of the operation of processes, e.g., habitat fragmentation transforms contiguous vegetations into isolated habitat patches.

4.5 The spatial dimension of species diversity: where phytogeography and conservation meet

4.5.1 Phytogeography and conservation

The most efficient method to gain understanding on the geographic distribution of plant species and on the ecological factors controlling this distribution, is the analysis of spatial distribution maps of species (Lebrun, 2001). These maps enable the testing of hypotheses regarding the geographic origin of species, their speed of evolution, and their migration pathways. Moreover, a phytogeographic analysis enables to subdivide vast geographic units in smaller phytogeographic entities such as regions, districts, and sectors. When studied for multiple species or plant communities, these maps will reflect the spatial variation of plant (community) diversity, and consequently will be a useful tool in conservation policy development.

For central Africa – defined here as the geographic zone covered by the Democratic Republic of Congo, Burundi and Rwanda – three major phytogeographic theories have been proposed based on plant physiognomic arguments, bioclimatic data (precipitation, dry season length) and using the concept of endemism. This latter notion is central to the study of biogeography (Crisp *et al*., 2001). A taxon (e.g., a species) is considered endemic to a particular area if it occurs only in that area (Anderson, 1994). Ecologists are interested in areas of endemism because of their importance in conservation: narrowly endemic species are by definition rare, and therefore potentially threatened (Crisp *et al*., 2001).

Robyns (1948) divided central Africa in 11 districts (Figure 4.2). White (1979, 1983) subdivided Africa and Madagascar in 20 regional entities, from which the Guineo-Congolian

regional centre of endemism, the Zambezian regional centre of endemism, the Afromontane archipelago-like regional centre of endemism, the Guineo-Congolian/Zambezian regional transition zone and the Guineo-Congolian/Sudanian regional transition zone are found in central Africa (Figure 4.3). Finally, Ndjele (1988) proposed a phytogeographic system subdividing the Democratic Republic of Congo in 13 sectors (Figure 4.4).

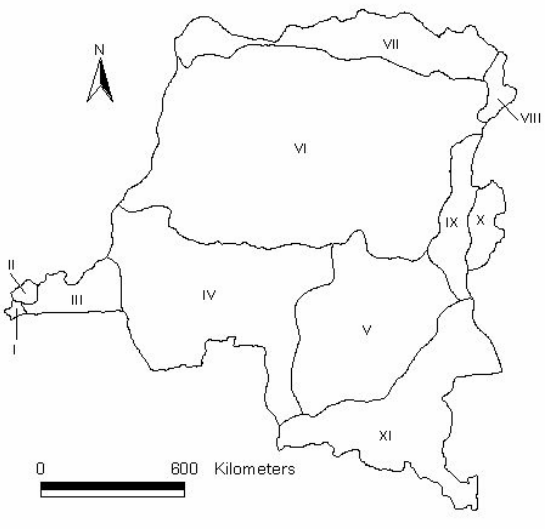


Figure 4.2: Subdivision of central Africa in phytogeographic entities according to Robyns (1948). (I) Coastal district; (II) Mayumbe district; (III) Lower Congo district; (IV) Kasai district; (V) Lower Katanga district; (VI) Central Forest district; (VII) Ubangi-Uele district; (VIII) Lake Albert district; (IX) Lakes Edward and Kivu district; (X) Ruanda-Urundi district; (XI) Upper Katanga district.

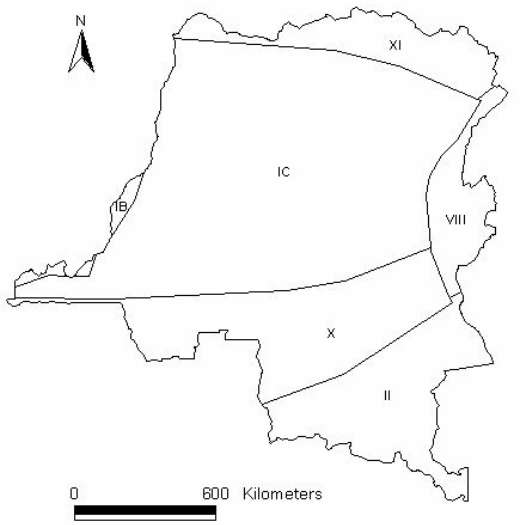


Figure 4.3: Subdivision of central Africa in phytogeographic entities according to White (1979, 1983). (I) Guineo-Congolian regional centre of endemism (IB: Guinean sub-centre; IC: Congolian sub-centre); (II) Zambezian regional centre of endemism; (VIII) Afromontane archipelago-like regional centre of endemism; (X) Guineo-Congolian/Zambezian regional transition zone; (XI) Guineo-Congolian/Sudanian regional transition zone.

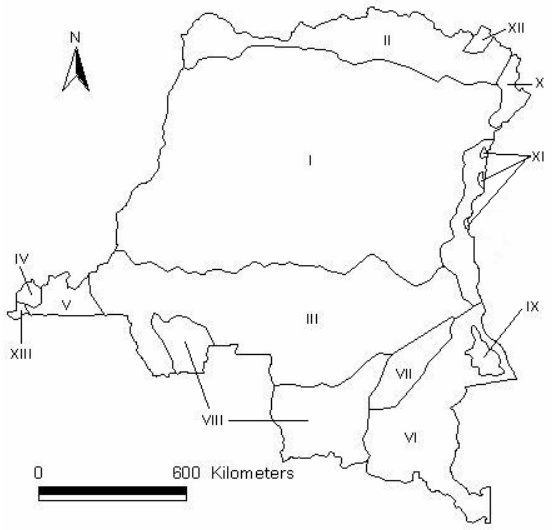


Figure 4.4: Subdivision of central Africa in phytogeographic entities according to Ndjele (1988). (I) Central Forest sector; (II) Congolo-Sudanian transition sector; (III) Congolo-Zambezian transition sector; (IV) Mayumbe Forest sector; (V) Lower Guineo/Zambezian transition sector; (VI) Bemba sector; (VII) Lualaba sector; (VIII) Lunda sector; (IX) Mountainous sector; (X) Lake Mobutu sector; (XI) Kivu Uplands sector; (XII) Southern Sudania sector; (XIII) Southern Atlantic sector of the Guinean coast.

The importance of these models should not be underestimated in the framework of species conservation. Phytogeography data reflect hotspots and spatial variability of plant diversity and constitute therefore a major tool in conservation policy development. Nevertheless, the present models can be considered as rigid due to their complexity: many ecological and botanical parameters are considered to define the districts, centres of endemism, transition zones, mosaics and sectors. Therefore, we investigate in this contribution if it is possible to proxy the aforementioned phytogeographic classifications by the spatial distribution of one single family, i.e. the Acanthaceae. By analysis of the spatial distribution of Acanthaceae species relative to the phytogeographic subdivisions of Robyns (1948), White (1979, 1983) and Ndjele (1988), the indicator value of this family will be analysed.

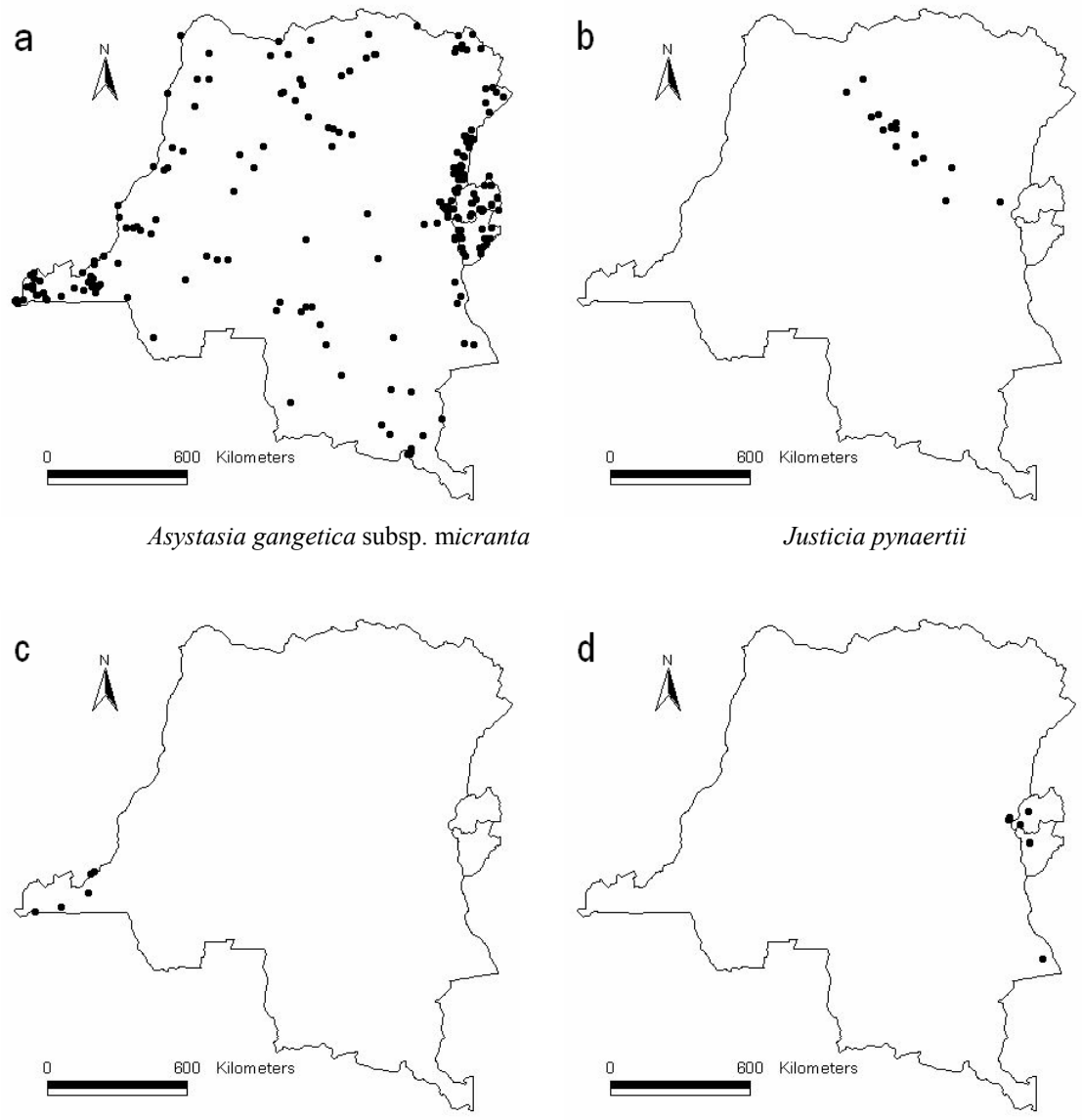
4.5.2 The distribution of Acanthaceae in central Africa: comparison with the phytogeographic theories of Robyns, White and Ndjele

A data base composed of 9181 herbarium samples of the Acanthaceae family has been used in this study. Each herbarium sample contained, next to the species name, its taxonomic classification and a plant specimen, the geographical coordinates of the observation. These data were used to create spatial distribution maps using ArcView GIS 3.3 software.

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 samples have been collected by 427 scientists between 1888 and 2001 during expeditions financed by scientific institutes such as the Institut National pour l'Etude et la Recherche Agronomique au Congo, the Institut des Parcs Nationaux du Congo Belge, the Centre

d'Etudes Médicales de l'Université libre de Bruxelles en Afrique Centrale and the Comité Spécial du Katanga.

Remarkable differences in the spatial presence of the species have been found (Figure 4.5). Certain species have been observed in almost every part of central Africa, such as *Asystasia gangetica* T. Anders. subsp. *micrantha* (Nees) Ensermu Kelbessa. Others have been found to be associated with the hydrological network, such as *Justicia pynaertii* De Wild. The distribution of other species was related to its use by man, e.g. *Ruellia tuberosa* L. For *Justicia diclipteroides* (Lindau) subsp. *praetervisa* (Lindau) Hedrén, an affiliation with the ecological conditions of the oriental mountainous region has been observed.



Asystasia gangetica subsp. m*icranta*

Justicia pynaertii

Ruellia tuberosa

Justicia diclipteroides

Figure 4.5: Spatial distribution of Acanthaceae species: examples. (**a**) *Asystasia gangetica* T. Anders. subsp. *micranta* (Ness) Ensermu Kelbessa; (**b**) *Justicia pynaertii* De Wild.; (**c**) *Ruellia tuberosa* L.; (**d**) *Justicia diclipteroides* (Lindau) subsp. *praetervisa* (Lindau) Hedrén.

Firstly, a comparison of the spatial pattern of the Acanthaceae is made with the theory of Robyns (1948) (Figure 4.6). The Upper Katanga district contains the highest number of Acanthaceae species, and 52 among them are specific or characteristic for this district. In decreasing order follow the district of the Lakes Edward and Kivu and the district of the Central Forest which contain 14, respectively 10 characteristic species. The Coastal, Lower Congo, and Ubangi-Uele districts contain only one single characteristic species, respectively *Barleria elegans* S. Moore, *Ruellia togoensis* (Lindau) Heine and *Lepidagathis peniculifera* S. Moore. The Kasai district does not contain any species that is not found in another district also.

The presence of the Acanthaceae with regard to the zones defined by White (1979, 1983) is shown in Figure 4.7. Sixty-two characteristic species are found in the Zambezian regional centre of endemism, 34 are observed for the Afromontane archipelago-like regional centre of endemism, and 15 in the Guineo-Congolian regional centre of endemism. The Guineo-Congolian/Zambezian regional transition zone is characterised by *Barleria elegans* and *Justicia mendoncae* Benoist, while *Acanthus seretii* De Wild, *Lepidagathis peniculfera*, *Phaulopsis ciliata* (Willd.) Hepper and *P. savannicola* Mantktelow characterise the Guineo-Congolian/Sudanian regional transition zone.

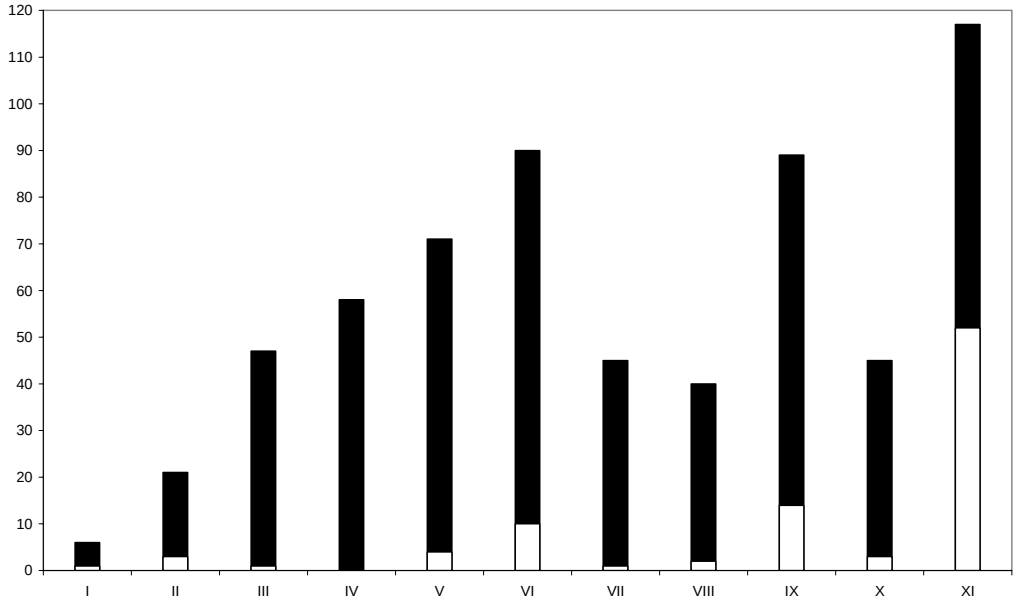


Figure 4.6: Presence of Acanthaceae species in the phytogeographic entities of Robyns (1948). Y-axis indicates the number of species. The white proportion of each bar indicates the number of Acanthaceae species characteristic for the phytogeographic entity considered. (I=IB + IC).

Of the sectors defined by Ndjele (1988), the most characterised by the presence of Acanthaceae species are the Bemba sector and the Central Forest sector, as well as the Mountain sector (Figure 4.8). The Mayumbe Forest sector, the Lower Guineo/Zambezian transition sector, the Southern Sudanian sector and the Southern Atlantic sector of the Guinean coast are characterized by one single species, respectively *Whitfieldia liebrechtsiana* De Wild. & T.Dur, *Ruellia togoensis*, *Lepidagathis peniculfera*, and *Barleria elegans*. The Congolo-Sudanian transition sector and the Lualaba sector are not characterised by a species of the Acanthaceae family not occurring in another phytogeographic entity.

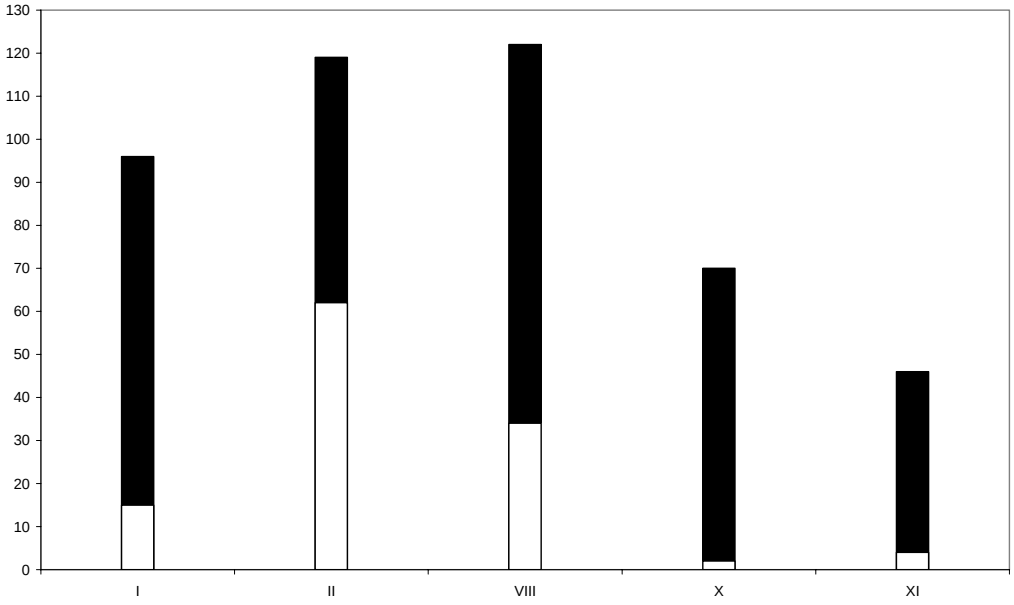


Figure 4.7: Presence of Acanthaceae species in the phytogeographic entities of White (1979, 1983). Y-axis indicates the number of species. The white proportion of each bar indicates the number of Acanthaceae species characteristic for the phytogeographic entity considered. (I=IB + IC).

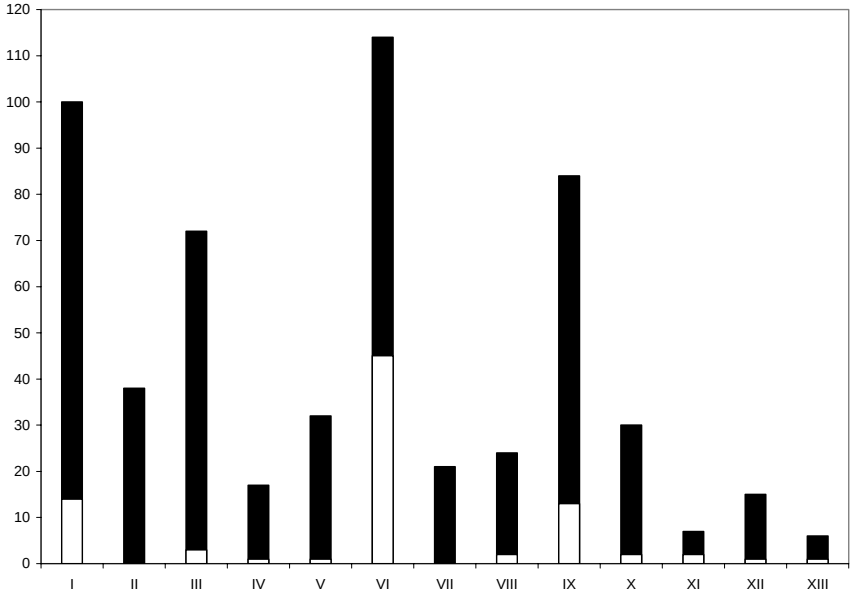


Figure 4.8: Presence of Acanthaceae species in the phytogeographic entities of Ndjele (1988). Y-axis indicates the number of species. The white proportion of each bar indicates the number of Acanthaceae species characteristic for the phytogeographic entity considered. (I=IB + IC).

4.6 Discussion

Confrontation of the spatial pattern of the Acanthaceae species with the phytogeographic theories of Robyns (1948), White (1979, 1983) and Ndjele (1988) shows that the Zambezian regional centre of endemism, the Guineo-Congolian regional centre of endemism, and the Afromontane archipelago-like regional centre of endemism contain the highest number of herbarium samples. The flora of these zones is well-known (Hepper, 1979) since they contain the main cities, research institutes, and universities, and since certain parts are characterized by a temperate climate. It should be emphasized that, outside these well-sampled zones, a large part of central Africa is still unexplored. This observation has been confirmed for continental tropical Africa as a whole (Lebrun, 1973; Hepper, 1978; Kalanda, 1982; Lebrun & Stork, 1991; Lisowski, 1991). For some species however, a distribution throughout the study zone is observed. Their ecological spectrum can consequently be considered as large. Other species are rather bound to particular geographic (ecological) regions, due to their smaller ecological spectrum. When a species is found in more than one single phytogeographic entity, it is considered a transition species. It should be noted that the regions of presence of particular species have been reduced considerably due to climatic changes when species were not able to respond properly to these dynamics (Schnell, 1971).

Species restricted to a small geographic region are considered prone to extinction. This is a key issue in conservation biology, where the vulnerability concept can be a more profound interpretation of phytogeographic observations. A wild (*sensu* not cultivated) plant species is considered vulnerable when it shows an increased extinction risk. The main criteria to evaluate this status are the population size and its phytogeography. According to the UICN (2001), a plant species shows an enhanced extinction risk when the population size is reduced by more than 50% during the last 10 years by reversible causes and by more than 30% by irreversible causes. To study vulnerability on a species base, a method is proposed using six parameters: zonation or altitude range, biotope, morphology, geography, diaspore type, and use by man (Betti, 2001). For each parameter, a score is assigned which increases with the risk of extinction. Finally, the average score is calculated which reflects the overall extinction risk or vulnerability of the species. A species is considered very vulnerable when it is bound to particular altitudinal limits, when it is associated with undisturbed of 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.

The Zambezian region, denoted as the Upper Katanga district by Robyns (1948) and the Bemba sector by Ndjele (1988) represent the highest diversity of Acanthaceae, which confirms the existence of a centre of speciation of the African flora, more specifically in the Bangweolo-Katanga region (Lebrun, 1960b, 1976; Ozenda, 1982), a region with a mineralised soil (deposition of copper) and characterized by climate types Aw and Cw of the Köppen classification (Bultot, 1950). Moreover, plateaus (1500-1700 m), open forests with *Brachystegia* and *Pseudoberlinia,* and typical herbal steppes are observed (Duvigneaud 1958), next to dry dense forests (*Muhulu*), forest galleries, *Dembos* vegetations and typical plant communities associated with ore-containing sites. At the genus level, the Zambezian region is also the speciation centre of the *Thunbergia* Retz. and *Justicia* L. genus, the former being a principal genus of that region as observed by Ndjele (1988).

In the framework of conservation, it should be noted that the indicator value of the Acanthaceae is not constant throughout the study area considered. Certain phytogeographic

entities are characterized by many species, while the presence or absence of one single species is characteristic to other zones. The use of a restricted number of species to substitute the more complex phytogeographic theories should therefore be executed with caution; nevertheless *Barleria elegans*, *Ruellia togoensis* and *Lepidagathis peniculifera* seem to be species with discriminatory properties that can be used in a first approach to characterize regional gradients of plant diversity. For particular phytogeographic entities, no characteristic species have been found, which can indicate that the current approach has to be refined. Comparison with other families and confrontation with other phytogeographic theories and concepts should be effectuated before more profound conclusions can be drawn.

4.7 Characterising unique vegetation patterns: analysis of tiger bush orientation using fourier space angular distribution and remote sensing imagery

4.7.1 Periodic vegetation patterns

In water limited ecosystems, covering about one third of the Earth's surface (White, 1971; Schlesinger *et al*., 1990), the vegetation appears discontinuous and usually covers less than 60% of the landscape (Aguiar & Sala, 1999). In those regions between tropical savannah and desert, one can often observe particular vegetation mosaics in which the vegetation cover is not homogeneously or randomly distributed but is contracted into a "periodic" pattern. In the most famous case, the landscape is covered by bands of dense vegetation alternating with bands of bare soil or by strips covered by grass. This type of pattern is known as "tiger bush", by analogy to the tiger fur pattern. Another common vegetation mosaic consists of bare gaps regularly distributed within a dense matrix of vegetation. This kind of pattern, generally referred to as "spotted bush", is far less impressive on aerial photographs (Figure 4.9) and therefore attracted hardly attention of scientists. However, like tiger bush, spotted bush is spatially periodic (Couteron & Lejeune, 2001), i.e. the distance between two successive vegetated bands or gaps is relatively constant throughout the landscape. This distance is referred to as the "wavelength" of the pattern.

These periodic vegetation patterns are often not related to pre-existing substratum variability, though environmental factors can potentially distort the symmetry of the pattern. Although wind has often been considered (Ives, 1946; Aguiar & Sala, 1999; Leprun, 1999), a slope gradient is generally assumed to be the leading source of anisotropy in periodic vegetations. It has been observed that, when the slope gradient does not exceed a defined threshold (Valentin *et al*., 1999), isotropic spotted bush occur. On the other hand, a weak slope has been observed to generate a pattern with bands elongating orthogonally to the gradient (Greenwood, 1957; Boaler & Hodge, 1964; Mabbutt & Fanning, 1987; Montana *et al*., 1990). This characteristic lead MacFadyen (1950), when he first described such patterns in Somaliland Republic, to propose their use as a slope aspect indicator on aerial photographs. This banded pattern, similar to contour lines on a map, lead to interpret the tiger bush pattern as a water harvesting strategy of vegetation. It was postulated that a weak slope gradient, permitting water sheet flow without channel drainage formation, allows dense vegetation below the bare area to thrive.

Mathematical implementations of vegetation pattern dynamics (Lefever & Lejeune, 1997; von Hardenberg *et al*., 2001; van de Koppel & Rietkerk, 2004) have lead to a complete review of our understanding of this phenomenon. By considering the phytomass growth at any point in space as a function of aridity and of plant-plant or plant-resource interactions, models were able to reproduce the complete range of patterns encountered in the field and agreed on the

prediction of a distinct succession of patterns along aridity gradients. Starting from wetter areas, one should invariably encounter continuous cover, spotted bush, bands with no preferred direction (sometimes called "labyrinthine" pattern), gaps consisting of bare soil periodically scattered with dense thickets, and finally desert without any vegetation. Inclusion of an external source of anisotropy in these models can lead to the formation of bands perpendicular to the gradient (Lefever & Lejeune, 1997), i.e. to tiger bush. Slope, and therefore sheet flow, can therefore be considered as a secondary driver in the pattern dynamics.

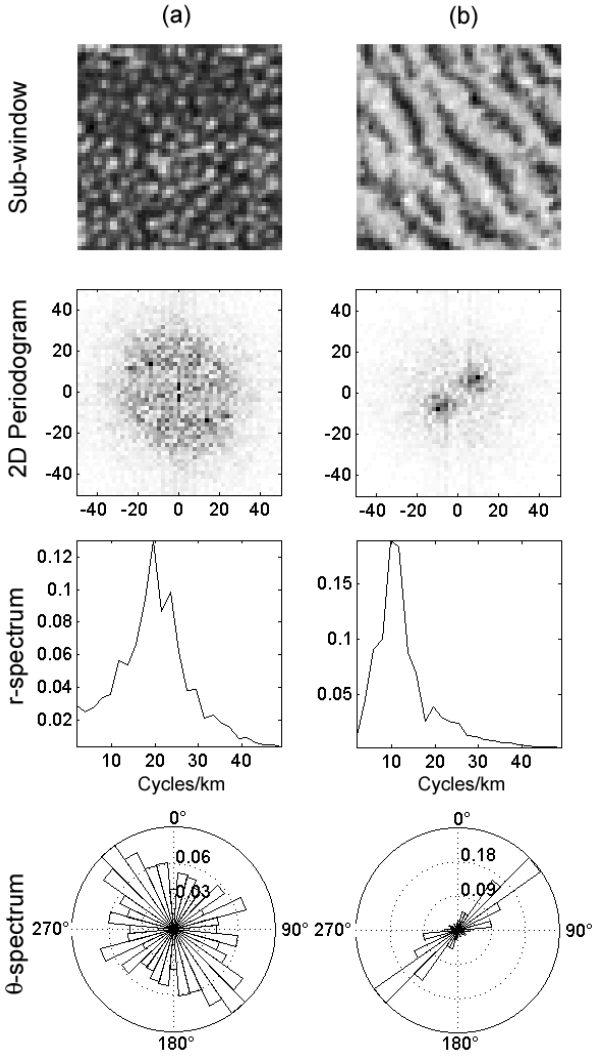


Figure 4.9: Spectral features computed from two typical 51 by 51 pixels sub-windows of (**a**) spotted and (**b**) banded vegetation. For visual purposes, both symmetric θ-spectrum values are represented in order to cover all azimuth directions.

In this contribution, we used high resolution remote sensing data combined with digital elevation models to explore the relation between pattern symmetry and slope gradient in the Kordofan province of the Sudan. In particular, we tried to evidence critical slope gradients that would condition the transition between spotted and tiger bush pattern types. Additionally, we analysed departure from the expected effect of slope anisotropy on the band orientation, in order to evidence the influence of other sources of anisotropy.

4.7.2 Quantitative pattern analysis of a contracted vegetation in the Sudan using remotely sensed data

An area with periodic vegetation patterns was selected in the Western Kordofan state, ~700 km south-west of Khartoum (Sudan). This site was characterised by a sufficiently large wavelength to be detectable on satellite imagery of high resolution and covered a continuous area sufficiently wide to facilitate data handling. Our study area was located ~180 km south-east of the *Terminalia brownii* Fresen. arcs and *Acacia mellifera* Benth. whorls described by Wickens & Collier (1971), which are currently strongly damaged (probably due to the high population density). In our site, the vegetation was intact and contracted either in bands – sometimes elongating over several kilometers – or in spotted patterns. The mean annual rainfall ranges from 510 to 590 mm and vegetation belongs to the Sudanian type (White, 1983).

Two panchromatic SPOT scenes covering the entire study area with a spatial resolution of 10 m were used. The scenes where taken in the middle of the dry season (December 22, 2001 and January 17, 2002). On panchromatic digital images, brightest pixels usually correspond to bare soil, intermediate gray-scale levels to continuous grass cover sites and darker pixels to woody vegetation. At first approximation, grey-scale levels can be considered a monotonically decreasing function of biomass. We used a SRTM digital elevation model with three arcs second spatial resolution (~90 m) to compute the topography features. Superposition of the digital elevation model with both SPOT scenes was achieved with an average error of less than 30 m in the field.

Slope can be considered theoretically as a vector; as such it is determined by an intensity (gradient) and by a direction (aspect). By convention, we defined the slope aspect as the direction of the steepest decrease of the altitude within the area considered. It ranges from 0° to 360° (0° being the north direction and values increasing clockwise).

Preliminary investigation of the images revealed vegetation bands lying on slope gradients of 0.2-1.5% and elongated perpendicularly to the slope (Figure 4.10). This typical tiger bush formation was characterised by a wavelength of 70-120 m. Another pattern was observed in his vicinity: wide areas of evenly spaced gaps in a continuous vegetation matrix. This spotted bush pattern showed a systematically smaller wavelength (40-60 m). A rectangular area of 2475 km² (10°57'-11°34'N; 28°11'-28°30'E) including the entire tiger bush area together with several wide areas of spotted bush were selected for further analysis. This study site was divided into non-overlapping square-shaped sub-windows of 510×510 m². Zones covered by clouds as well as the border zone between both SPOT scenes were excluded for analysis so that a total of 8029 sub-windows were retained for pattern analysis.

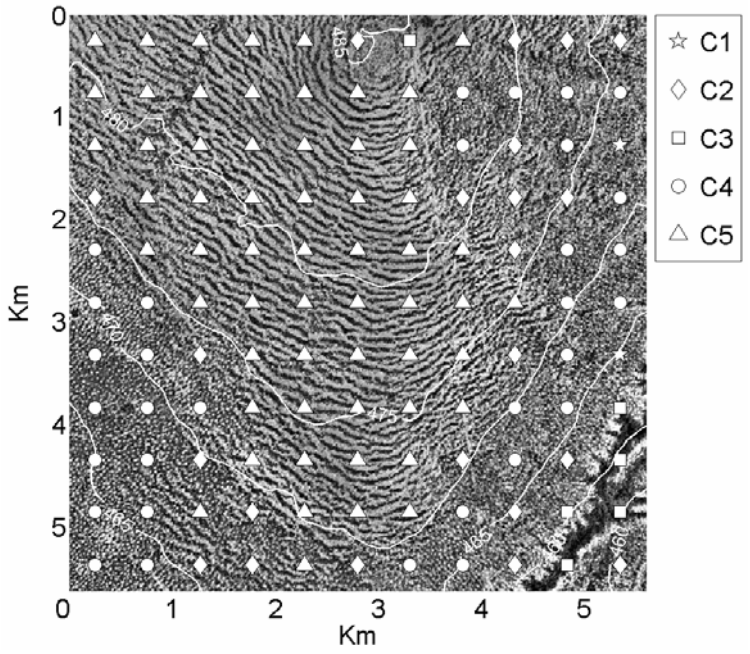


Figure 4.10: Subset of the land cover map computed from K-means clustering. Contour lines were computed from the 3 arc second SRTM digital elevation model. Equidistance is 5 m. See text for the meaning of each class.

A two-dimensional Fourier transform and the associated computation of the two-dimensional periodogram were applied. The use of the periodogram is recommended in the case of patterns showing spatial periodicity, since the amplitude values directly express the proportion of the image variance accounted for by periodic functions of explicit spatial frequencies and orientations. Pixel emissivity corrections are not needed since this proportion is invariant to linear grey scale level rescaling. This method has been successfully applied on digitalized aerial views of periodic (Couteron & Lejeune, 2001; Couteron, 2002) as well as non periodic (Couteron *et al*., 2005; Couteron *et al*. in press) vegetations. Two selected sub-windows and their respective analysis are shown in Figure 4.9 to exemplify the method. Left-side and right-side graphs express the partitioning of image variance in typical banded and spotted vegetations respectively. A two-dimensional periodogram is a set of values, in Cartesian co-ordinates, each representing the portion of image variance σ^2 in their particular direction and frequency. Pattern information relative to spatial frequency and to spatial orientation was separately captured by summing the periodogram values on either ring-shaped or wedge-shaped concentric frequency regions, in order to compute the r- and θ-spectra respectively (Renshaw & Ford, 1984; Figure 4.9). These two spectra thus quantify the contributions of successive spatial frequencies (r-spectrum) and spatial orientation (θ-spectrum) to the image variance. Due to sub-window size, the analysis was limited to the first 25 wave numbers in order to avoid aliasing effects. Non-hierarchical, unsupervised clustering using the *K*-means algorithm and the Euclidean distance (Legendre & Legendre, 1998) was performed on the r-spectra table after standardization to objectively classify the sub-windows into five coarseness-fineness classes.

The θ-spectrum consisted of 36 orientations since we partitioned the 0°-180° range of the periodogram into classes of 5°. Due to their intrinsic nature we analyzed those angular data using circular statistics. The basic assumption of circular statistics is that a shift of 360° in

data is meaningless. For example the mean direction between 5° and 355° should be 0° and not 180°. It should be emphasized that even when vegetation strips showed a certain orientation, a direction could not be assigned due to the absence of floristic field data indicating plant age or band dynamics. Therefore a shift of 180° in the band orientation was also meaningless. In this case the term "axial data" is used, as opposed to "vectorial data" such as slope orientation. Because each value of a θ-spectrum could be considered as a vector with its direction and intensity, we characterised the pattern orientation as the weighted circular mean of the orientations of each sub-window. This mean orientation was computed as the vectorial sum of the θ-spectra entries. Because these entries have a higher intensity when they express an orientation encompassing a high proportion of the image variance, this sum refers to the axis orthogonal to the maximal elongation of the pattern (i.e. the travelling wave direction).

4.7.3 Classification of land cover spatial pattern

The 8029 standardized *r*-spectra were submitted *K*-means clustering following Barbier *et al*. (in press). Five classes were considered appropriate to obtain a satisfactory separation between the observed landscape structures. The first three classes (C1 to C3) reflected a textural gradient associated with the relative importance of small versus large spatial frequencies in the spectrum (Figure 4.11). The first class (C1) gathered spectra dominated by very high spatial frequencies (>40 cycles/km) and was dominated by homogeneous savannas. Class C2 grouped sub-windows with spatial frequencies of similar importance all along the spectrum, although a small spike protruding at 17 cycles/km suggested that it contained mixed textures characteristic of classes C4 and C5. The third class (C3) was dominated by small spatial frequencies (<3 cycles/km) thereby corresponding to sub-windows marked by large landscape features, i.e. macro-heterogeneity at sub-window scale, such as roads, croplands, hamlets, gallery forests or rocky escarpments. The two remaining classes (C4 and C5) were characterised by a strong pike associated with intermediate frequencies, corresponding to the spatial scales of the spotted and tiger bush respectively, as preliminarily identified.

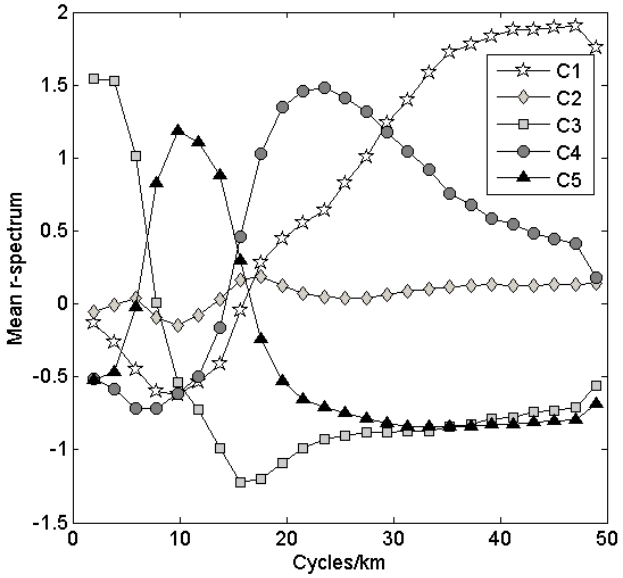


Figure 4.11: Mean standardized r-spectrum of each class of land cover pattern (K-means clustering). See text for the meaning of each class.

4.7.4 Slope direction domain of periodic vegetation and dependency between slope and vegetation pattern orientations

The probability to find spotted bush (C4) was the highest on slope directions around 270°. Tiger bush (C5) exhibited a preferential direction between 190° and 230° (Figure 4.12). Slopes oriented between 30° and 50° seemed to be rarely covered by spatially periodic vegetation.

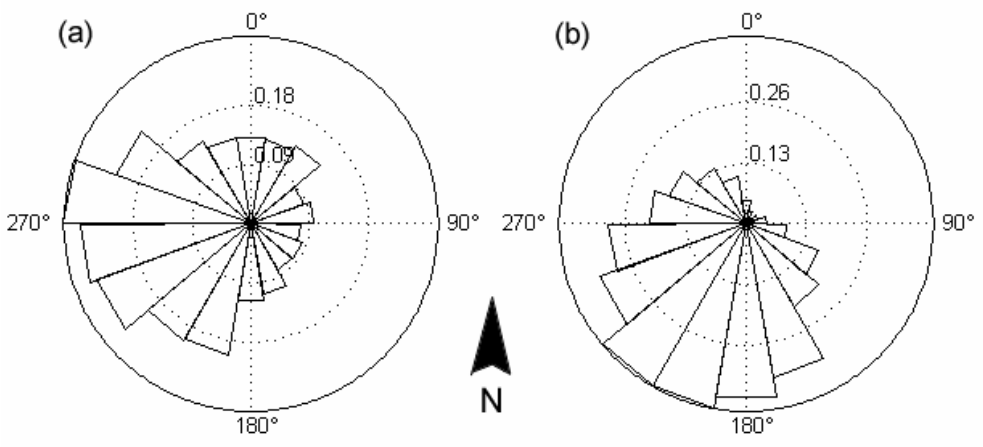


Figure 4.12: Rose diagram of slope direction. The number of sub-window classified as C4 (**a**) or C5 (**b**) in each angular bin were divided by the total number of sub-window in that particular direction. Length of pie chart accounts for proportion.

In order to quantify the dependency between each vegetation pattern orientation and the terrain slope direction on which they occur, a circular correlation test was performed. As expected, only the sub-windows classified as C5 (tiger bush) showed a clear correlation (Table 4.1) and the bands were on average elongated orthogonally to the slope (i.e. their travel direction was parallel to the slope). The *V*-Test (Fisher, 1993) showed that the shift between slope and pattern mean direction diverged consistently from a uniform distribution towards a distribution centred on zero degrees in the classes C2 and C5. It should be reminded that class C2 contained sub-windows composed of a mixture of C4 and C5 classes. The strong dependency between vegetation and slope directions in class C5 was explored in detail. When the shift between the slope direction and C5 bands orientation was investigated, it was observed that its distribution was not uniform around the slope azimuthal circle (Figure 4.13). The bands were oriented orthogonally to the slope when oriented at 220° (e.g. south-west). From 220° to 340°, the shift increased progressively to reach a maximum at ~300°. In this part of the azimuthal circle, the shift was negative, indicating that bands tended to rotate slightly counter clockwise with respect to the slope direction. Approaching 350°, the shift decreased and between 350° and 70°, the number of sub-windows classified as C5 was too low (<10) and their distribution insufficiently concentrated to compute the circular mean and its confidence interval. Near 100°, the shift reached a new maximum, on the positive direction this time, which suggested that bands tended to rotate slightly clockwise away from the slope direction. Afterwards, it diminished towards 220°.

Table 4.1. Dependency between slope and vegetation pattern orientation. Π_n : Circular rank correlation coefficient between the mean orientation of vegetation pattern and the direction of slope gradient; N: number of samples. Circular statistics were computed following Fisher (1993).

Class	Circular rank correlation			*V*-Test (expected mean: 0°)	
	N	Π_n	*P*	*V*	*p*
C1	899	0.011	<0.005	-0.017	0.77
C2	2377	0.149	<0.005	0.364	<0.005
C3	1316	0.021	<0.005	0.007	0.361
C4	1359	0.019	<0.005	-0.018	0.829
C5	2078	0.535	<0.005	0.803	<0.005

4.8 Discussion

Using the Fourier space signature, we precisely mapped the different kinds of vegetation patterns observable on very high resolution remotely sensed data for a study site in the Sudan. Each pattern class was characterised by a dominant peak in its frequency domain as characterised by the *r*-spectra. Therefore, due to their specific wavelengths, both periodic vegetations patterns, known as tiger bush and spotted bush, were clearly separated from other landscape structures. Furthermore, the use of the θ-spectrum allowed us to precisely determine band orientations of all sub-windows classified as tiger bush pattern.

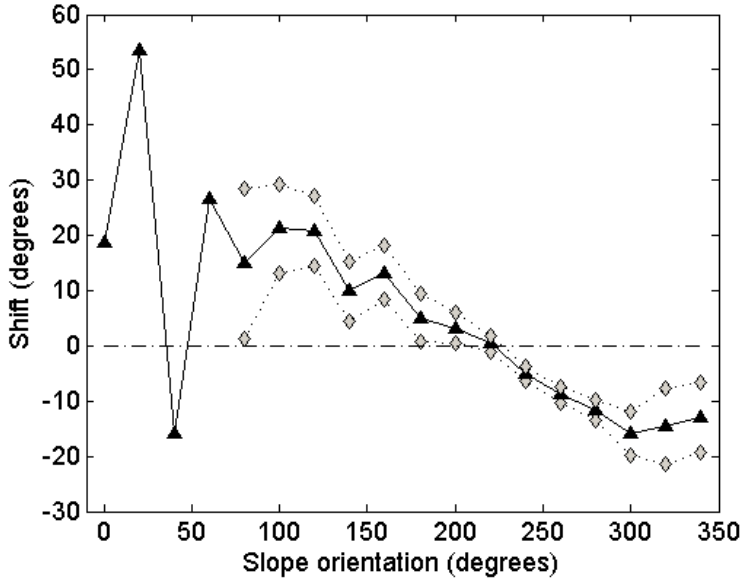


Figure 4.13: Mean angular discrepancy between slope direction and C5 vegetation pattern orientation. Zero discrepancy indicates that bands of vegetation are orthogonal to the direction of slope. Positive and negative ones indicate a clock and counter-clock shift respectively of the vegetated bands. The mean shift (triangle) of every 20° bin is plotted between his 95% confidences bounds (diamonds).

It is commonly accepted that the tiger bush bands elongate orthogonally to the slope gradient so as to act as a rain gauge system (Valentin *et al*., 1999). Our results proved that such an assumption is exact, but only as a first approximation. Indeed, the band orientations were well correlated to the slope gradient and their discrepancy rarely exceeded 10° in magnitude. Nevertheless, departure from orthogonality showed a systematic and significant structure as the band orientation turned slightly clockwise and counter clockwise on the slopes oriented south-east and north-west respectively. In between, when the slope orientation was south-west, the band travelling waves were orientated exactly in the same direction as the slope. On slopes oriented north-east, too few tiger bush are observed to precisely determine if there was a discrepancy. In some sense, the vegetated bands tended to rotate a little in order to face their upslope front with the north-east direction. Thereby they acted like if a weak anisotropy factor oriented north-east to south-west added his effect to the slope effect itself. At our knowledge, only wind could have been responsible for this phenomenon. As observed for dune orientation in central Sudan as well as in the entire Sahelian band, two dominant winds are alternatively blowing in this orientation but in opposite direction: the Harmattan winds and the African monsoon winds.

Abiotic processes driven by wind and water include seed dispersion, and redistribution of fine soil particles, associated mineral nutrients and litter that is consequently concentrated underneath vegetated patches. Whether seeds or soil particle movements were involved in this case needs further field investigation. In this regard, the relative decrease of tiger bush presence observed on slopes oriented north-east could be interpreted in several ways. The opposition of slope and wind in the case of a weak slope gradient could lead to an isotropic environment. Therefore, bearing in mind that spotted bush (spots of bare soils periodically distributed in a vegetation matrix) are known to occur when the slope gradient does not exceed a certain threshold, we could expect to find an increasing proportion of this type of pattern when the slopes are oriented north-east. However, this was not the case, since the relative occurrence of spotted bush was the highest on westerly oriented slopes. Probably, another factor, i.e. the slope gradient, influenced pattern formation. In our study area, the mean slope was steeper when its direction was north-east to east (data not shown) reaching 0.65% versus 0.45% elsewhere. This could explain why there was so few spotted bush on this slope direction. However, the reason why tiger bush did not appear remains unclear because it occurs on slope gradients as much as 1.5% on any direction.

In the light of our results, previous work mentioning periodic vegetation bands that are not aligned along the contour (Dunkerley & Brown, 2002) should be reinvestigated for wind and slope interaction. Consequently, the dichotomous distinction between bands and wind induced anisotropy (d'Herbès *et al*., 2001) is likely to be tempered in favour of a continuum.
Analysis of remotely sensed data using the Fourier power spectrum enabled us to identify the periodic vegetation patterns and, for one of them called “tiger bush”, to quantitatively test the dependence between the vegetation orientation and the anisotropic factors likely controlling them. It can be concluded that vegetation pattern orientation was mainly driven by slope and, to a lesser extent, by another factor that was assumed to be wind.

4.9 A typology for spatial landscape transformation processes

4.9.1 Spatial processes of land transformation

The conversion of native landscapes for human activities results in widespread changes in landscape spatial structure (Collinge, 1998). There appears to be a limited number of common spatial configurations that can result from land transformation processes (Franklin & Forman, 1987; Collinge & Forman, 1998). Based upon pattern geometry, eight processes have been described for landscapes composed of two classes, one representing the class of interest and the other one representing the underlying matrix: attrition, bisection, dissection, dissipation, fragmentation, incision, perforation, and shrinkage (Forman, 1995; Collinge, 1998; Collinge & Forman, 1998; Jaeger, 2000). These transformation processes described only land cover loss and were initially developed to assess the impact of pattern change on species diversity. A kind of hierarchical relationship between the processes was considered in Forman (1995) and Jaeger (2000). In Collinge (1998) and Forman & Collinge (1998), all processes were considered equivalent.

4.9.2 Identification of the spatial process involved in landscape pattern dynamics

A decision tree model (Figure 4.14) was presented to enable determination of the dominant land transformation process using area, boundary length and patch number statistics (Bogaert *et al*., 2004) of the class of interest. These characteristics were recognized as key elements for pattern description that would encompass most of the phenomena of observed patterns in a landscape (Giles & Trani, 1999). The aim was to provide environmental scientists with a quick protocol to determine the transformation process(es) present in the study area of interest (Bogaert *et al*., 2004).

The model includes processes associated with land cover increase, or with no change of the land cover extent, an evident novelty relative to Forman (1995), Collinge (1998), Collinge & Forman (1998), and Jaeger (2000). Some of the aforementioned processes were not retained because of their overlap with other ones, and every process was given an unequivocal definition. The following ten processes of landscape transformation were considered (Bogaert *et al*., 2004): aggregation (patch mergence), attrition (reduction of the number of patches), creation (formation of new patches), deformation (change of patch shape), dissection (subdivision of patches using equal-width lines), enlargement (patch size expansion), fragmentation (breaking up of patches into smaller parcels), perforation (gap formation), shift (patch repositioning), and shrinkage (reduction of patch size). For a geometrical illustration of the processes, the reader is referred to the seminal paper.

Input data for the decision tree consists of the total class area (a), the total class perimeter or boundary length (p), and the number of patches (n) observed for the land cover class of interest before (a_0, p_0, n_0) and after (a_1, p_1, n_1) transformation. Since a binary landscape model was assumed, which was considered suitable for most applications, other key parameters mentioned by Giles & Trani (1999), such as the proportion of the dominant class or the number of classes, were not considered. The decision tree algorithm leads to the identification of one single spatial process by comparing the values of a_0, p_0, n_0 with a_1, p_1, n_1 and is consequently based on equality, increase, or decrease of total land cover area, total perimeter length, and of the number of patches.

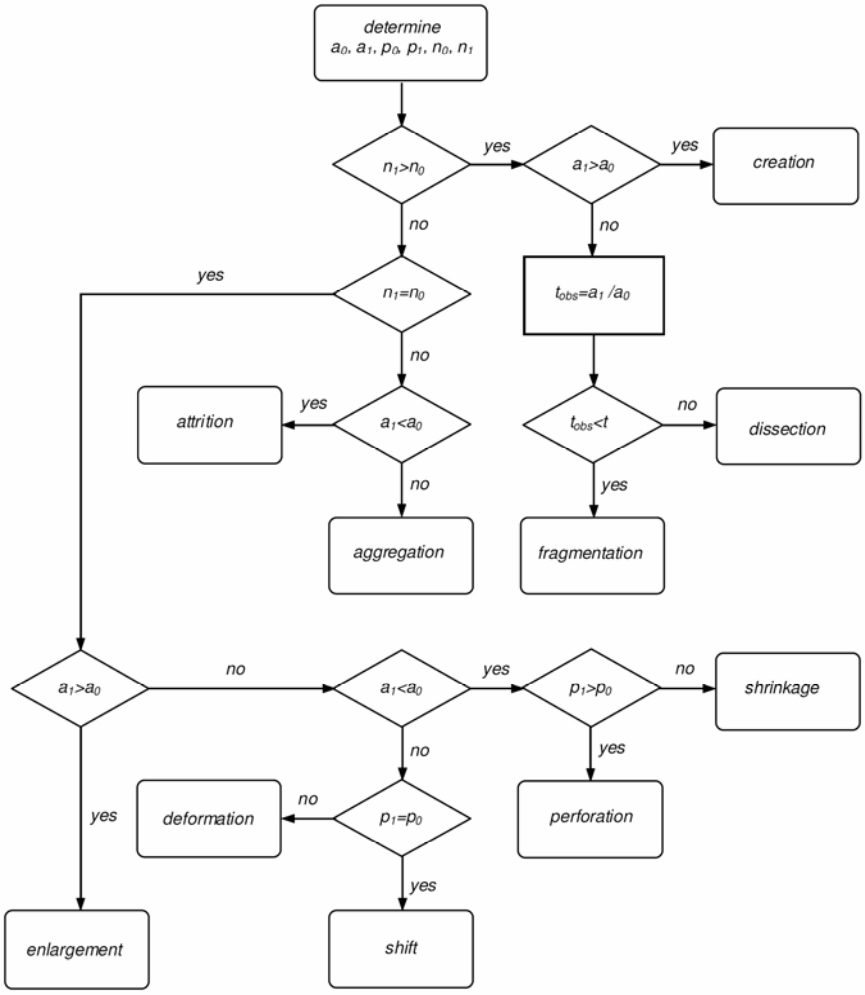


Figure 4.14: Flow chart based on the decision tree model (Bogaert *et al.*, 2004) to identify spatial processes causing landscape pattern transformation. All decisions (diamond-shaped components) are based on either the area (a), the perimeter (p) or the number of patches (n) before (a_0, p_0, n_0) and after (a_1, p_1, n_1) the transformation of the landscape. Comparison of $t_{obs}=a_1/a_0$ with a – by the user – predefined area loss ratio (t) enables distinction between fragmentation and dissection, which generate similar patterns.

It should be noted that some processes in the decision tree algorithm are defined by less parameters than others. Aggregation, attrition, creation, dissection, enlargement and fragmentation are defined by two parameters only; while for deformation, perforation, shift and shrinkage three parameters are required. Use of all parameters for all processes could have refined the process identification, but would also have generated a more complex model, which could have countered the initial objective, i.e. designing a practical tool. An example for this case is the process of enlargement. It can be expected that perimeter increase coincides with enlargement. The absence of a parameter can also indicate redundancy of the parameter; this was the case for those transformation processes with $n_1>n_0$; the considered processes were all associated with perimeter increase, so that incorporation of this parameter would not have provided complementary information.

One weakness was nevertheless observed, which requires some flexibility by the user: patch attrition can dominate the analysis as a consequence of the design itself of the decision tree algorithm. The attrition or creation of one single patch can lead to completely different

conclusions. In the case of the attrition of a single or a few patches (and assuming this being a marginal phenomenon in the landscape conversion considered), a methodological fix was suggested, i.e. to redo the analysis with omission of the decrease in number of patches (the user should consider $n_1=n_0$ instead of $n_1<n_0$).

Another particularity in the model is the difference between fragmentation and dissection, two processes which represent similar dynamics. In this case, a supplementary calculation was suggested, involving a comparison of the observed area loss ratio (defined as $t_{obs}=a_1/a_0$) with a by the user predefined value (t). In this way, the user can make a distinction between landscape dissection (little area loss) and landscape fragmentation (considerable area conversion).

Next to the identification of the conversion process, which provides pattern information complementary to the detailed description of patterns using spatial statistics or metrics, two supplementary advantages of the decision tree model can be identified. Firstly, determination of the transformation process provides information on the causes or drivers of landscape transformation, since particular landscape conversions can be linked to particular initiators. Dissection is an evident example of this link, since it is associated with the construction of (rail) roads or similar linear structures (Forman, 1995), usually anthropogenic. Secondly, since the transformation process is determined for a well-defined time interval, sufficient temporal resolution of the data can reduce complex transformation scenarios to a sequence of individual processes. In this way, the well-known landscape dynamics in Cadiz Township (Wisconsin, USA, 1831-1950), which are generally simply denoted as fragmentation (Curtis, 1956), can be refined to fragmentation (1831-1882), and followed by attrition (1882-1935) and shrinkage (1935-1950) (Bogaert *et al*., 2004).

4.10 Concluding remarks

Since the end of the 1930s, when the term "landscape ecology" was launched (Troll, 1939), many gigantic strides in theory, methodology, and applications have been made in this branch of science (Wu & Hobbs, 2002). The initial developments of landscape ecology took place mainly in Central and Eastern Europe, focusing on issues directly related to planning, management, conservation, and restoration of landscapes. This research emphasis on the interactions between human activities on one hand and resources (i.e., the landscape) on the other hand, initiated the development of holistic, interdisciplinary, and somewhat pragmatic views and approaches (Naveh, 2000; Wu & Hobbs, 2002). In contrast, landscape ecology began to develop in North America in the 1980s with an apparent emphasis on spatial heterogeneity and the concomitant effects on ecological processes where quantitative methods, such as spatial pattern analysis and modelling, prevailed (Wu & Hobbs, 2002). The development of landscape metrics and the ongoing polemic on their use (Bogaert *et al*., 2002) since the publication of the seminal paper of O'Neill *et al*. (1988) exemplify this development. The importance of the spatial character of problems and research is widely accepted (Bastian, 2001), but agreement likewise exists that spatial relations remain only one of the relevant foci of landscape ecology. Bridging this gap between landscape ecologists was considered an urgent need both for theoretical and practical reasons, this to enable the discipline to be really effective in terms of addressing world environmental and ecological problems (Farina, 1993).

Three types of spatial pattern analysis to assess anthropogenic impacts on landscape ecosystems and biodiversity are presented in this chapter. Firstly, the results of an analysis of

the spatial distribution of Acanthaceae data in central Africa are presented. Their spatial pattern is confronted with phytogeographic theories to test if it was possible to proxy the current phytogeographic classifications by the distribution of Acanthaceae only. Secondly, an analysis of periodic vegetations in the Sudan is presented. Using high resolution remote sensing imagery and digital elevation models, the relation between pattern symmetry and slope gradient was explored. Finally, a complementary approach to the calculation of spatial metrics to analyse landscape pattern is described, using the spatial processes themselves causing landscape transformation. A decision tree is presented that enables definition of the transformation process involved using patch-based data.

4.11 Acknowledgements

The authors acknowledge the Government of Ivory Coast for the doctoral fellowship of K.J. Koffi. V. Deblauwe is indebted to the FRIA for his doctoral fellowship. The research of S. Sibomana is supported by a CTB fellowship. We are grateful to the European OASIS project for providing us the remotely sensed data SPOT. Copyright – © CNES (2001, 2002), distribution Spot Image S.A. The authors acknowledge the Fonds voor Wetenschappelijk Onderzoek – Vlaanderen (G.0019.04), the Fonds National de la Recherche Scientifique (1.5.028.05), the Université libre de Bruxelles (Crédit extraordinaire de recherche), and the Politique Scientifique Fédérale (SR/00/045) for financial support.

4.12 Addendum

Tableau 4.2: Définition des classes de la Figure 4.10

Classes	Fréquences
C1	Fréquence de la végétation
C2	Fréquence homogène
C3	Fréquence des champs, des rivières et des montagnes
C4	Fréquence des brousses tachetées
C5	Fréquence des brousses tigrées

CHAPITRE 5

ACANTHACEAE SPECIES AS POTENTIAL INDICATORS OF PHYTOGEOGRAPHIC TERRITORIES IN CENTRAL AFRICA

5.0 Préambule

L'identification des espèces uniques à travers les entités phytogéographiques de White (1979, 1986) et l'évaluation de l'influence de l'hétérogénéité spatiale de l'exploration de la zone d'étude et de la variabilité du nombre d'échantillons par espèce ont fait l'objet de ce chapitre. Pour ce faire, deux indices ont été utilisés. L'indice d'équitabilité a été calculé pour voir l'influence du nombre d'échantillon dans l'identification des espèces uniques. L'indice de Sørensen a été calculé pour voir la similarité entre les entités phytogéographiques. La richesse spécifique a été estimée avec la formule de Preston. Les mailles les plus diversifiées ont été mise en évidence. La distance entre les grandes villes et les mailles les plus échantillonnées a été estimée pour voir l'influence de la proximité des grandes villes sur le degré d'échantillonnage. Ces analyses ont été faites pour tester les hypothèses 1, 3 et 4.

5.1 Reference

K.J. Koffi, D. Champluvier, E. Robbrecht, M. El Bana, R. Rousseau & J. Bogaert (2008) Acanthaceae species as potential indicators of phytogeographic territories in central Africa. In: A. Dupont & H. Jacobs (eds.) *Landscape Ecology Research Trends*. Nova Science Publishers, ISBN 978-1-60456-672-7. (Modifié)

5.2 Abstract

Phytogeographic theories complement classic biodiversity data with spatial information and constitute a potential tool for conservation biology. Based on a data set of 9181 herbarium samples (310 species, 417 collectors, sampling period 1888-2001), we investigated if it was possible to proxy the phytogeographic classification of central Africa defined by White (1979, 1986) by means of Acanthaceae species. "Unique species" were found, associated with only one phytogeographic zone, which could serve as potential indicator species. This affiliation of a species to one single phytogeographic zone was not the consequence of a small number of samples. The Zambezian regional centre of endemism contained the largest proportion of unique species. To analyze the spatial distribution of Acanthaceae species at a finer scale, the study area was subdivided into 118 equally-sized square grid cells. A higher diversity was found in the border region of the Democratic Republic of the Congo with Rwanda and Burundi, as well as in the Katanga region, which confirms the likely existence of a centre of speciation of the African flora (Bangweolo-Katanga region). The study area has not been explored uniformly; the presence of cities and research centers had a positive effect on the number of samples available. Nevertheless, data did not suffer from an underestimation of Acanthaceae richness as shown by rarefaction analysis and by application of the Preston model. Cluster analysis demonstrated that the presence of the Acanthaceae family followed the classification of White (1979, 1986) except for the Guineo-Congolian/Zambezian regional transition zone. Our data suggest that it may be possible to use a restricted number of species to predict species richness for more than one taxonomic group which could be useful to evaluate existing habitats or to prioritize between them in a larger context of conservation.

Key Words: central Africa, Conservation biology, Landscape ecology, Spatial distribution.

5.3 Résumé

Les théories phytogéographiques complémentent les données classiques de biodiversité avec de l'information spatiale et constituent un outil potentiel pour la biologie de la conservation. Basé sur un ensemble de données de 9181 échantillons d'herbier (310 espèces, de 417 collecteurs, sur une période de prélèvement de 1888-2001), Nous avons cherché à savoir s'il était possible de retrouver les entités phytogéographiques définie par White (1979, 1986) en Afrique centrale, au moyen des espèces d'Acanthaceae. « Des espèces uniques » inféodées à une seule zone phytogéographique, pourraient potentiellement servir d'espèces indicatrices. Cette affiliation d'espèces à une seule zone phytogéographique n'est pas la conséquence d'un nombre restreint d'échantillons. Le centre régional d'endémisme Zambézien contient la plus grande proportion d'espèces uniques. Pour analyser la distribution spatiale des espèces d'Acanthaceae à un niveau plus fin, la zone d'étude a été subdivisée en 118 mailles. Une diversité plus élevée a été trouvée dans la région frontalière de la R.D. Congo, du Rwanda et du Burundi, ainsi que dans la région du Katanga, qui confirme l'existence probable d'un centre de spéciation de la flore africaine (dans le domaine Bangweolo-Katangais). La zone d'étude n'a pas été uniformément explorée; la présence des villes et des centres de recherches a une influence sur le nombre d'échantillons disponibles. Néanmoins, notre base de données contient le maximum d'espèces d'Acanthaceae comme l'ont montré la courbe de raréfaction et l'application du modèle de Preston. L'analyse de classification a montré que la famille des Acanthaceae suit la classification de White (1979, 1986) excepté la zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Zambézienne. Nos données suggèrent qu'il devrait être possible d'utiliser un nombre restreint d'espèces d'un groupe taxonomique pour prévoir la richesse spécifique et évaluer les zones prioritaires dans un contexte de conservation.

Mots clés: Afrique Centrale, Biologie de conservation, Ecologie du paysage, Distribution spatiale.

5.4 Introduction

Unique to the field of landscape ecology is the central position of the relation between landscape patterns and processes, known as the pattern/process paradigm (Urban *et al*., 1987; Coulson *et al*., 1999; Noon & Dale, 2002). Consequently, spatial pattern analysis has been a major occupation of landscape ecologists, especially in North America (Wu and Hobbs, 2002). Since the spatial pattern of landscape elements is a fundamental agent governing the diversity and spatial distribution of species, landscape ecology and conservation biology are strongly linked (Farina, 1998). Conservation biology traditionally targets endangered species; their (local) extinction is accepted to signal anthropogenic habitat degradation. To correctly assess the influence of land use change on biodiversity, knowledge on the geography of species is required. Species restricted to small geographic regions are considered vulnerable and prone to extinction.

The analysis of spatial distribution maps of species can be considered an efficient method to gain this understanding on the geography of plant species and on the ecological factors controlling their occurrence (Lebrun, 2001). Mapping the (potential) distribution of plant species is now within reach of many botanists, thanks to desktop modeling software and geographic information systems (Vargas *et al*., 2004). A phytogeographic analysis is generally executed to detect smaller (and more homogeneous) entities such as regions,

districts, and sectors in vast geographic zones. Therefore, phytogeographic data will reflect the spatial variation of plant and community diversity, and constitute a potential tool in conservation biology.

For central Africa, defined here as the region covered jointly by the Democratic Republic of the Congo, Burundi and Rwanda, several phytogeographic theories have been proposed based on plant physiognomic arguments and bioclimatic data, and relying on the concept of endemism (Anderson, 1994; Crisp *et al*., 2001; O'Connor *et al*., 2003). Ecologists are interested in areas of endemism because of their importance in conservation: narrowly endemic species are by definition rare and therefore potentially threatened (Crisp *et al*., 2001; Bonn *et al*., 2002). White (1979, 1986) subdivided Africa and Madagascar in 20 regional entities, from which the Guineo-Congolian regional centre of endemism, the Zambezian regional centre of endemism, the Afromontane archipelago-like regional centre of endemism, the Guineo-Congolian/Zambezian regional transition zone and the Guineo-Congolian/Sudanian regional transition zone concern central Africa. If it could be shown that individual species could be used as indicators of this phytogeographic model, their use in conservation biology could be suggested. This search for functional relationships between species richness and the occurrence of indicator species is a common practice in conservation biology (Fleishman *et al*., 2005).

In this contribution, we investigate if it is possible to proxy the classification for central Africa of White (1979, 1986) by the spatial distribution of species from one single family, i.e. the Acanthaceae. If particular Acanthaceae species can serve as an adequate descriptor of spatial plant diversity, the presence or absence of these species could be used as a parameter to evaluate existing habitats or to prioritize between zones. This need to set priorities in the efforts to conserve biodiversity is a recurrent topic of discussion in the conservation biology community over the last decades in light of irreversible and accelerating losses of global biodiversity (Menon *et al*., 2001).

The Acanthaceae family contains about 2400 species, grouped in 250 genera (APG, 2003). It is found in both tropical and temperate regions; its principal centers of distribution are Indo-Malaysia, Africa, Brazil, and Central America (Heywood, 1996). The use of the Acanthaceae family is justified because (i) this family has been submitted to a profound taxonomic revision which forms a guarantee for data quality (Champluvier, 1991, 1997, 1998), (ii) no phytogeographic research has been done up to today for this family and for central Africa, (iii) this family contains species that colonize a variety of biotopes which cover our entire study area, and (iv) the family is dominated by herbaceous species that are easily collected and identified by means of their inflorescence (Cronquist, 1981).

The objectives of this research were (i) to detect if certain species of the Acanthaceae family are found to be associated with one single phytogeographic zone as defined by White (1979, 1986), (ii) to proxy the spatial subdivision of central Africa of White (1979, 1986) by means of a cluster analysis using Acanthaceae presence/absence data, and (iii) to assess the influence of the spatial heterogeneity of the exploration of the study area, of the spatial differences in species richness, and of the variability of the number of samples per species on the aforementioned analyses.

5.5 Methods

As study site, the aggregated surface of the Democratic Republic of the Congo, Burundi and Rwanda was chosen, situated between 12.18°E-31.34°E, and 5.35°N-13.49°S. The model of White (1979, 1986) is used because of its widespread application. This classification of the UNESCO/AETFAT/UNSO Vegetation map of Africa (White, 1979, 1986) is based on a combination of physiognomic and floristic factors and is a compilation of existing local and national maps and discussions with local experts. It includes a total of 80 vegetation types and mosaics, distinguishing 16 major vegetation types (Mayaux *et al.*, 1999). Vegetation classes and land cover complexes encountered in the study area are dense humid forests, secondary forests and rural complexes, forest/savannah mosaics, grasslands and bare soil complexes, dense dry forests and Miombo woodlands, tree savannah and woodland mosaics, and shrubs and steppes (Mayaux *et al*., 1999).

The Acanthaceae data base was composed of 9181 herbarium samples collected between 1888 and 2001. Each herbarium sample or collection contained – next to the species name, the taxonomic classification and the plant specimen – the geographical coordinates of the observation. The herbarium samples represented 48 genera, 310 species, and 6362 different geographical sites. The number of samples per species in the dataset varies from more than 100 samples (35 species) to less than 10 samples (114 species). This variation, a consequence of the time span of the dataset and of the contributions of different scientists, was taken into account when interpreting the research findings.

For the spatial analysis ruderal, aquatic and cultivated species were not considered (64 species, 4201 samples), since they were assumed not to provide useful spatial information on species diversity. For the remaining 246 species, distribution maps were created using ArcView GIS 3.3 software. Species present in the data set with a smaller number of samples were expected to have a smaller tendency to be present in more than one phytogeographic zone. To eliminate the influence of species represented by a small number of samples (in particular those present as one single sample, obligatory associated with one single phytogeographic zone), two subsets of data were considered: one containing the species represented by at least five samples, and one with the species represented by at least 10 samples. For each species, the number of phytogeographic zones in which it is present was recorded. Consequently, the species were grouped according to this number and their proportion was calculated. To characterize the dominance of the species only present in one single phytogeographic region, the evenness (E) of proportions p_i was calculated as (Pielou 1975, Magurran, 2004):

$$E = -\frac{\sum_{i=1}^{n} p_i \log p_i}{\log n} \quad , \tag{5.1}$$

with n=6. In the case of perfect evenness of the proportions, E=1.

The study region was subdivided in equally sized square-shaped cells, and the presence or absence of each species in every cell was recorded, as well as its number of samples. This technique was earlier applied by Denys (1980), Lebrun (1981), Ndjele (1988) and Crisp *et al*. (2001). To determine the size of the cells, the fraction of cells without any species present was used as a guideline; this fraction was fixed at maximally 10%. The following grid sizes were considered: 0.20°, 0.25°,0.50°, 0.75°, 1.00°, 1.25°, 1.50°, 1.75°, and 2.00°.

Spatial variability of Acanthaceae diversity on a cell-by-cell basis was analyzed by means of this grid-based data. Cells were ranked based on the number of species they contained and a cumulative proportional series was generated. Species were only considered once; the contribution of new species was hence counted from the second cell on. For the firstly ranked cell, i.e. the cell with the highest number of species, all species were considered as "new". To characterize the differences between the cells in terms of diversity (or the dominance of the cells with the highest diversity), the evenness (*E*) of the number of species per cell observed was calculated from Equation (5.1), with *n* the number of cells considered (*n*=118) and p_i the proportional richness of the *i*-th cell (number of species present in the cell divided by the sum of all cells).

Analysis of the heterogeneity of the degree of exploration was done by ranking the cells based on their number of samples and from high to low. Consequently a cumulative proportional series was generated to determine the minimum number of cells needed to contain a certain proportion of the samples. The evenness index (Equation 5.1) was calculated to illustrate the differences between the cells, with *n*=118 and p_i = the number of samples present in the *i*-th cell divided by the total number of samples. All 310 species were considered, since this analysis referred to the field methodology and preceded the ulterior species classification in ruderal, aquatic and cultivated species. The exploration density per phytogeographic zone was determined by the ratio between the number of samples and the area of the zone considered. Additionally, the distance of all grid cells to the six main cities Kinshasa (15°28'E, 4°23'S), Kisangani (25°11'E, 0°31'N), Lubumbashi (27°33'E, 11°40'S), Bujumbura (29°32'E, 3°16'S), Mbandaka (18°27'E, 0°30'N) and Matadi (13°27'E, 5°48'S) was calculated. We tested if there was a relationship between the number of samples and the distance to the nearest city by regression analysis.

Due to differences in grid size sampling and differences in number of samples per species, some rare species might have not been detected within samples, which could have caused biased estimations of species richness. To deal with this limitation, species richness was calculated with sample-based rarefactions (Gotelli & Colwell, 2001). Rarefactions were carried out with the software ESTIMATES 8.0 (Colwell, 2006) and included from 1 to 118 samples (the maximum number of samples) without-replacement rarefaction runs (Colwell *et al*., 2004). A species-accumulation curve that has largely reached an asymptote is indicative of a well sampled community. This analysis was completed with an estimation of the theoretical number of species (*N*) using the model of Preston (1948):

$$N = n_0 \sqrt{\pi} q^{-1}, \qquad (5.2)$$

with n_0 and q parameters to be estimated by curve fitting. This enabled us to calculate the collection effort as the ratio between the currently observed number of species and the theoretically predicted number of species.

Using the Multi-Variate Statistical Package (MVSP) Version 3.1 (Kovach, 1999), we executed a cluster analysis on the grid cells in order to identify zones with a similar floristic composition excluding ruderal, aquatic and cultivated species from the dataset. Since similarity metrics and cluster strategies are known to influence the structure of the final dendrogram (Ludwig & Reynolds, 1988), maps were created using all the strategies (nearest neighbor, farthest neighbor, unweighted centroid, unweighted pair group average, weighted pair group average, weighted median) and all the indices (Sørensen, Jaccard, Yule, Nei & Li, Baroni-Urbani Buser, simple matching) available in MVSP (appendix 2). The number of clusters retained, generally a subjective decision in cluster analysis, was six, since six territories of White (1979, 1986) cover the study area. Only those analyses delivering six

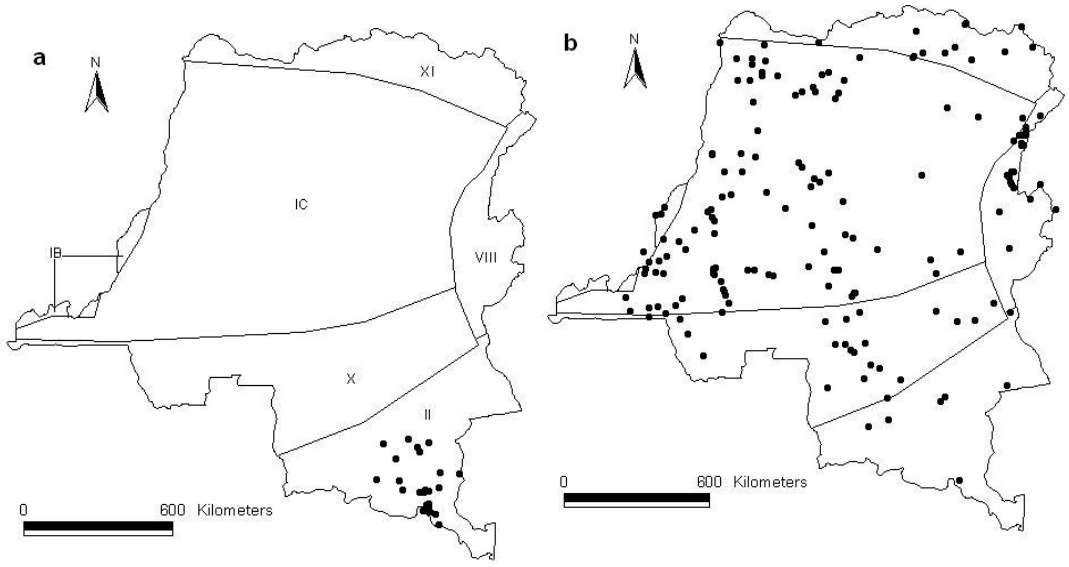
zones were retained for further analysis. A visual interpretation and comparison with the map of White (1979, 1986) concluded the analysis, which consisted of a determination of the number of phytogeographic zones that were correctly identified. Interpretation of the floristic similarity between zones was done using the Sørensen index (S_s), calculated as

$$S_s = \frac{2a}{2a+b+c}, \tag{5.3}$$

with a the number of species found in both zones, and $a+b$ respectively $a+c$ the number of species found in the zones considered for comparison (Kovach, 1999).

5.6 Results

Within the Acanthaceae family, remarkable differences in the spatial occurrences of the species throughout the considered study region have been observed (Figure 5.1). For *Hygrophila pilosa* Burkill, an apparent affiliation with the Zambezian regional centre of endemism can be observed, which suggests a well-defined ecological spectrum. Certain species have been observed in almost every part of the study area, such as *Whitfieldia elongata* (P. Beauv.) De Wild. & T.Dur. Its ecological spectrum or amplitude can consequently be considered as large.



Hygrophila pilosa *Whitfieldia elongata*

Figure 5.1: Observed occurrences of Acanthaceae in central Africa. (**a**) Spatial distribution of *Hygrophila pilosa* Burkill, occurring only in the Zambezian regional centre of endemism. Subdivision of the study area according to White (1979, 1986). (I) Guineo-Congolian regional centre of endemism (IB: Guinean sub-centre; IC: Congolian sub-centre). (II) Zambezian regional centre of endemism. (VIII) Afromontane archipelago-like regional centre of endemism. (X) Guineo-Congolian/Zambezian regional transition zone. (XI) Guineo-Congolian/Sudanian regional transition zone. (**b**) Spatial distribution of *Whitfieldia elongata* (P. Beauv.) De Wild. & T.Dur. This species does not respect the classification of White (1979, 1986).

Figure 5.2 shows the possible influence of the number of samples on the number of zones in which a species is recorded. For both data subsets (minimally five or 10 samples per species), a decreasing trend is observed, which indicates that large proportions of the species are still

associated with one (or a restricted number) of phytogeographic zones. Hence, the affiliation of certain species with one single phytogeographic zone is not an artifact simply due to a small number of samples, since the phenomenon of affiliation to one single zone is also observed for species with at least five or 10 samples. For species represented by at least five samples, the proportion associated with one single phytogeographic region equals 36.17%; for species having 10 samples of more, this proportion equals 31.39%. These species are further on denoted as "unique species"; they are considered characteristic for the phytogeographic region considered. The slight dominance of the unique species can be illustrated by means of the evenness index (*E*, Equation 1), which equals 0.83, respectively 0.89 for the data set with species containing at least five samples, respectively 10 samples. The trends observed in Figure 5.2 were confirmed by linear regressions of the number of samples per species against the number of phytogeographic zones (data not shown; observations based on the determination coefficient); the linear models did not explain more than 27.75% (for the dataset with a minimum of five samples per species) and 23.83% (for the data set using a minimum of 10 samples per species). Thus, certain species were found to be associated with one particular phytogeographic zone, even when represented in the data set by a large number of samples.

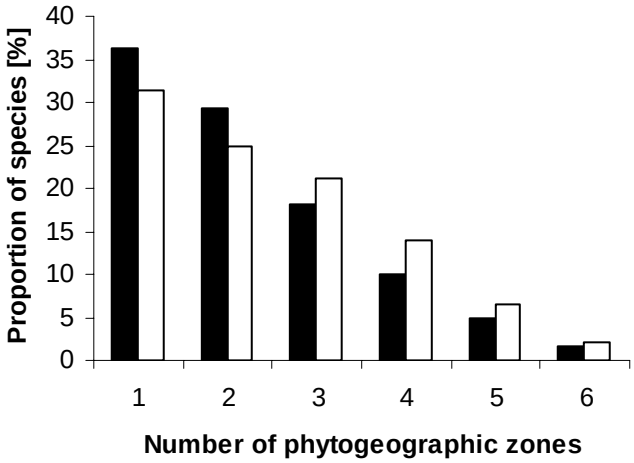


Figure 5.2: Influence of the number of sample of species in 1, 2, 3, 4, 5 and 6 phytogeographic zones according to White (1979, 1986) in which it is found. Black bars indicate the proportions of the species represented by at least five samples in the data set. White bars indicate the proportions of the species represented by at least 10 samples in the dataset. Species found in only one single phytogeographic zone are considered as characteristic for that particular zone. The observed decreasing trend illustrates that no direct relationship exists between the number of samples of a species, and the number of phytogeographic zones in which a species is found. Large proportions of the species characterized by many samples are found to be associated to one single phytogeographic zone, which confirms the existence of "unique species".

Table 5.1 shows the distribution of the unique species across the phytogeographic zones considered. No direct relationship of the number of unique species with the size of the phytogeographic zones has been observed: the largest number of unique species is not found for the largest phytogeographic zone, the Congolian subcentre of endemism, as could be expected, but within the Zambezian regional centre of endemism. More than half of the species (52.10%) observed in this latter zone were not found elsewhere. When only those species are considered with at least five samples, the unique species represent 44.68%; when

the data set is restricted to those species with at least 10 samples, the unique species represent 38.33%. The Zambezian regional centre of endemism is followed by the Afromontane archipelago-like regional centre of endemism, with 20.75% and 20.48% for species with at least five samples and 10 samples respectively. The other zones defined by White (1979, 1986) are only slightly characterized by unique species.

The fitted relationship between the fraction of cells with no samples present and the grid size suggested that a grid of 1.50°×1.50° was appropriate (R^2=0.98), which resulted in a subdivision of the study area using 118 cells with only nine cells containing no data (<8%).

Table 5.1: Number of unique species per phytogeographic zone of White (1979, 1986). (I) Guineo-Congolian regional centre of endemism (IB: Guinean sub-centre; IC: Congolian sub-centre). (II) Zambezian regional centre of endemism. (VIII) Afromontane archipelago-like regional centre of endemism. (X) Guineo-Congolian/Zambezian regional transition zone. (XI) Guineo-Congolian/Sudanian regional transition zone. Ruderal, aquatic and cultivated species are not considered. Two subsets of the dataset are likewise considered: one containing only those species represented by at least 5 samples, and one containing only those species represented by at least 10 samples.

		Number of samples ≥ 1			Number of samples ≥ 5			Number of samples ≥ 10		
Phytogeographic zone	Area (km^2)	Number of unique species	Total number of species	%	Number of unique species	Total number of species	%	Number of unique species	Total number of species	%
IB	24682	1	36	2.78	0	30	0.00	0	28	0.00
IC	1300345	10	96	10.42	2	83	2.41	2	71	2.82
X	423939	3	71	4.23	0	62	0.00	0	57	0.00
II	332221	62	119	52.10	42	94	44.68	23	60	38.33
XI	189445	3	46	6.52	2	42	4.76	1	34	2.94
VIII	128939	35	123	28.46	22	107	20.75	17	83	20.48

Analysis of the spatial distribution of species richness showed an uneven presence of Acanthaceae species across the study area (*E*=0.55; 310 species). The minimum number of cells containing a maximum number of species was determined. Twenty five percent of the species are found in one single cell (Figure 5.3), which indicates an extremely high diversity of Acanthaceae in that area. This effect is probably a combination of a high intrinsic diversity combined with a high sampling rate in that zone, as will be shown later. Three cells accounted for 50% of the species, while only 18 cells (15.3%) were sufficient to find over 90% of the species in our data set.

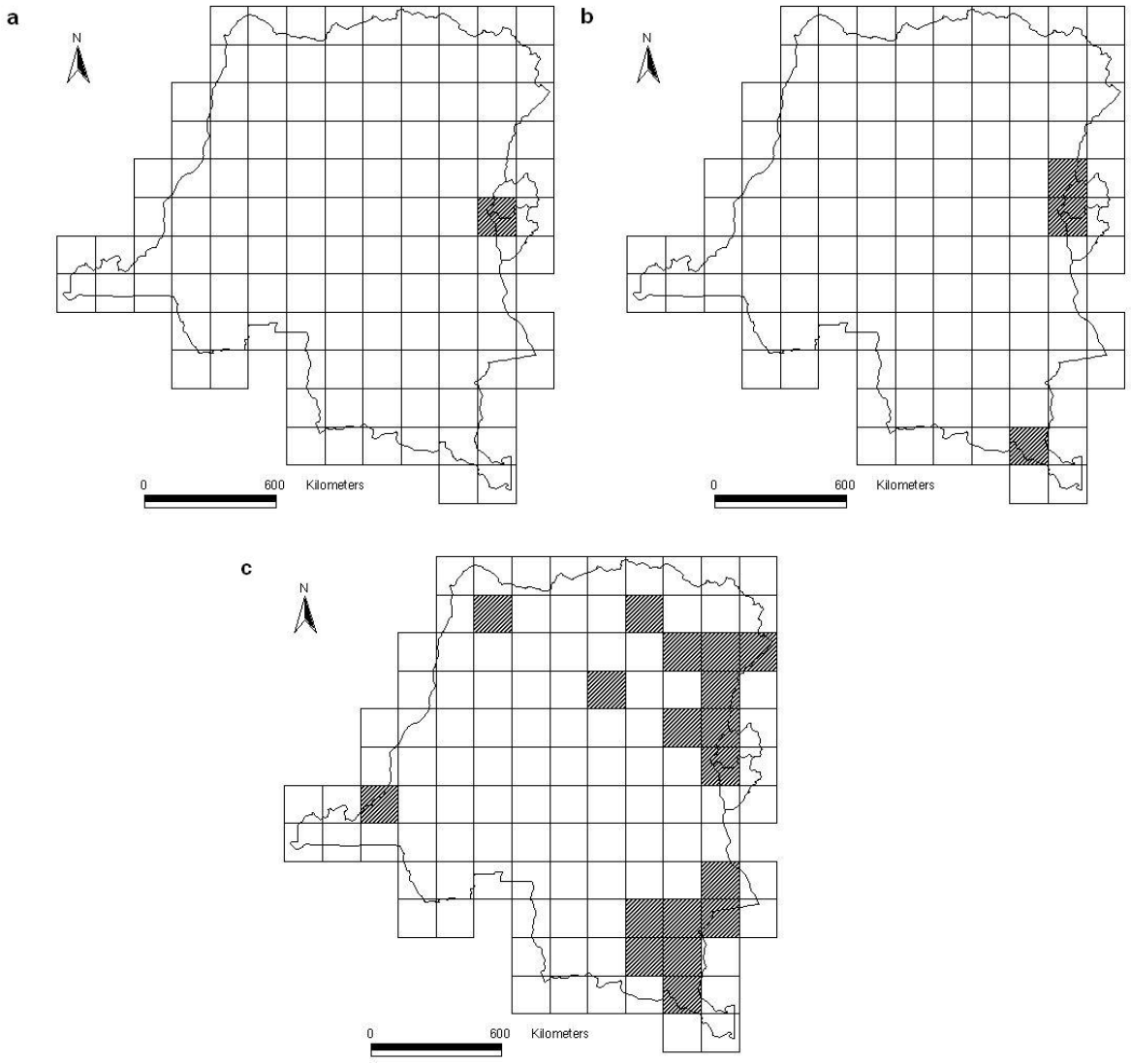


Figure 5.3: Uneven Acanthaceae diversity in the study region (Democratic Republic of the Congo, Burundi, Rwanda) illustrated using a grid-based approach. Each grid cells corresponds to an area of 1.50°×1.50°. Total number of cells: 118. (**a**) One grid cell (number 51) contains 25% of the species of the data set. (**b**) Three grid cells (number 40, 51 and 112) contain 50% of the species. (**c**) Eighteen grid cells (number 13, 17, 19, 20, 21, 30, 33, 40, 41, 51, 71, 87, 97, 98, 99, 106, 107 and 112) contain 90% of the species.

The herbarium samples considered in this study were not uniformly collected throughout the study area; the Zambezian regional centre of endemism, the Guineo-Congolian regional centre of endemism, and the Afromontane archipelago-like regional centre of endemism contain the highest number of herbarium samples (Figure 5.4).

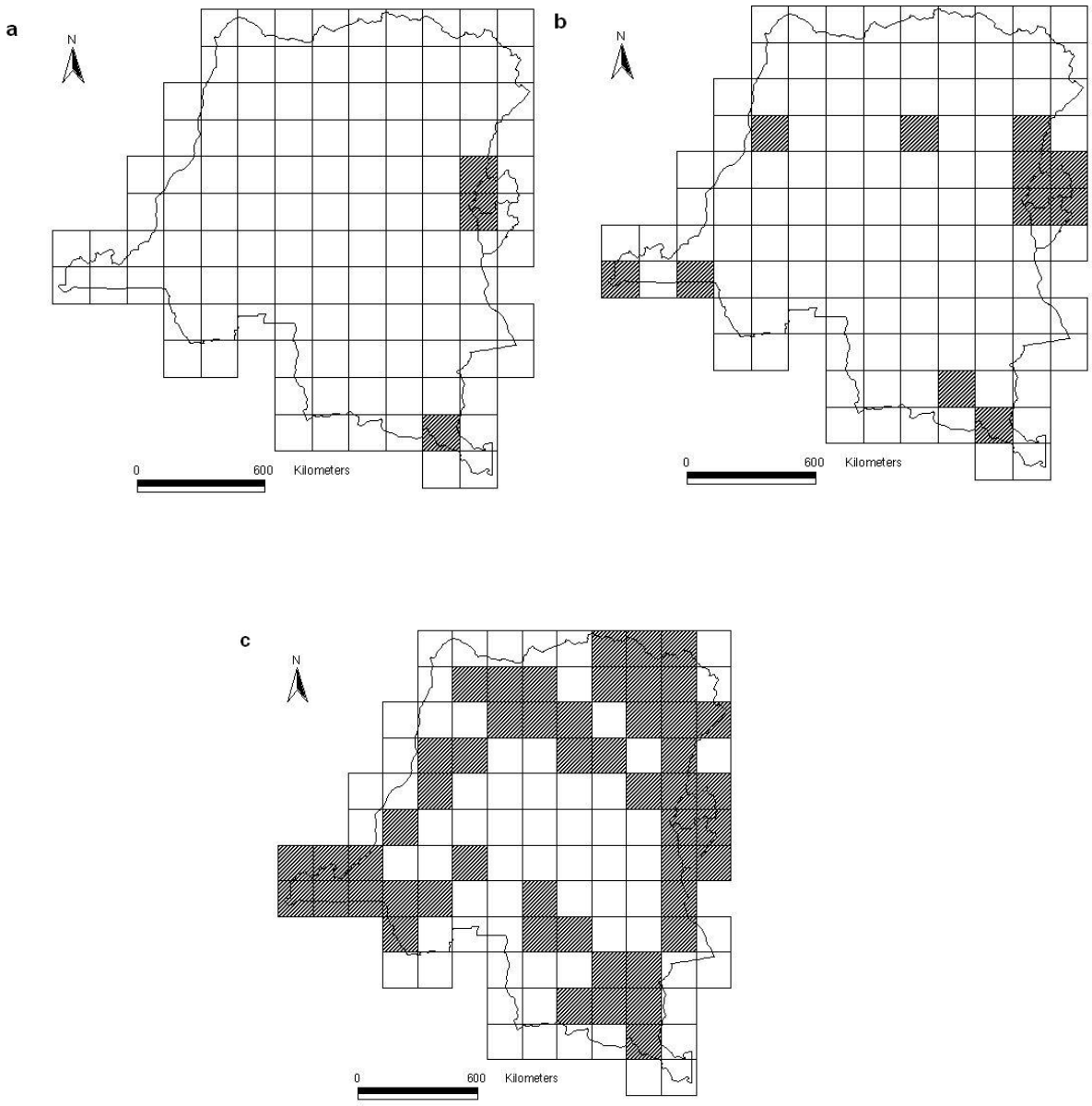


Figure 5.4: Uneven exploration degree of the study region (Democratic Republic of the Congo, Burundi and Rwanda) illustrated using a grid-based approach. Each grid cells corresponds to an area of 1.50°×1.50°. Total number of cells: 118. (**a**) Three grid cells (number 40, 51 and 112) contain 25% of the samples of the data set. (**b**) Eleven grid cells (30, 33, 37, 39, 40, 50, 51, 84, 85, 107 and 112) contain 50% of the samples. (**c**) Fifty grid cells (number 2, 3, 4, 11, 12, 13, 15, 16, 17, 19, 20, 21, 23, 24, 25, 30, 32, 33, 36, 37, 39, 40, 41, 47, 50, 51, 59, 61, 62, 68, 71, 72, 73, 74, 78, 81, 82, 83, 84, 85, 87, 90, 91, 95, 98, 99, 106, 107, 108 and 112) contain 90% of the samples.

This is illustrated by an analysis of the minimum number of cells needed to obtain 25%, 50% and 90% of the samples. Three cells out of 118 (2.5%), situated in the mountainous region at the border of the Democratic Republic of the Congo with its neighbors Rwanda and Burundi (eastern part of the map) and in the southern part of the Katanga province (southeastern province of the Congo), contain 25% of the samples. Eleven cells (9.3%) situated around the city of Kinshasa, the city of Kisangani, the mountainous region, the coastal region (situated in the west) and the Katanga province account for 50% of the samples. To have 90% of the samples, only 50 cells are needed (42.4%). The unevenness of the sample distribution is illustrated by the evenness index (*E*) which equals 0.42 when all species are considered and 0.45 when the ruderal, aquatic and cultivated species are excluded. Additionally, it could be noted that the sampling density per phytogeographic entity is not constant. For example, the Afromontane archipelago-like regional centre of endemism is clearly more densely sampled than any other zone, with a density of 24.36 samples/km^2, i.e. more than twofold the density of the Guinean sub-centre of endemism (9.84 samples/km^2). Regression analysis revealed a linear relationship between the distance to the nearest city (R^2=0.84, Figure 5.5), and the number of samples observed, which confirmed the hypothesis that the exploration of the study area was limited because of the inaccessibility of remote areas.

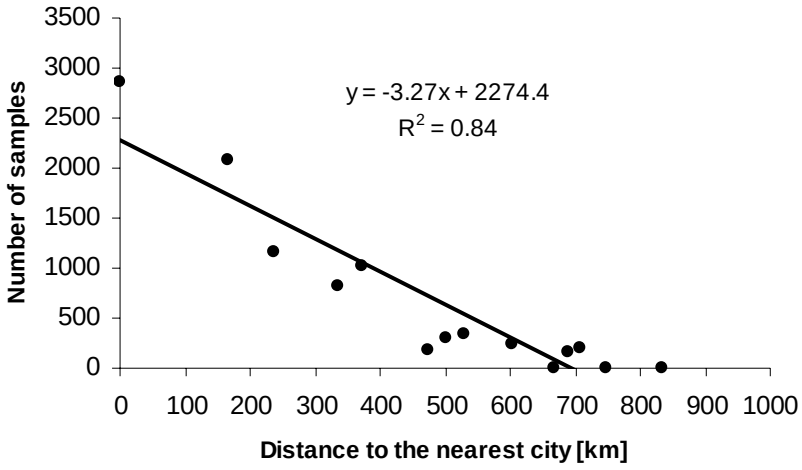


Figure 5.5: Relationship between the distance to the nearest city (Kinshasa, Kisangani, Lubumbashi, Bujumbura, Mbandaka, or Matadi) and the number of samples. The decreasing trend suggests the strong link (R^2=0.845, $p<0.001$) between the presence of cities and research stations and the exploration of the study area, which resulted in a non-uniform sampling of our study area.

Rarefaction curves of species richness (Figure 5.6) reached the asymptote before 118 samples, indicating that the sampling effort was enough to fully capture the richness and diversity of plant species assemblages. This result was confirmed by the estimation of the theoretical species richness (*N*). Using Preston (1948) and Equation (5.2), n_0=61.4, q=0.339 and N=321 were found which indicated that the collection effort was equal to 310/321=0.966. Thus, about 97% of the theoretically present Acanthaceae species were present in our data set too.

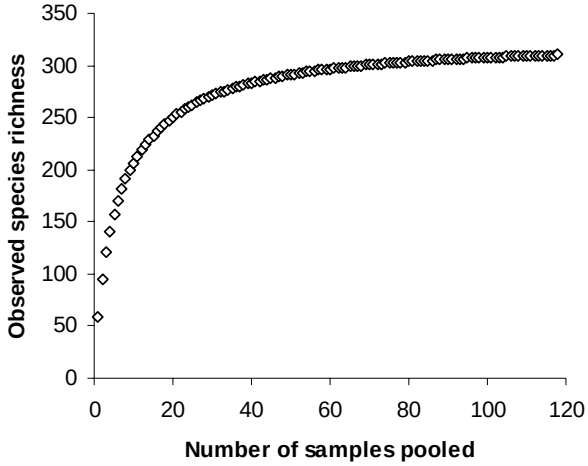


Figure 5.6: Rarefaction analysis. Relationship between the number of samples pooled and the observed species richness. The asymptotic shape of the curve before 118 samples suggests a sufficient sampling effort to fully capture the richness and diversity of plant species assemblages.

The number of phytogeographic zones identified by the different types of cluster analysis varied strongly, which justifies our pragmatic approach in combining a large number of similarity metrics with a large number of clustering strategies. The maps generated by means of the Yule index were not retained *a posteriori* since a number of cells were not assigned to any cluster. It should be noted that the cluster analyses, despite the large number of maps generated and the sound methodological options, gave no satisfying results; only one map was found to detect more than half of the phytogeographic zones. The map best matching with this of White (1979, 1986) was the map generated by the Baroni-Urbani Buser similarity metric and the weighted centroid (median) clustering strategy (Figure 5.7). This map separated the Guineo-Congolian regional centre of endemism (the Guinean sub centre was too small to be detected separately), the Zambezian regional centre of endemism, the Afromontane archipelago-like regional centre of endemism, and the Guineo-Congolian/Sudanian regional transition zone. Only the Guineo-Congolian/Zambezian regional transition zone was not clearly identified by the cluster analysis. This could have been a consequence of the transitional character of this zone, illustrated by its floristic similarity (Sørensen index, Equation 5.3) with the Zambezian regional centre of endemism (S_s=23.72; a=30) and the Congolian sub-centre of endemism (S_s=36.76; a=50).

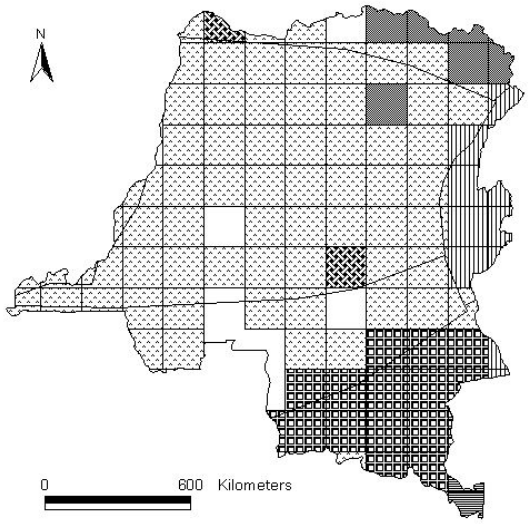


Figure 5.7: Map of central Africa based on presence/absence data of Acanthaceae and generated by means of a cluster analysis with the Baroni-Urbani Buser similarity metric and the weighted centroid (median) clustering strategy. Each cell corresponds to an area of 1.50°×1.50°. The Guineo-Congolian, Zambezian and Afromontane archipelago-like regional centres of endemism are well identifiable, as well as the Guineo-Congolian/Sudanian regional transition zone. The Guineo-Congolian/Zambezian regional transition zone is not clearly identifiable.

5.7 Discussion

Indicator species in the Acanthaceae family for the phytogeographic zones of White (1979, 1986) were identified based on presence/absence data, i.e. a statistical basis. This method is assumed to be effective, especially when compared to selection based on *ad hoc* criteria such as species' charisma or its legal protection status (Andelman & Fagan, 2000, Fleishman *et al*., 2005). Analysis of two subsets showed that the affiliation of the unique species with one single phytogeographic zone is not an artifact. No direct relationship of the number of unique species with the size of the phytogeographic zone has been observed. The question remains, however, whether species from one taxonomic group might serve as indicators of the species richness of other taxonomic groups. Considering our data, it may be possible to use a restricted number of species to predict species richness for more than one taxonomic group, an observation confirmed by Fleishman *et al*., (2005). Nevertheless, this approach remains not without critique, since other authors argue that hot spots for different taxa do not necessarily coincide, and that taxa should be examined separately (Virolainen *et al*., 2000). The present approach, using one single floristic family could be considered an alternative for the classical approach based upon surrogate species such as flagship and umbrella species (Andelman & Fagan, 2000). The approach to select indicator species can also help to explain why particular species convey information about a larger biota, and can consequently broaden our insights into patterns and drivers of biodiversity and the nature of ecological assemblages (Fleishman *et al*., 2005).

The grid cell size used to analyze the correspondence between Acanthaceae presence and the model of White (1979, 1986) was considered to be appropriate, since, except for one cell, the cells containing no data are situated near the perimeter of the study area, which limits their influence. Moreover, it should be noted that the value of 1.50° is intermediately situated

between the grid size value of Lebrun (1981), Ndjele (1988) and Crisp *et al*. (2001), equal to 1°×1°, and the grid size used by Denys (1980), equal to 2.5°×2.5°.

A concentration of Acanthaceae diversity in the border region of the Democratic Republic of the Congo with Rwanda and Burundi as well as in the Katanga region was found. This observation confirms the likely existence of a centre of speciation of the African flora, more specifically in the Bangweolo-Katanga region (Lebrun, 1960b, 1976; Ozenda, 1982), a region with a mineralized soil (deposition of copper) and characterized by climate types Aw and Cw of the Köppen classification (Bultot, 1950). Moreover, plateaus (1500-1700 m), open forests (Miombo) with *Brachystegia* and *Pseudoberlinia*, and typical herbal steppes are observed (Duvigneaud, 1958), next to dry dense forests (Muhulu – to which Miombo woodland evolves in the absence of fires (Mayaux *et al*., 1999)), forest galleries, *Dembos* vegetations and typical plant communities associated with ore-containing sites. At the genus level, the Zambezian region is also the speciation centre of the *Thunbergia* and *Justicia* genus, the former being a principal genus of that region (Ndjele, 1988).

Analysis showed that sampling has not been effectuated uniformly throughout the study area, which resulted in a more profound knowledge of the flora in the Zambezian regional centre of endemism, the Guineo-Congolian regional centre of endemism, and the Afromontane archipelago-like regional centre of endemism. The flora of these zones is well-known (Hepper, 1979) since they contain the main cities, research institutes, and universities in that region, and since certain parts are characterized by a temperate climate. The importance of the presence of urban areas has been confirmed. It should be emphasized that, outside these well-sampled zones, a large part of central Africa is still unexplored, an observation which has been confirmed for the entire continental tropical Africa (Lebrun & Stork, 1991; Lisowski, 1991). Figure 5.4 indicates that especially the center of the Democratic Republic of the Congo, together with some areas close to the country's border, should be the object of more profound species collection. Nevertheless, the data set did not suffer from an underestimation of Acanthaceae richness. Rarefaction analysis generated an asymptotic species-accumulation curve, indicative of a well sampled community; application of the Preston (1948) model showed that more than 96% of the theoretically present richness has been assessed, which is a remarkable result, considering the spatial unevenness of exploration.

The cluster analyses gave no satisfying results; only one combination gave an acceptable approximation of White's (1948, 1986) classification of the study area. Only the Guineo-Congolian/Zambezian regional transition zone was not clearly separated, probably due to the inherent similarity of transition zones to neighboring zones. White (1979, 1986) deliberately developed the concept of "transition zones", situated between the regional centers of endemism and characterized by only a small number of endemic species, as opposite or complementary to the regional centers, witch contain over 1000 endemic species. It is consequently not surprisingly that it is rather difficult to identify the transition zones using one single botanical family. We speculate that two other factors could have negatively influenced the cluster analysis results: the uneven spatial distribution of the herbarium samples, and the diversity gradients or concentrations present in the study area.

5.8 Conclusions

Phytogeographic theories constitute a potential tool for use in conservation biology. We investigated if it was possible to proxy the phytogeographic classification of central Africa of White (1979, 1986) by the spatial distribution of Acanthaceae species. Certain species, denoted as unique species, were found to be associated with particular phytogeographic zones; this underlines their use as potential indicator species. Their presence in one single zone was shown not to be a consequence of an accidental small number of samples and no relationship was found between the number of unique species and the size of a phytogeographic region. A higher sampling rate of Acanthaceae was observed around the main cities, in the mountainous region and in the Katanga province. Approximately the same regions were characterized by a higher Acanthaceae diversity, which suggested the existence of a centre of speciation in the southeastern part of the Democratic Republic of the Congo. Acanthaceae diversity reflected the classification of White (1979, 1986) except for the Guineo-Congolian/Zambezian regional transition zone.

Amongst the most promising outcomes of our work is the discovery that it may be possible to use a restricted number of species to predict species richness for more than one taxonomic group (Fleishman *et al*., 2005). Nevertheless, our analysis results need to be completed with ancillary analysis and data, such as the consideration or more than one floristic family, the consideration of other taxonomic groups, the use of other phytogeographic theories such as Robyns (1948) or Ndjele (1988), or the combination with other phytogeographic data, e.g. vegetation maps based on remote sensing imagery (Mayaux *et al*., 1999). In this way, the constraints of the current analysis could be countered.

5.9 Acknowledgements

The authors acknowledge the Government of Ivory Coast for the doctoral fellowship of K.J. Koffi. S. Sibomana is acknowledged. The authors acknowledge the Fonds voor Wetenschappelijk Onderzoek – Vlaanderen (G.0019.04), the Fonds National de la Recherche Scientifique (1.5.028.05), the Université libre de Bruxelles (Crédits extraordinaires de recherche), and the Politique Scientifique Fédérale (SR/00/045 and SR/00/73) for financial support.

CHAPITRE 6

PHÉNOMÈNE DE VICARIANCE DANS LA FAMILLE DES ACANTHACEAE EN AFRIQUE CENTRALE (R. D. CONGO, RWANDA ET BURUNDI)

6.0 Préambule

Dans ce chapitre, nous identifions et évaluons les différents types de vicariance que présentent la famille des Acanthaceae au niveau générique et spécifique. Cette identification se fait à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948) et White (1979, 1986). Pour mieux déterminer les niches écologiques des espèces, des cartes de distribution potentielle des espèces, basées sur des variables environnementales ont été simulées; dans ce chapitre, les analyses sur les hypothèses 1 et 2 sont abordées;

6.1 Référence

K. J. Koffi, E. Robbrecht, D. Champluvier, V. Deblauwe, J. Lejoly & J. Bogaert. Phénomène de vicariance dans la famille des Acanthaceae en Afrique centrale (R. D. Congo, au Rwanda et au Burundi). *Systematics and Geography of Plants*, soumis.

6.2 Résumé

Cette étude a pour but d'analyser les cas de vicariance des Acanthaceae en considérant les systèmes phytogéographiques de Robyns (1948) pour l'Afrique centrale et de White (1979-1986) pour l'Afrique tropicale. Elle a porté sur 9181 échantillons (48 genres, 310 espèces) récoltés en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi. Un système d'information géographique a été utilisé pour la réalisation des cartes de distribution potentielle de chaque espèce. L'évaluation de l'uniformité de la densité de récolte a été faite par l'indice d'équitabilité de Pielou. Il ressort que certains territoires phytogéographiques ont été plus explorés que d'autres. Par conséquent, des cartes reflétant la distribution potentielle, basées sur les localités de récolte et les variables environnementales, ont été réalisées afin de mieux déterminer les niches écologiques des espèces et les cas de vicariance. Deux types de vicariance ont été mis en évidence à travers les systèmes phytogéographiques de Robyns (1948) et de White (1979, 1986), au niveau générique et au niveau spécifique: la vicariance écologique et la vicariance géographique. La vicariance écologique s'applique aux espèces ou sous-espèces récoltées dans les mêmes territoires phytogéographiques tandis que la vicariance géographique concerne les espèces ou sous-espèces récoltées dans des territoires phytogéographiques séparés. Pour les territoires phytogéographiques de Robyns (1948), 27 paires de vicariance écologiques et six paires de vicariance géographique, ont été identifiées au niveau générique; au niveau spécifique, six paires de vicariance écologiques et deux paires de vicariance géographique, ont été observées. Quant aux territoires phytogéographiques de White (1979, 1986), 43 paires de vicariance écologiques et sept paires de vicariance géographique ont été observées au niveau générique; cinq paires de vicariance écologiques et une paire de vicariance géographique ont été identifiées au niveau spécifique. Notre étude a aussi permis de mettre en évidence les zones de spéciation: le district du Haut-Katanga (Robyns, 1948) ou centre régional d'endémisme Zambézien (White, 1979, 1986), le district des Lacs Edouard et Kivu et le district du Ruanda-Urundi (Robyns, 1948) ou centre régional d'endémisme

Afromontagnard incluant la Mosaïque régional du lac Victoria (White, 1979, 1986). Ces deux zones peuvent être considérées comme des zones de concentration d'espèce (zone refuge) et par conséquent comme des zones de haute diversité biologique (hotspots). Les observations mentionnées ci-dessus sont non seulement importantes d'un point de vue phytogéographique (les zones de spéciation, les zones de refuge), mais aussi pour le développement des politiques de conservation. Cette approche a permis de suspecter des cas de vicariance au sein de la famille des Acanthaceae, qui mériteraient une étude phylogénique approfondie.

Mots clés: Phytogéographie, Conservation, R. D. Congo, Rwanda, Burundi, Acanthaceae, Vicariance.

6.3 Abstract

The aim of this study was to analyse the phenomenon of vicariance for the Acanthaceae family by means of the phytogeographic models of Robyns (1948) for central Africa and of White (1979-1986) for tropical Africa. A data set of 9181 samples (48 genera, 310 species) from the Democratic Republic of the Congo, Rwanda and Burundi has been used. By means of a geographic information system, maps of the potential distribution of every species have been generated. Uniformity of sampling density has been examined using the evenness index of Pielou. It is shown that certain phytogeographic territories have been sampled more frequently than others. Consequently, maps reflecting the potential distribution of the species have been developed based on the sample locations and on environmental data in order to determine the ecological niches of the species and to detect cases of vicariance. Two types of vicariance have been observed for the phytogeographic models of Robyns (1948) and White (1979-1986) at the genus level and the subspecies level: ecological vicariance and geographic vicariance. Ecological vicariance concerns species or subspecies sampled in the same phytogeographic territory while geographic vicariance concerns species or subspecies only observed in different phytogeographic territories. For the phytogeographic model of Robyns (1948), 27 pairs of ecological vicariance and six pairs of geographic vicariance have been identified at the genus level; at the subspecies level, six pairs of ecological vicariance and two pairs of geographic vicariance have been observed. Regarding the phytogeographic model of White (1979, 1986), 43 pairs of ecological vicariance and seven pairs of geographic vicariance have been observed at the genus level; five pairs of ecological vicariance and one single pair of geographic vicariance have been identified at the subspecies level. Our study enabled to put forward the following zones of speciation : the Upper Katanga district (Robyns, 1948) or Zambezian regional centre of endemism (White, 1979, 1986); the Lakes Edward and Kivu district and Ruanda-Urundi district (Robyns, 1948) or Afromontane archipelago-like regional centre of endemism including the Lake Victoria Mosaic (White, 1979, 1986). These two zones can be considered as concentration zones of “refugee species” and consequently as biodiversity hotspots. The aforementioned observations are not only important from a phytogeographic point of view (speciation centres, zones of refugee species), but also for conservation policy development. This approach allowed suspecting cases of vicariance within the family of Acanthaceae, which would deserve a thorough study phylogenetic

Key words: Phytogeography, Conservation, R.D. Congo, Rwanda, Burundi, Acanthaceae, Vicariance.

6.4 Introduction

La révélation de facteurs communs de distribution à plusieurs espèces, la délimitation de régions biogéographiquement diversifiées, la recherche de frontières biogéographiques et l'étude des relations abondance-répartition ont permis l'émergence de théories et de nombreux modèles tant en biogéographie (Mac Arthur & Wilson, 1967; Levins, 1969; Hanski, 1982; Brown, 1984) qu'en paléogéographie, qu'en systématique et qu'en étude de l'évolution (Croizat, 1981; Wiley, 1988; Szalay & Bock, 1991; Wilson, 1991). La détermination des aires de distribution des espèces est impérative en systématique et en phytosociologie. D'abord au niveau systématique, la détermination des plantes est fondée aussi bien sur les caractères des racines, des tiges, des feuilles, des fleurs et des fruits (Mangenot, 1973) que sur son aire de distribution. Ensuite sur le plan floristique et autoécologique, on admet que l'aire d'une espèce est un caractère de cette espèce au même titre que ses caractères morphologiques (Ozenda, 1982). Enfin au point de vue synécologique, les facteurs spatio-temporels comptent parmi les bases de l'individualisation des communautés végétales (Habiyaremye, 1997).

Plusieurs études de divisions phytogéographiques fondées sur des arguments physionomiques et endémiques ont été réalisées en Afrique centrale. Robyns (1948), en se basant sur les aspects de la végétation et du bioclimat (hauteur des précipitations et longueur de la saison sèche), a proposé un système qui subdivise l'ensemble de la R.D. Congo, le Rwanda et le Burundi en 11 districts phytogéographiques (Figure 6.1a). White (1979, 1986), en se basant sur la distribution des taxons endémiques, a subdivisé l'Afrique et le Madagascar en 20 entités régionales dont 6 zones concernent la R.D. Congo, le Rwanda et le Burundi (Figure 6.1b).

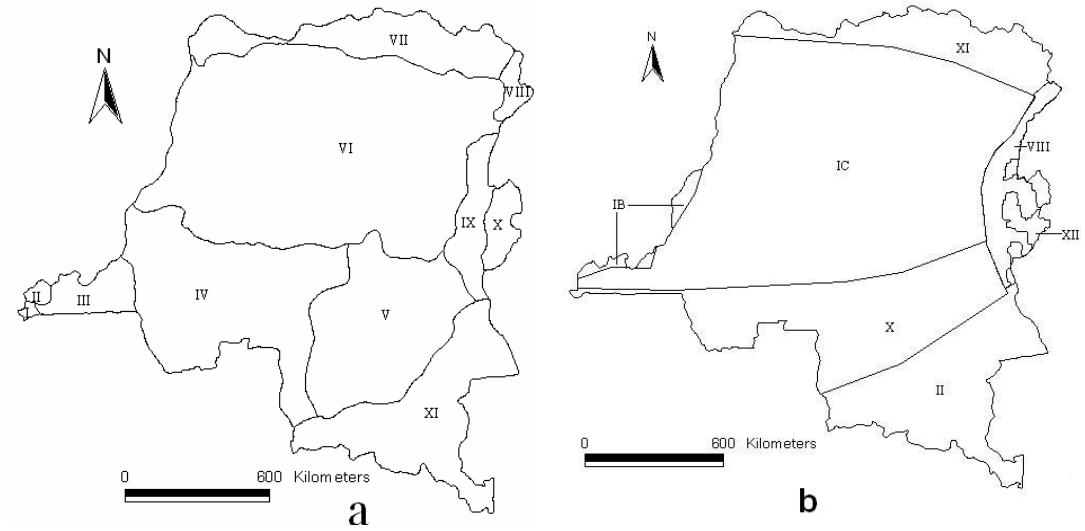


Figure 6.1 : Les deux systèmes phytogéographiques utilisés dans cette étude: (**a**) Districts phytogéographiques de Robyns (1948). (I) Côtier; (II) Mayumbe; (III) Bas-Congo; (IV) Kasai; (V) Bas-Katanga; (VI) Forestier central; (VII) Ubangi-Uele; (VIII) Lac-Albert; (IX) Lacs Edouard et Kivu; (X) Ruanda-Urundi; (XI) Haut-Katanga; (**b**) Entités phytogéographiques de White (1979, 1986) couvrant la R.D. Congo, le Rwanda et le Burundi. (I) centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais (IB : sous-centre Guinéen inférieur; IC : sous-centre Congolais); (II) centre régional d'endémisme Zambézien; (VIII) centre régional d'endémisme Afromontagnard; (X) zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Zambézienne; (XI) zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Soudanienne ; (XII) Mosaïque régional du lac Victoria. Les traits représentent les limites des territoires phytogéographiques.

Les analyses antérieures sur la distribution spatiale des Acanthaceae, effectuées par rapport aux systèmes phytogéographiques de Robyns (1948) et de White (1979, 1986), ont montré différents modèles de distribution (Koffi *et al*., 2007). Certaines espèces ont une large distribution spatiale, tandis que d'autres sont inféodées à certains territoires phytogéographiques. Aussi, l'hétérogénéité du degré d'exploration a été mise en évidence (Koffi, 2005). Ces mêmes constats ont été faits par Hepper (1979) en Afrique centrale et en Afrique sub-sahélienne par Bürger (2001) et Küper *et al*., (2006). Ces constats généraux s'expliquent par le fait que dans la nature, les espèces ont, en général, une distribution spatiale inégale (Prendergast *et al*., 1993; Gioia & Pigott, 2000; Linder *et al*., 2005; Küper *et al*., 2006) et aussi par l'insuffisante de données.

L'évolution des espèces et le remplacement d'un taxon par un autre peuvent s'opérer dans le temps et dans l'espace. C'est ce qui explique que des espèces très proches au niveau de leur phylogénie peuvent occuper des aires de répartition semblables ou différentes : les espèces sont alors dites vicariantes. Plusieurs types de vicariances se distinguent en fonction des relations qui existent entre les entités composant les couples vicariants : la vicariance géographique (Rothmaler, 1950 ; Contandriopoulos, 1981 ; Rameau *et al*., 1989); la vicariance physionomique (Contandriopoulos, 1981) ; la vicariance écologique (Vierhapper, 1919 ; Rothmaler, 1950 ; Rameau *et al*., 1989); la vicariance édaphique (Rothmaler, 1950) ; la vicariance physiologique (Vierhapper, 1919; Polunin, 1967 ; Contandriopoulos, 1981) ; la vicariance climatique (Gounot, 1969) ; la vicariance chorologique (Kiriakoff, 1965; Contandriopoulos, 1981) et la vicariance fossile (Bernardi, 1986).

L'objectif de ce travail est d'étudier les cas de vicariance des Acanthaceae en Afrique centrale. Une analyse floristique générale a été effectuée afin d'apprécier le degré d'exploration à partir de l'échantillonnage, pour ensuite examiner les différents cas de couples d'espèces qui répondent à la notion de vicariance au sein de la famille des Acanthaceae récoltées en Afrique centrale, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948) et White (1979, 1986). Nous nous proposerons ainsi de réaliser les cartes de distribution réelle basées sur les lieux de récolte combinées aux cartes de distribution potentielle basée sur les variables environnementales pour simuler les limites de distribution spatiale des espèces afin de déterminer à quel type de vicariance appartient chaque groupe d'espèces.

Le choix des Acanthaceae pour cette étude se justifie par le fait que c'est une famille qui a été largement récoltée de 1888 à 2001 par environ 427 collecteurs en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi. La plupart de ces échantillons sont conservés dans l'herbier du Jardin Botanique National de Belgique (BR) où ils ont fait récemment l'objet d'une révision systématique (Champluvier, 1991, 1997, 1998).

6.5 Matériels et méthodes

6.5.1 Zone d'étude

Notre étude couvre l'ensemble de la R.D. Congo, le Rwanda et le Burundi, appelé ici 'Afrique centrale'. Ce territoire est compris, d'une part, dans le domaine équatorial caractérisé par une température moyenne annuelle variant entre 25 et 27 °C et par une précipitation moyenne annuelle variant de 2000 à 3000 mm avec l'absence de saison sèche et d'autre part, dans le domaine subéquatorial, caractérisé par une variation importante des conditions climatiques, avec une ou parfois deux saisons sèches bien marquées. Les différences de précipitations et de

températures sont d'autant plus marquées que l'on s'éloigne de l'équateur (Sys, 1960). Sur le plan hydrographique, le fleuve Congo est le plus important. Au niveau physiographique, le paysage de notre zone d'étude est essentiellement constitué de plateaux étagés, formant une espèce de bourrelet autour de la cuvette centrale moins élevée (Sys, 1960), aux altitudes allant de moins de 200 m (zone littorale) au-delà de 1500 m dans le massif montagneux de l'Est. Dans cette zone, on note de hauts plateaux qui s'élèvent progressivement vers le Sud-Est et atteignent 1000 à 2000 m d'altitude, à l'Est, aux abords de la « Rift valley » (Van Chi Bonnardel, 1973). Dans le massif volcanique des Virunga les altitudes atteignent 4500 m ; elles dépassent même 5000 m dans le massif du Ruwenzori.

La végétation d'Afrique centrale est faite de forêts et de savanes. Les savanes soudaniennes qui se prolongent dans la zone de transition Guinéo-Congolaise/Soudanienne, occupent le Nord de ce territoire. Dans la zone centrale, domaine de la forêt équatoriale, on observe des trouées qui marquent la présence des savanes incluses. Dans la partie Sud, la végétation savanicole arrive dans la zone de transition Guineo-Congolaise/Zambézienne. On note par endroits, des forêts denses sèches (muhulu), des forêts claires (forêts tropophiles ou miombo) et des mangroves (Mayaux *et al*., 1999).

Les interventions humaines sur le couvert végétal sont multiples, les principales étant la culture, l'élevage et le feu de brousse (Vande Weghe, 2004).

6.5.2 Données floristiques

Cette étude a porté sur 9181 échantillons d'Acanthaceae récoltés de 1888 à 2001 par environ 427 collecteurs en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi regroupant 48 genres, 310 espèces et 6362 localités. Les espèces rudérales, aquatiques, introduites et cultivées ont été exclues parce que leur distribution spatiale est déterminée par des facteurs non écologiques. Seulement les espèces représentées par plus de dix échantillons (137 espèces et 38 genres) ont été retenues pour les analyses dans cette étude. Les données sur le matériel pris comme exemple se trouvent à l'annexe 5. Le Répertoire de Bamps (1982) a été utilisé pour les localités de récolte. Le matériel utilisé pour les cas vicariance évoqués dans ce travail, est à l'annexe. L'encodage a été fait avec le logiciel Brahms version 5.5800 (Anonyme, 2004) et les cartes de distribution spatiale ont été réalisées avec le logiciel Arcview Gis version 3.3 (www. esri.com).

6.5.3 Degré d'exploration

Le territoire a été couvert par des mailles de 1.5°×1.5° numéroté de 1 à 118 (Koffi, 2005) à l'intérieur desquelles le nombre d'échantillons a été déterminé. A l'aide de la fonction «Interpolate Grid» du logiciel Arcview Gis version 3.3, une interpolation a été effectuée pour mettre en évidence les zones les plus explorées et les lacunes. Aussi l'indice d'équitabilité ou régularité de Pielou (1975) a été calculé à travers les mailles, selon la formule suivante:

$$E = -\frac{\sum_{i=1}^{n} p_i \log p_i}{\log n} \quad ; \qquad (6.1)$$

avec p_i la proportion du nombre d'échantillons récolté dans chaque maille et n le nombre de mailles (n=118). Il varie entre 0 (certaines mailles ont été beaucoup plus échantillonnées que d'autres) et 1 (équilibre parfait entre les mailles).

6.5.4 Distribution potentielle

La prédiction de l'aire de distribution des espèces est au centre de diverses applications de l'écologie, des sciences de l'évolution et de la conservation (Elith *et al.*, 2006). Ainsi une pléthore de méthodes pour la modélisation est maintenant disponible (Guisan & Zimmerman, 2000 ; Burgman *et al*., 2005 ; Wintle & Bardos, 2006). Elith *et al.* (2006) a comparé seize méthodes et a constaté que l'Approche d'Entropie Maximale (Maxent) mis au point par Phillips *et al.* (2004), est une des méthodes les plus fiables. Ses origines se situent en mécanique statistique (Jaynes, 1957) et il reste un domaine de la recherche pour le traitement des données incomplètes (données d'herbier). Maxent estime la distribution spatiale de l'espèce en fonction de l'entropie maximale de chaque variable environnementale soumise (Phillips *et al.*, 2004, 2006) (annexe 3).

Les variables environnementales ont été obtenues sur Worldclim (Hijmans *et al*., 2005 ; http://www.worldclim.org/) avec une résolution de 2.5 arc-minute au sol. Elles couvrent la période de 1950 à 2000. Les couches de données ont été produites par l'interpolation de données climatiques mensuelles moyennes de stations météorologiques. Les variables sont la précipitation moyenne mensuelle, la température minimale et maximale et 19 variables bioclimatiques (BIOCLIM: http://www.worldclim.org/bioclim.htm) (Tableau 6.1). Les couches qui concernent notre zone d'étude couvrent une grille de 468×468 et ont été extraites avec la fonction «Subset de l'extension Image Analysis» du logiciel Arcview Gis version 3.3. Une matrice avec les espèces et les coordonnées géographiques a été réalisée. Toutes ces données ont été soumises au logiciel Maximum Entropy Species Distribution Modeling (Phillips *et al.*, 2004), version 2.3 pour la réalisation des cartes de distribution potentielle. Il fait 1000 itérations avant de prédire les aires potentielles des espèces en tenant compte des variables environnementales les plus déterminantes pour l'espèce concernée.

Tableau 6.1 : Variables environnementales BIOCLIM (hyyp://www.worldclim.org/bioclim.htm) utilisées pour générer les cartes de distribution potentielle.

Variables environnementales BIOCLIM	
bio _1	Température moyenne annuelle
bio _2	Variation journalière moyenne des températures (moyenne mensuelle (max. température- min température))
bio _3	Ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle
bio _4	Saisonnalité de la température (écart-type *100)
bio _5	Température maximale du mois le plus chaud
bio _6	Température minimale du mois le plus froid
bio _7	Variation annuelle de température
bio _8	Température moyenne du trimestre le plus humide
bio _9	Température moyenne du trimestre le plus sec
bio _10	Température moyenne du trimestre le plus chaud
bio _11	Température moyenne du trimestre le plus froid
bio _12	Précipitation annuelle
bio _13	Précipitation du mois le plus humide
bio _14	Précipitation du mois le plus sec
bio _15	Saisonnalité de la précipitation (coefficient de variation)
bio _16	Précipitation du trimestre le plus humide
bio _17	Précipitation du trimestre le plus sec
bio _18	Précipitation du trimestre le plus chaud
bio_19	Précipitation du trimestre le plus froid

6.6 Résultats

6.6.1 Analyse floristique

Les districts phytogéographiques selon Robyns (1948), les plus diversifiés sont le district du Haut-Katanga avec 152 espèces (49.03 %); le district du Forestier central et le district des Lacs Edouard et Kivu avec 134 espèces chacun (43.23 %); le district Ruanda-Urundi avec 99 espèces (31.94 %). Seulement 11 espèces (3.55 %) de l'ensemble des espèces ont été récoltées dans le district du Côtier.

Selon White (1979, 1986), les entités phytogéographiques qui regorgent le plus grand nombre d'espèces sont le centre régional d'endémisme Afromontagnard incluant la Mosaïque régional du lac Victoria et le centre régional d'endémisme Zambézien avec respectivement 172 espèces (55.48%) et 156 espèces (50.32%). Lorsqu'on assemble le sous-centre Guinéen inférieur et le sous-centre Congolais, on obtient le centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais au sein duquel 142 espèces (45.81), ont été récoltées. La zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Soudanienne regorge 75 espèces (24.19%).

6.6.2 Degré d'exploration

Les mailles les plus échantillonnées sont: la maille 51 (1017 échantillons), la maille 112 (654 échantillons), la maille 40 (637 échantillons), la maille 33 (509 échantillons), la maille 30 (454 échantillons), la maille 83 (306 échantillons), la maille 39 (270 échantillons), la maille 37 (255 échantillons), la maille 50 (251 échantillons) et la maille 107 (238 échantillons) (Figure 6.2a). Ces mailles représentent 48.95% de l'ensemble des récoltes. Les mailles densément explorées sont situées, selon Robyns (1948), dans les districts du Lacs Edouard et Kivu, du Ruanda-Urundi, du Haut-Katanga (Figure 6.2b) ou le centre régional d'endémisme Afromontagnard incluant la Mosaïque régional du lac Victoria et le centre régional d'endémisme Zambézien selon White (1979, 1986) (Figure 6.2c). Par contre 33 mailles ont entre zéro et dix échantillons et représentent 2.48% de l'ensemble des récoltes. Ces mailles sont situées dans les districts selon Robyns (1948), du Kasai, du Bas-Katanga et au sud du Forestier central correspondant à la zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Zambézienne et au sud du sous-centre Congolais (White, 1979, 1986). La valeur de l'indice d'équitabilité (E = 0.02), calculé à travers les mailles, est très faible; ce qui prouve qu'il y'a des mailles plus échantillonnées que d'autres. Les mailles les plus échantillonnées sont situées dans les territoires phytogéographiques qui englobent les grands centres d'activités humaines (Hepper, 1979).

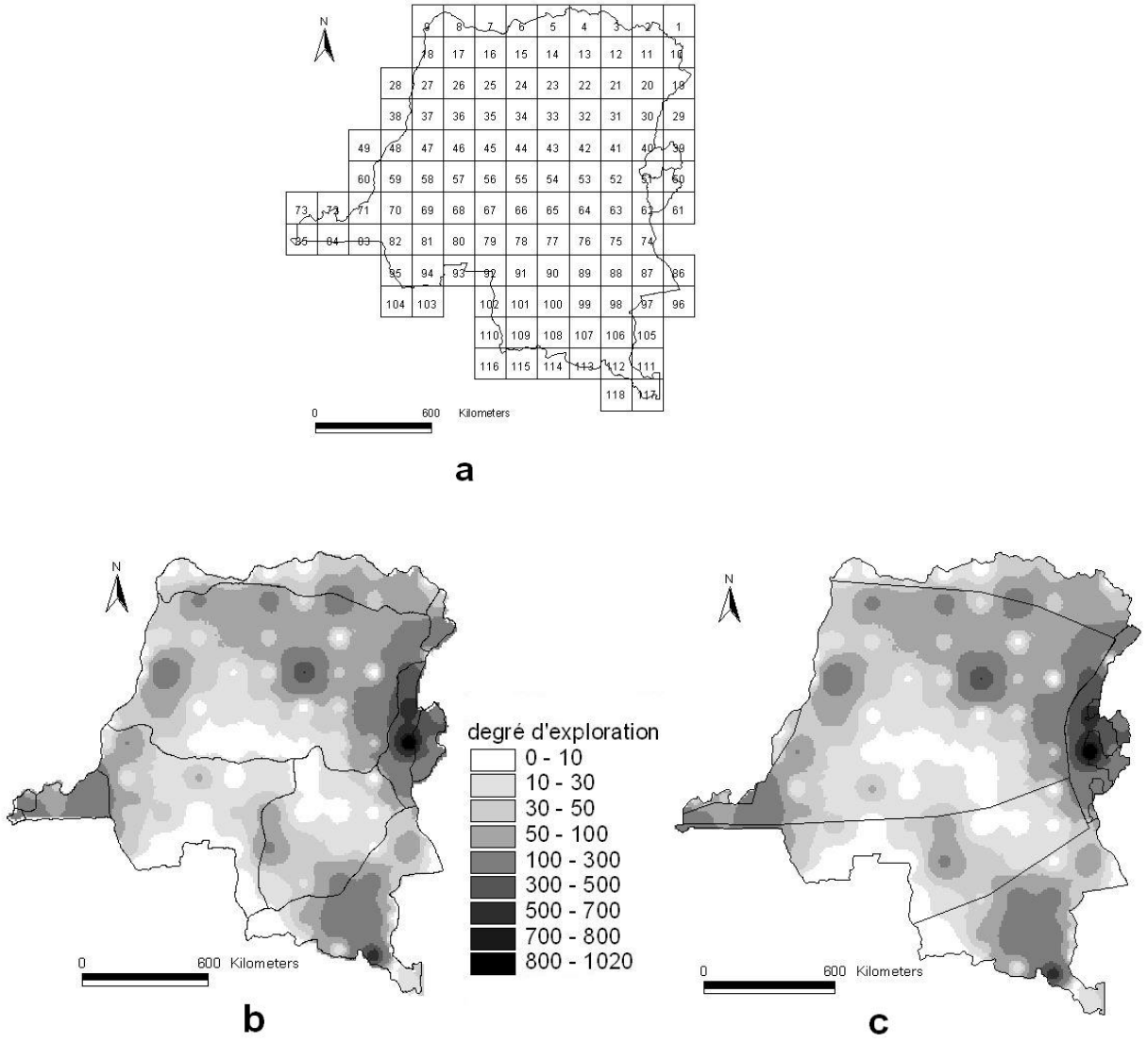


Figure 6.2: Degré d'exploration floristique selon la base de données des Acanthaceae: (**a**) Mailles numérotées de 1 à 118; (**b**) Districts phytogéographiques de Robyns (1948); (**c**) Entités phytogéographiques de White (1979, 1986) couvrant la R.D. Congo, le Rwanda et le Burundi. Pour les noms des territoires phytogéographiques, voir Figure 6.1.

6.6.3 Distribution spatiale des espèces

L'analyse des cartes de distribution de l'ensemble des espèces a montré différents modèles de distribution spatiale. Alors que certaines espèces sont inféodées à des territoires phytogéographiques (espèces uniques ou endémiques), d'autres par contre ont été récoltées dans deux ou trois territoires phytogéographiques (espèces de liaison) et d'autres encore ont été récoltées dans tous les districts phytogéographiques de Robyns (1948) ou entités phytogéographiques de White (1979, 1986) (espèces à large distribution). Le tableau 6.2 montre la distribution spatiale de quelques espèces avec les entités phytogéographiques de White (1979, 1986).

Tableau 6.2: Différents types de distribution spatiale des Acanthaceae selon les entités phytogéographiques de White (1979, 1986) avec les phytochories des espèces de liaison. Pour les noms des entités phytogéographiques I à XII, voir Figure 6.1.

Type de distribution	Exemples
Espèces distribuées dans tous les territoires phytogéographiques de la région d'étude	*Asystasia gangetica* T.Anders. subsp. *micrantha* (Nees) Ensermu Kelbessa *Brillantaisia owariensis* P.Beauv. *Hypoestes forskalei* (Vahl.) Soland. ex Roem. & Schult. *Nelsonia smithii* Oerst. *Phaulopsis imbricata* (Forssk.) Swelt. subsp. *poggei* (Lindau) Manklow *Rungia grandis* T.Anders. *Whitfieldia elongata* (P.Beauv.) De Wild. & T.Dur.
Espèces de liaison	*Acanthus latisepalus* C.B.Cl. (IB, IC, X, XII) *Anisosepalum alboviolaceum* (R.Ben.) E.Hossain (IC, X, XII) *Anisotes macrophyllus* (Lindau) Heine (IC, X, XI, XII) *Barleria descampsii* Lindau (II, X) *Brillantaisia kirungae* Lindau (IC, II, VIII, X, XII) *Dicliptera wittei* Mildbr. (IC, VIII, X, XI, XII) *Justicia matammensis* (Schweinf.) Oliv. (IC, VIII, XI, XII) *Justicia pynaertii* De Wild. (IC, XII) *Lankesteria elegans* (P.Beauv.) T.Anders. (IB, IC, X, XI, XII) *Monechma depauperatum* (T.Aders.) C.B.Cl. (II, XI) *Peristrophe paniculata* (Forssk.) Brummit (IB, IC, II, VIII, X, XII) *Thunbergia petersiana* Lindau (II, VIII, XI, XII)
Espèces zambéziennes	*Asystasia zambiana* Brummit & Chisumpa *Barleria velutina* Champl. *Blepharis katangensis* De Wild. *Hygrophila pilosa* Burkill
Espèces guinéo-congolaises	*Justicia alchorneeticola* Champl. *Physacanthus batanganus* (J. Braun & K.Schum.) Lindau *Ruellia mayumbensis* Champl. *Thunbergia pynaertii* De Wild. *Whitfieldia laurentii* (Lindau) C.B.Cl.
Espèces afromontagnardes	*Blepharis cristata* S.Moore *Dyschoriste clinopodioides* Mildbr. *Justicia anagalloides* (Nees) T.Anders. *Justicia exigua* S.Moore *Justicia nigrescens* Champl. *Monechma subsessile* (Oliv.) C.B.Cl. *Thunbergia mildbraediana* Lebrun & Toussaint

6.6.4 Vicariance

Dans cette étude, deux types de vicariance ont été observés au niveau générique et au spécifique, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948) et White (1979, 1986): la vicariance écologique et la vicariance géographique. La vicariance écologique s'applique aux espèces du même genre ou sous-espèces récoltées dans les mêmes territoires phytogéographiques et la vicariance géographique concerne les espèces du même genre ou sous-espèces récoltées dans des territoires phytogéographiques séparés.

6.6.4.1 Vicariance au niveau générique à travers les territoires phytogéographiques de Robyns (1948)

Concernant les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948) et au niveau générique, 27 couples présentant des cas de vicariance écologique et six couples, des cas de vicariance géographique ont été observés (Tableau 6.3).

6.6.4.1.1 Vicariance écologique

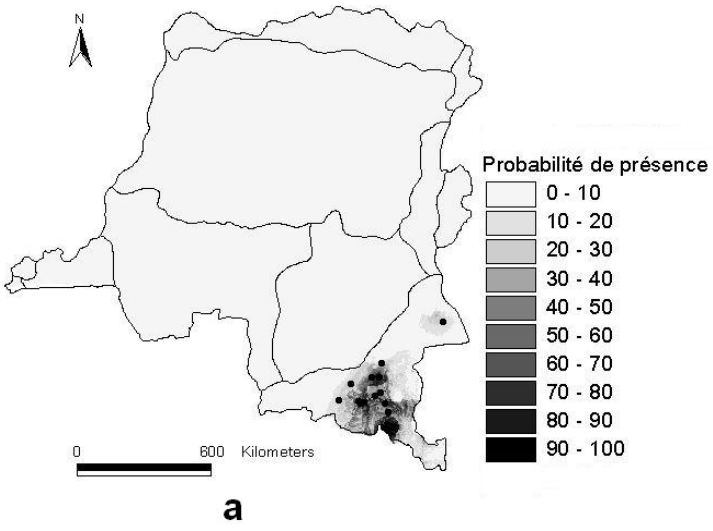
Nous présentons ici un exemple de cas de vicariance écologique, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948), au sein du genre *Blepharis* Juss. avec le couple *Blepharis katangensis* De Wild. et *B. menocotyle* Milne-Redh. (Figure 6.3a & b). En effet, ces deux espèces ont été récoltées dans le district XI. Les récoltes ont été faites dans les mêmes milieux (forêt claire, savane, jachère forestière, miombo, marais, marécage, muhulu, dembo), aux altitudes comprises entre 920 et 1410 m. La carte de distribution potentielle montre une probabilité de présence dans les districts I, II et III. Les variables environnementales qui déterminent la distribution spatiale potentielle selon Maxent, sont le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle pour *Blepharis katangensis* De Wild. et la variation annuelle de température pour *Blepharis menocotyle* Milne-Redh. Ces deux espèces ont été récoltées dans les mêmes milieux et sont circonscrites dans les mêmes territoires phytogéographiques, elles présentent donc un cas de vicariance écologique.

6.6.4.1.2 Vicariance géographique

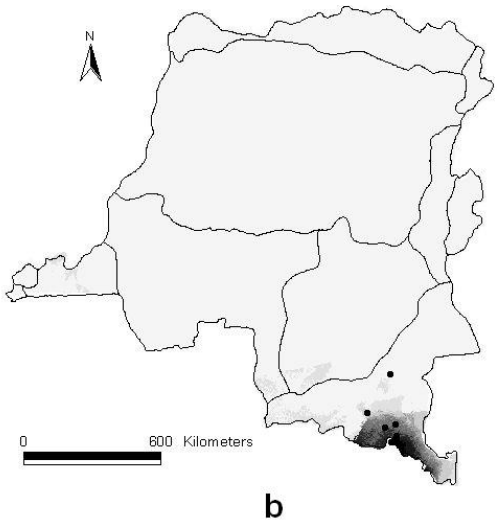
Un exemple de cas de vicariance géographique, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948), au sein du genre *Pseuderanthemum* Radlk. est présenté par le couple *Pseuderanthemum ludovicianum* (Büttn.) Lindau et *P. lindavianum* De Wild. & T.Dur. (Figure 6.3c & d). En effet, *Pseuderanthemum ludovicianum* (Büttn.) Lindau a été récoltée dans presque tous les districts phytogéographiques de Robyns (1948) sauf dans les districts I, II, X et XI. Les récoltes ont été faites dans la forêt ombrophile, dans les galeries forestières, dans les forêts secondaires, dans les forêts de transition, au bord des ruisseaux, dans la forêt de montagne, dans les palmeraies, dans les forêts marécageuses, dans les cultures, dans les marais, dans les forêts ripicoles, aux altitudes comprises entre 470 et 2100 m. La carte de distribution potentielle montre une probabilité maximale de présence dans le district X. La variable environnementale la plus significative pour la distribution spatiale potentielle de cette espèce, selon Maxent, est la précipitation du trimestre le plus froid. A l'inverse *Pseuderanthemum lindavianum* De Wild. & T.Dur. a une distribution très restreinte. Elle n'a été récoltée que dans le district I et II. Les récoltes ont été faites dans la forêt ombrophile, dans la savane, au bord de lac, dans les jachères forestières, dans les forêts secondaires et dans les ravins. La carte de distribution spatiale potentielle montre que cette espèce a une probabilité de présence dans le district XI. La variable environnementale qui a une influence importante sur la distribution potentielle de cette espèce, selon Maxent, est l'altitude. Ces deux espèces ont des habitats similaires, mais se trouvent dans des territoires différents, donc elles présentent un cas de vicariance géographique qui peut-être interprété comme une spéciation péripatrique.

Tableau 6.3: Types de vicariance au niveau générique à travers les territoires phytogéographiques de Robyns (1948). Les espèces avec le même chiffre forment les couples de vicariance et les différentes combinaisons donnent 27 couples de cas de vicariance écologique et six couples des cas de vicariance géographique.

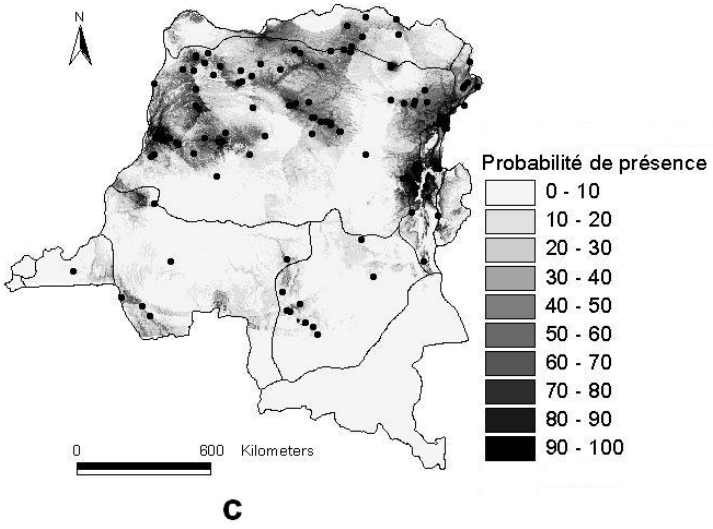
Espèces	Territoires phytogéographiques (Robyns, 1948)											Types de vicariance	
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	Vicariance écologique	Vicariance géographique
Asystasia albiflora Ensermu Kelbessa					x						x		1
Asystasia leptostachya Lindau			x	x	x	x			x				1
Blepharis glumacea S. Moore											x	1	
Blepharis integrifolia (L.f.) E. Meyer ex Schinz var. *integrifolia* Champl.									x	x			2
Blepharis katangensis De Wild.											x	1	2
Blepharis menocotyle Milne-Redh											x	1	2
Justicia bequaertii De Wild.					x						x	2	
Justicia elegantula S. Moore					x						x	2	
Justicia engleriana Lindau					x			x	x	x		3	
Justicia nuttii C.B.Cl.					x						x	3	
Justicia upembensis Hedrén											x	3	
Lepidagathis fischeri C.B.Cl.					x					x	x	4	
Lepidagathis gossweileri S. Moore											x	4	
Lepidagathis scariosa Nees											x	4	
Phaulopsis imbricata (Forssk.) Swelt. subsp. *pallidifolia* Manktelow											x	5	
Phaulopsis johnstonii C.B.Cl.											x	5	
Pseuderanthemum lindavianum De Wild. & T.Dur.	x	x	x										3
Pseuderanthemum ludovicianum (Büttn.) Lindau			x	x	x	x	x	x	x				3
Thunbergia ciliata De Wild.											x	6	
Thunbergia crispa Burkill											x	7	4
Thunbergia cynanchifolia Benth. subsp. *subsessilifolia* Champl.				x	x						x	6	
Thunbergia fasciculata Lindau						x		x	x				4
Thunbergia gentianoides Radlk.			x		x						x	6	
Thunbergia kirkiana T. Anders					x				x		x	8	
Thunbergia lamellata Heine				x	x					x	x	8	
Thunbergia lancifolia T. Anders.				x	x					x	x	8	
Thunbergia lathyroides Burkill											x	7	
Thunbergia manikensis De Wild.					x						x	7	
Thunbergia marunguensis Champl.											x	7	
Thunbergia oblongifolia Oliv.											x	7	



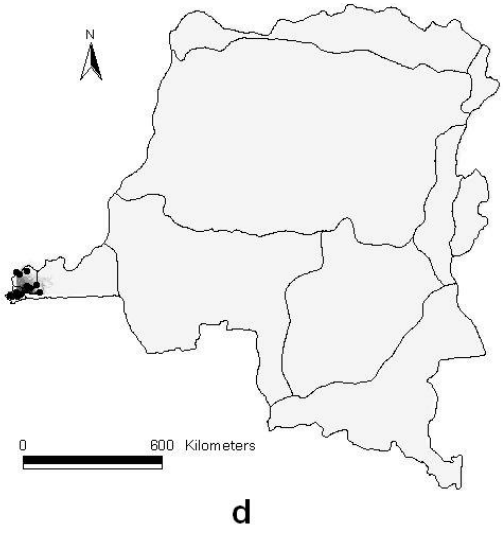
Blepharis katangensis



Blepharis menocotyle



Pseuderanthemum ludovicianum



Pseuderanthemum lindavianum

Figure 6.3: Un exemple de cas de vicariance écologique, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948), au sein du genre *Blepharis* Juss. avec le couple: (**a**) *Blepharis katangensis* De Wild., (**b**) *Blepharis menocotyle* Milne-Redh. Un exemple de cas de vicariance géographique, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948), au sein du genre *Pseuderanthemum* Radlk. avec le couple: (**c**) *Pseuderanthemum ludovicianum* (Büttn.) Lindau, (**d**) *Pseuderanthemum lindavianum* De Wild. & T.Dur. Les points noirs représentent les lieux de récolte, les taches représentent la présence potentielle (plus elle est foncée plus la probabilité de présence est élevée), les traits sont les limites des districts phytogéographiques de Robyns (1948).

Tableau 6.4 : Types de vicariance au niveau spécifique à travers les territoires phytogéographiques de Robyns (1948). Les espèces avec le même chiffre forment les couples de vicariance et les différentes combinaisons donnent six couples de cas de vicariance écologique et deux couples des cas de vicariance géographique. Pour les noms des territoires phytogéographiques, voir Figure 6.1.

Espèces	Territoires phytogéographiques (Robyns, 1948)											Types de vicariance	
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	Vicariance écologique	Vicariance géographique
Acanthus pubescens Eng. & Turrill. var. *pubescens* Champl.						x		x	x	x	x	1	
Acanthus pubescens Engl. & Turrill. var. *tomentosus* Champl.									x	x		1	
Anisosepalum alboviolaceum (R. Ben.) E. Hossain			x	x		x			x			2	
Anisosepalum alboviolaceum (R. Ben.) E. Hossain subsp. *alboviolaceum* Champl.				x		x			x			2	
Anisosepalum alboviolaceum (R. Ben.) E. Hossain subsp. *gracilius* (Heine) Champl.			x			x						2	
Anisosepalum humbertii (Mildr.) E. Hossain subsp. *humbertii*									x	x			1
Anisosepalum humbertii (Mildr.) E. Hossain subsp. *zambiense* Champl.											x		1
Brachystephanus congensis Champl. subsp. *congensis*			x	x									2
Brachystephanus congensis Champl. subsp. *latipaniculatus* Champl.					x	x							2
Lepidagathis scariosa Nees *scariosa*											x	3	
Lepidagathis scariosa Nees subsp. *parvifolia* Champl.											x	3	
Thunbergia hockii De Wild. *hockii*				x	x				x	x	x	4	
Thunbergia hockii De Wild. subsp. *parvicapsula* Champl.					x						x	4	

6.6.4.2 Vicariance au niveau spécifique à travers les territoires phytogéographiques de Robyns (1948)

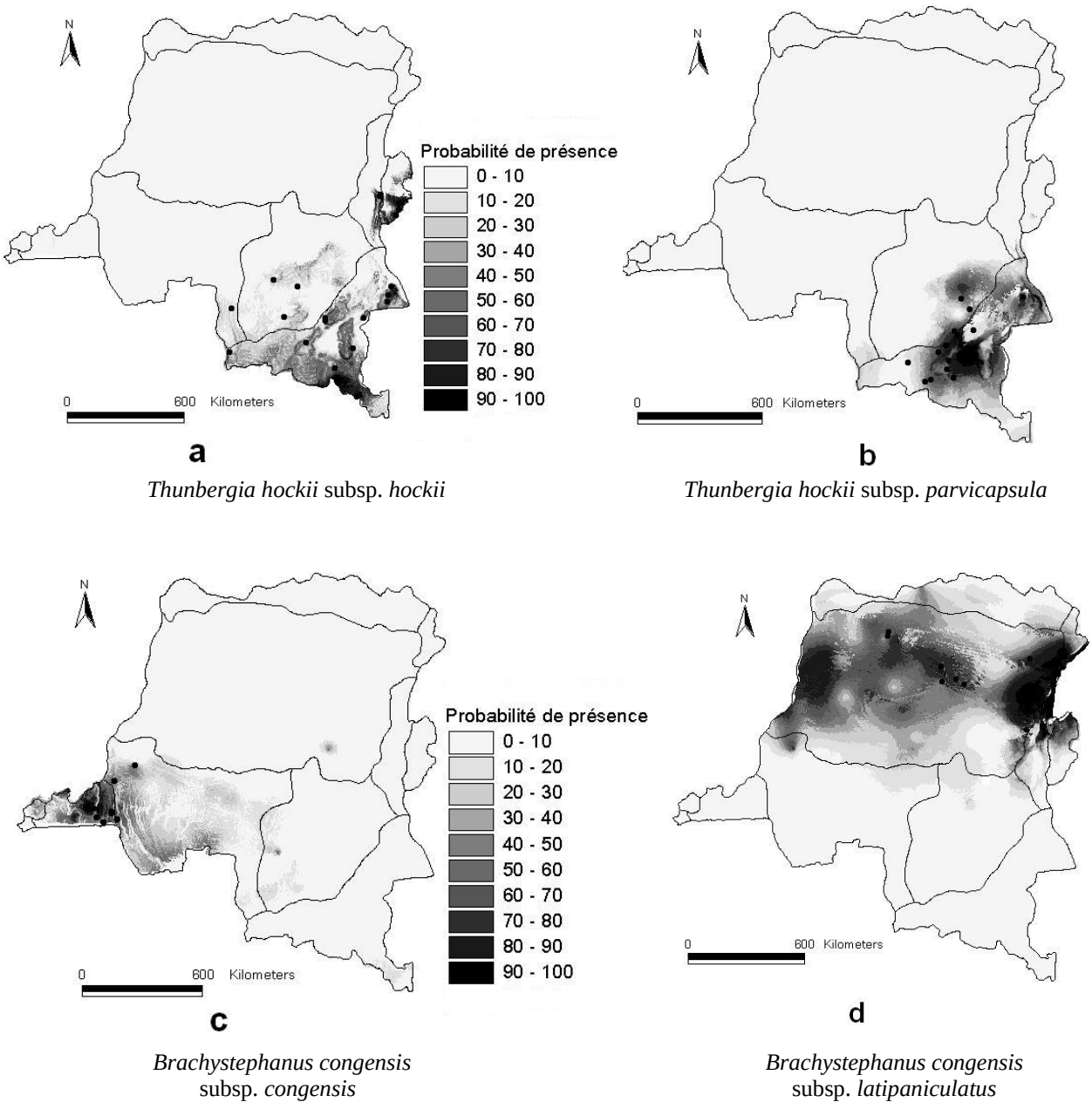
Concernant les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948) et au niveau spécifique, six couples présentant des cas de vicariance écologique et deux couples, des cas de vicariance géographique ont été observés (Tableau 6.4)

6.6.4.2.1 Vicariance écologique

Un exemple de cas de vicariance écologique, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948), est présenté par le couple *Thunbergia hockii* De Wild. subsp. *hockii* et subsp. *parvicapsula* Champl. (Figure 6.4a & b). En effet, *Thunbergia hockii* De Wild. subsp. *hockii* a été récoltée dans les districts IV, V, IX, X et XI et *Thunbergia hockii* De Wild. subsp. *parvicapsula* Champl. dans les districts V et XI, mais la carte de distribution spatiale potentielle prévoit une probabilité de présence dans les districts IV, IX et X. Elles ont été récoltées dans les mêmes habitats (forêt claire, savane, cultures, jachère forestière), aux altitudes comprises entre 600 et 1800 m. Les variables environnementales les plus déterminantes pour la distribution spatiale potentielle, selon Maxent, sont la précipitation du trimestre le plus sec pour *Thunbergia hockii* De Wild. subsp. *hockii* et la précipitation du trimestre le plus froid pour *Thunbergia hockii* De Wild. subsp. *parvicapsula* Champl. Ce couple d'espèces a les mêmes habitats et se trouve dans les mêmes territoires phytogéographiques. Il présente un cas de vicariance écologique.

6.6.4.2.2 Vicariance géographique

Un exemple de cas de vicariance géographique, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948), est présenté par le couple *Brachystephanus congensis* Champl. subsp. *congensis* et subsp. *latipaniculatus* Champl. (Figure 6.4 c & d). En effet, *Brachystephanus congensis* Champl. subsp. *congensis* a été récoltée dans les districts III et IV. Elle a été récoltée dans les forêts marécageuses, dans les galeries forestières. La carte de distribution potentielle montre une présence dans les districts I et II jusqu'aux frontières avec le Congo Brazzaville et l'Angola. On constate aussi une extension très faible dans le district V et XI. Sa niche écologique est influencée par la précipitation du trimestre le plus chaud, selon Maxent. Tandis que *Brachystephanus congensis* Champl. subsp. *latipaniculatus* Champl. a été récoltée dans le district VI et IX. Elle a été récoltée dans la forêt et au bord de l'eau. La carte de distribution potentielle montre une probabilité de présence dans les districts VII, VIII et X jusqu'aux frontières avec la République de l'Afrique centrale le Soudan et l'Uganda. La variable environnementale qui influence sa distribution spatiale potentielle, selon Maxent, est la saisonnalité de la précipitation. Ces deux espèces ont été récoltées dans des milieux similaires, mais dans des territoires phytogéographiques différents, donc elles présentent un cas de vicariance géographique.



Thunbergia hockii subsp. *hockii* — *Thunbergia hockii* subsp. *parvicapsula*

Brachystephanus congensis subsp. *congensis* — *Brachystephanus congensis* subsp. *latipaniculatus*

Figure 6.4: Un exemple de cas de vicariance écologique, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948), avec le couple : (**a**) *Thunbergia hockii* De Wild. subsp. *hockii*, (**b**) *Thunbergia hockii* De Wild. subsp. *parvicapsula* Champl. Un exemple de cas de vicariance géographique, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948), avec le couple : (**c**) *Brachystephanus congensis* Champl. subsp. *congensis*, (**d**) *Brachystephanus congensis* Champl. subsp. *latipaniculatus* Champl. Les points noirs représentent les lieux de récolte, les taches représentent la présence potentielle (plus elle est foncée plus la probabilité de présence est élevée), les traits sont les limites des districts phytogéographiques de Robyns (1948).

6.6.4.3 Vicariance au niveau générique à travers les entités phytogéographiques de White (1976, 1986)

Concernant les entités phytogéographiques définies par White (1976, 1986) et au niveau des genres, 43 couples présentant des cas de vicariance écologique et sept couples, des cas de vicariance géographique ont été observés (Tableau 6.5).

Tableau 6.5: Types de vicariance au niveau générique à travers les entités phytogéographiques de White (1979, 1986). Les espèces avec le même chiffre forment les couples de vicariance et les différentes combinaisons donnent 43 couples de cas de vicariance écologique et sept couples des cas de vicariance géographique. Pour les noms des territoires phytogéographiques, voir Figure 6.1.

Espèces	Territoires phytogéographiques						Types de vicariance	
	I (IC+IB)	II	VIII	X	XI	XII	Vicariance écologique	Vicariance géographique
Asystasia albiflora Ensermu Kelbessa		x						1
Asystasia congensis C.B.Cl.	x			x				2
Asystasia leptostachya Lindau	x		x	x			1	1
Asystasia mysorensis (Roth.) T. Anders.		x	x		x	x		2
Asystasia vogeliana Benth.	x		x	x	x		1	
Barleria descampsii Lindau		x		x			2	
Barleria grandicalyx Lindau			x			x		3
Barleria velutina Champl.		x					2	3
Blepharis burundiensis Lindau			x			x	3	
Blepharis cristata S. Moore			x			x	3	
Blepharis glumacea S. Moore		x					4	
Blepharis katangensis De Wild.		x					4	
Blepharis menocotyle Milne-Redh		x					4	
Dicliptera verticillata (Forssk.) Christ.	x		x	x	x	x	5	
Dicliptera wittei Mildbr.	x		x	x	x	x	5	
Hygrophila pilosa Burkill		x						4
Hygrophila uliginosa S. Moore	x		x	x	x	x		4
Justicia amanda Hedrén			x			x	6	5
Justicia bequaertii De Wild.		x		x			7	
Justicia elegantula S. Moore		x					7	5
Justicia engleriana Lindau			x	x		x	6	
Justicia nuttii C.B.Cl.		x					7	
Justicia upembensis Hedrén		x					7	
Lepidagathis ciliata Champl.		x					8	
Lepidagathis fischeri C.B.Cl.		x				x	8	

Tableau 6.5: (Suite).

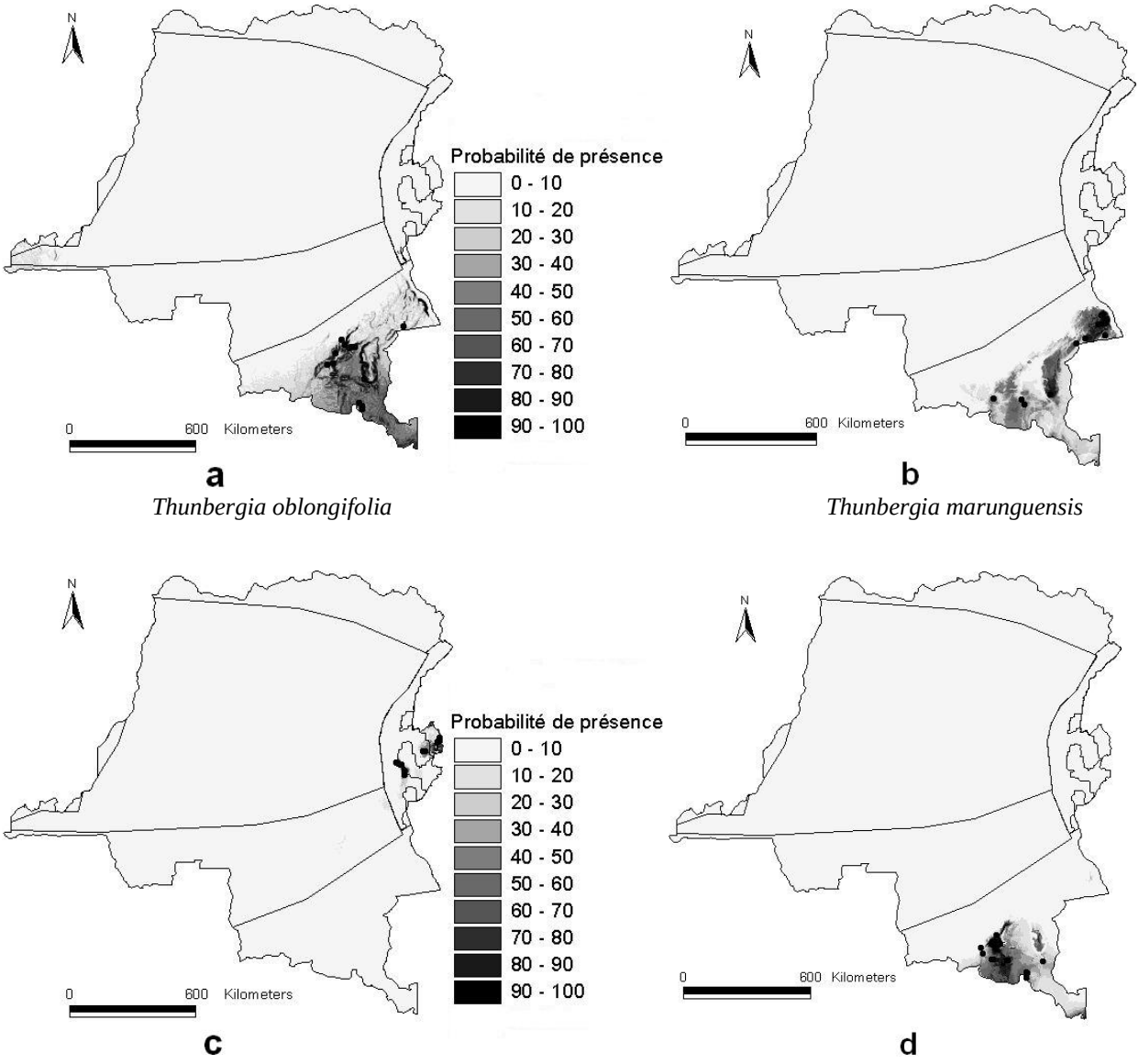
Espèces	Territoires phytogéographiques						Types de vicariance	
	I (IC+IB)	II	VIII	X	XI	XII	Vicariance écologique	Vicariance géographique
Lepidagathis gossweileri S. Moore		x					8	
Lepidagathis lanatoglabra C.B.Cl.		x					8	
Lepidagathis scariosa Nees		x					8	
Monechma bracteatum Hochst.		x	x			x	9	
Monechma debile (Forssk.) Nees		x	x			x	9	
Pseuderanthemum lindavianum De Wild. & T.Dur.	x			x				6
Pseuderanthemum ludovicianum (Büttn.) Lindau	x		x	x	x	x		6
Thunbergia ciliata De Wild.		x					11	
Thunbergia crispa Burkill		x					11	7
Thunbergia fasciculata Lindau	x		x					7
Thunbergia kirkiana T. Anders		x	x				10	
Thunbergia lamellata Heine		x		x		x	10	
Thunbergia lancifolia T. Anders.		x	x	x			10	
Thunbergia lathyroides Burkill		x					11	
Thunbergia manikensis De Wild.		x					11	
Thunbergia marunguensis Champl.		x					11	
Thunbergia oblongifolia Oliv.		x					11	

6.6.4.3.1 Vicariance écologique

Nous présentons ici un exemple de cas de vicariance écologique, à travers les entités phytogéographiques définies par White (1976, 1986), au sein du genre *Thunbergia* Retz. avec le couple *Thunbergia oblongifolia Oliv*. et *T. marunguensis* Champl. (Figure 6.5a & b). En effet, ces deux espèces on été récoltées dans l'entité phytogéographique II. Les récoltes ont été faites dans les mêmes milieux (forêt claire, savane, marais, prairie), aux altitudes comprises entre 600 et 2000 m. La variable environnementale la plus déterminante pour leur distribution spatiale potentielle est la précipitation du trimestre le plus sec pour. Ces deux espèces ont été récoltées dans les mêmes milieux et sont circonscrites dans les mêmes territoires phytogéographiques, elles présentent donc un cas de vicariance écologique.

6.6.4.3.2 Vicariance géographique

Un exemple de cas de vicariance géographique, à travers les entités phytogéographiques définies par White (1976, 1986), au sein du genre *Barleria* L. est présenté par le couple *Barleria grandicalyx* Lindau et *B. velutina* Champl. (Figure 6.5c & d). En effet, *Barleria grandicalyx* Lindau a été récoltée dans les entités phytogéographiques VIII et XII. Elle a été récoltée dans les savanes, dans les steppes et sur les rochers aux altitudes comprises entre 800 et 1450 m. Sa niche écologique est influencée par la précipitation du trimestre le plus humide, selon Maxent. Tandis que *Barleria velutina* Champl. a été récoltée dans l'entité phytogéographique II. Elle a été récoltée dans la forêt, aux altitudes comprises entre 1225 et 1500 m. La variable environnementale qui influence sa distribution spatiale potentielle, selon Maxent, est la température minimale du mois le plus froid. Ces deux espèces ont été récoltées dans des milieux similaires, mais dans des territoires phytogéographiques différents, donc elles présentent un cas de vicariance géographique.



Thunbergia oblongifolia *Thunbergia marunguensis*

Barleria grandicalyx *Barleria velutina*

Figure 6.5: Un exemple de cas de vicariance écologique, à travers les entités phytogéographiques définies par White (1976, 1986), au sein du genre *Thunbergia* Retz. avec le couple: (**a**) *Thunbergia oblongifolia* Oliv., (**b**) *Thunbergia marunguensis* Champl. Un exemple de cas de vicariance géographique, à travers les entités phytogéographiques définies par White (1976, 1986), avec le couple: (**c**) *Barleria grandicalyx* Lindau, (**d**) *Barleria velutina* Champl. Les points noirs représentent les lieux de récolte, les taches représentent la présence potentielle (plus elle est foncée plus la probabilité de présence est élevée), les traits sont les limites des entités phytogéographiques de White (1976, 1986).

6.6.4.4 Vicariance au niveau spécifique à travers les entités phytogéographiques de White (1976, 1986)

Concernant les entités phytogéographiques définis par White (1976, 1986) et au niveau des espèces, cinq couples présentant des cas de vicariance écologique et un couple, des cas de vicariance géographique ont été observés (Tableau 6.6).

Tableau 6.6: Types de vicariance au niveau spécifique à travers les entités phytogéographiques de White (1979, 1986). Les espèces avec le même chiffre forment les couples de vicariance et les différentes combinaisons donnent cinq couples de cas de vicariance écologique et un couple des cas de vicariance géographique. Pour les noms des entités phytogéographiques, voir Figure 6.1.

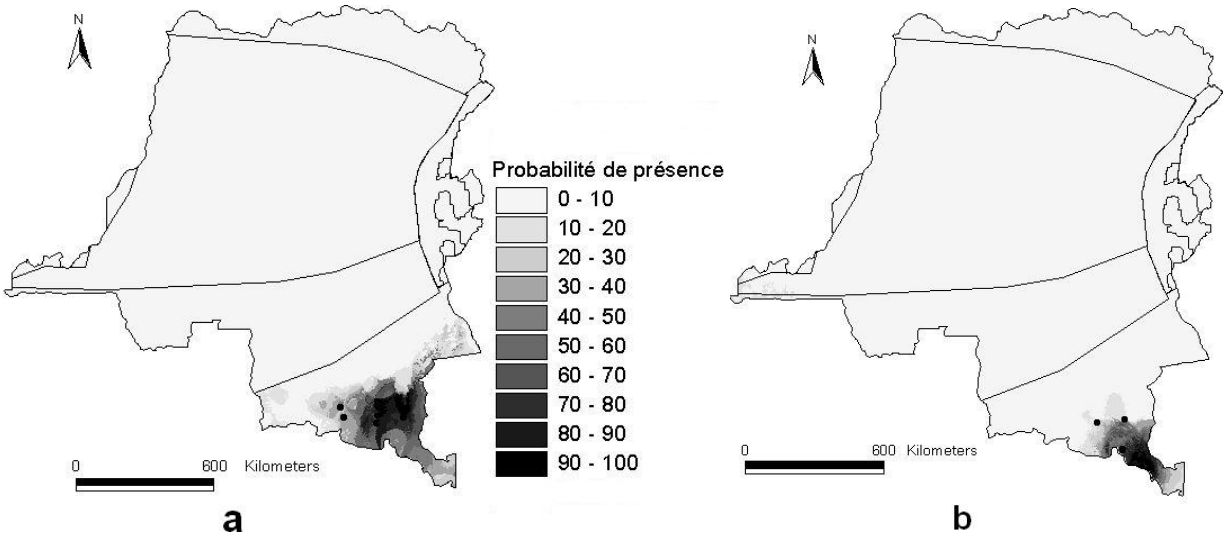
Espèces	Territoires phytogéographiques						Types de vicariance	
	I (IC+IB)	II	VIII	X	XI	XII	Vicariance écologique	Vicariance géographique
Acanthus pubescens Engl. var. *pubescens*			x			x	1	
Acanthus pubescens Engl. var. *tomentosus* Engl.			x			x	1	
Anisosepalum alboviolaceum (R. Ben.) E. Hossain	x		x	x			2	
Anisosepalum alboviolaceum (R. Ben.) E. Hossain subsp. *alboviolaceum*	x		x	x			2	
Anisosepalum humbertii (Mildr.) E. Hossain subsp. *humbertii*			x			x		1
Anisosepalum humbertii (Mildr.) E. Hossain subsp. *zambiense* Champl.		x						1
Isoglossa vulcanicola Mildbr. subsp *vulcanicola*			x			x	3	
Isoglossa vulcanicola Mildbr. var. *eglandulosa* Champl.			x				3	
Lepidagathis scariosa Nees subsp. *scariosa*		x					4	
Lepidagathis scariosa Nees subsp. *parvifolia* Champl.		x					4	
Thunbergia hockii De Wild. subsp. *hockii*		x		x		x	5	
Thunbergia hockii De Wild. subsp. *parvicapsula* Champl.		x		x			5	

6.6.4.4.1 Vicariance écologique

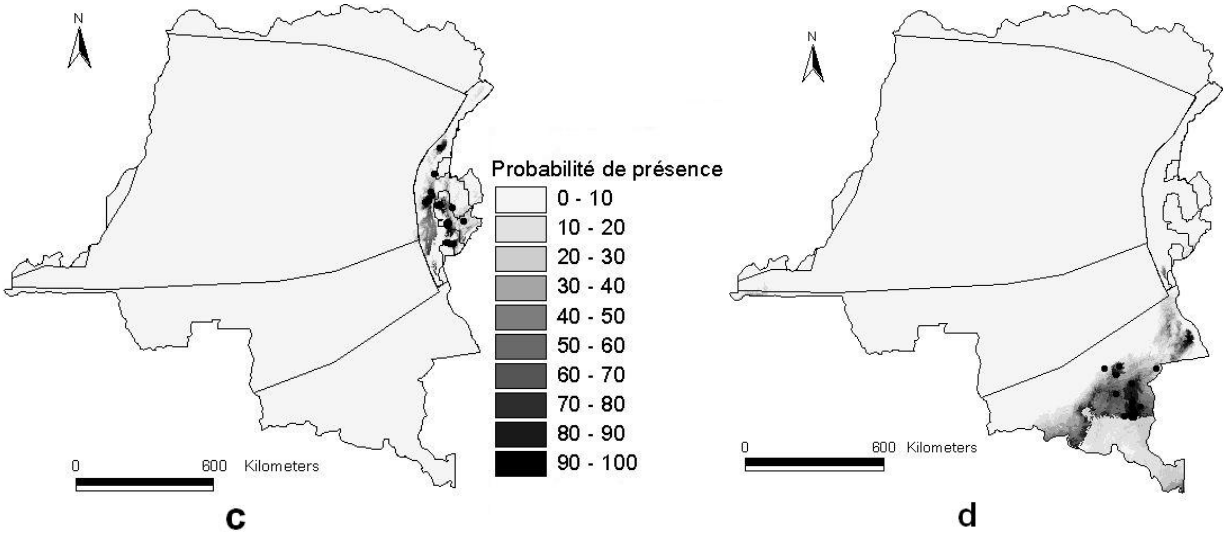
Un exemple de cas de vicariance écologique, à travers les entités phytogéographiques définies par White (1976, 1986), est présenté par le couple *Lepidagathis scariosa* Nees subsp. *scariosa* et subsp. *parvifolia* Champl. (Figure 6.6a & b). En effet, Ces deux espèces ont été récoltées dans l'entité phytogéographique II. Elles ont été récoltées dans les mêmes habitats (forêt claire, savane), aux altitudes comprises entre 1000 et 1500 m. Les variables environnementales les plus déterminantes pour la distribution potentielle, selon Maxent, sont la précipitation du trimestre le plus sec pour *Lepidagathis scariosa* Nees subsp. *scariosa* et la variation annuelle de température pour *Lepidagathis scariosa* Nees subsp. *parvifolia* Champl. Ce couple d'espèce a les mêmes habitats et se trouve dans les mêmes entités phytogéographiques. Il présente un cas de vicariance écologique.

6.6.4.4.2 Vicariance géographique

Un exemple de cas de vicariance géographique, à travers les entités phytogéographiques définies par White (1976, 1986), est présenté par le couple *Anisosepalum humbertii* (Mildr.) E.Hossain subsp. *humbertii* et subsp. *zambiense* Champl. (Figure 6.6c & d). En effet, *Anisosepalum humbertii* (Mildr.) E.Hossain subsp. *humbertii* a été récoltée dans les entités phytogéographiques VIII et XII, aux altitudes comprises entre 1500 et 2700 m. Elle a été récoltée dans la forêt ombrophile, dans les galeries forestières, sur les rochers et dans les marais. La variable environnementale influençant sa niche écologique est la température moyenne du trimestre le plus chaud selon Maxent. Tandis que *Anisosepalum humbertii* (Mildr.) E.Hossain subsp. *zambiense* Champl. a été récoltée dans l'entité phytogéographique II. Elle a été récoltée dans les galeries forestières, dans la savane, dans les mares temporaires et dans les forêts marécageuses, aux altitudes comprises entre 1400 et 1800 m. La variable environnementale la plus significative pour sa distribution spatiale potentielle, selon Maxent, est la précipitation du trimestre le plus sec. Ces deux sous-espèces ont été récoltées dans des milieux similaires, mais dans des territoires phytogéographiques différents, donc elles présentent un cas de vicariance géographique.



Lepidagathis scariosa subsp. *scariosa* *Lepidagathis scariosa* subsp. *parvifolia*



Anisosepalum humbertii subsp. *humbertii* *Anisosepalum humbertii* subsp. *zambiense*

Figure 6.6: Un exemple de cas de vicariance écologique, à travers les entités phytogéographiques définies par White (1976, 1986), avec le couple: (**a**) *Lepidagathis scariosa* Nees subsp. *scariosa*, (**b**) *Lepidagathis scariosa* Nees subsp. *parvifolia* Champl. Un exemple de cas de vicariance géographique, à travers les entités phytogéographiques définies par White (1976, 1986), avec le couple: (**c**) *Anisosepalum humbertii* (Mildr.) Hossain subsp. *humbertii*, (**d**) *Anisosepalum humbertii* (Mildr.) E. Hossain subsp. *zambiense* Champl. Les points noirs représentent les lieux de récolte, les taches représentent la présence potentielle (plus elle est foncée plus la probabilité de présence est élevée), les traits sont les limites des districts phytogéographiques de White (1976, 1986).

6.7 Discussion

6.7.1 Systèmes phytogéographiques définis par Robyns (1948) et White (1979, 1986)

Bien que certains types de distribution soient évidents, les biogéographes rencontrent des difficultés pour délimiter des zones biogéographiquement homogènes. C'est le cas lorsque les distributions ne sont pas continues, le jeu de données est spatialement incomplet ou quand le nombre de taxons est très élevé (Birks, 1987). Ces difficultés font qu'il existe souvent plusieurs concepts pour délimiter les territoires phytogéographiques. Les systèmes phytogéographiques de White (1979, 1986) et de Robyns (1948) ont été très discutés. En effet, le système phytogéographique de White (1979, 1986) a été confirmé par une analyse factorielle de la distribution de 494 espèces par Denys (1980). Cet auteur conclut néanmoins que pour l'Afrique centrale, la zone de transition Guinéo-Congolais/Soudanienne se trouve au nord de la R.D. Congo, et que la limite entre les sous-centres Guinéen inférieur et Congolais se situent plus vers l'ouest, c'est-à-dire au Gabon et en République du Congo. Lebrun (1961) a proposé une tentative de division de la région Guinéo-Congolaise en trois domaines reconnus par White (1978) en utilisant les échantillons du genre *Diospyros* L. (Ebenaceae). Ces subdivisions sont aussi discutées dans d'autres travaux (Monod, 1957 ; Aubréville, 1962; Léonard, 1965 ; Troupin, 1966). De même, le système phytogéographique proposé par Robyns (1948) a été discuté notamment par Ndjele (1988). Partant de la carte de Robyns (1948), il a proposé un nouveau système de classification phytogéographique de la R.D. Congo avec six régions, sept domaines, 13 secteurs et 24 districts phytogéographiques. Mais dans cette étude, nous optons de suivre le système phytogéographique de White (1979, 1986) et de Robyns (1948), car ce sont les plus répandus.

6.7.2. Etat de connaissance floristique en Afrique centrale

La base de données a permis de mettre en évidence le degré d'exploration, à travers les territoires phytogéographiques définis par Robyns (1948) et White (1979, 1986), en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi. Ces observations faites avec les Acanthaceae, reflètent le statut récent de connaissance floristique en Afrique centrale. Certains territoires phytogéographiques sont plus connus floristiquement que d'autres. Les territoires phytogéographiques dans lesquels il y'a eu beaucoup de récolte sont ceux qui englobent les grands centres d'activités, les centres de recherche. En dehors de ces zones, d'autres territoires phytogéographiques très diversifiés en végétation naturelle ne sont pas explorés ou ne le sont que très partiellement. Tel est le cas des districts du Kasai et du Bas-Katanga selon Robyns (1948) ou zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Zambézienne (White, 1979, 1986). Ces constats sont conformes à ceux de Hepper (1979) qui stipule qu'en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi, il y a des régions bien connues, des régions moyennement connues et des régions mal connues. Les secteurs, partiellement ou non échantillonnés, identifiés dans cette étude, ont été également reconnus comme sous échantillonnés dans d'autres études (Léonard, 1968; Gibbs Russell *et al*., 1984; Campbell & Hammond, 1989; Bürger, 2001; Küper *et al*., 2006).

6.7.3 Distribution spatiale des Acanthaceae

Les prospections botaniques sont très inégalement réparties. Certaines régions et naturellement les plus accessibles, sont sur-représentés. D'autres ne le sont pas du tout. Il s'agit le plus souvent de localités d'accès difficile, mais dont l'intérêt botanique est généralement très grand (Pascal & Ramesh, 1993). Malgré ces obstacles, certaines espèces ont

été récoltées presque sur l'ensemble de la zone d'étude. Ce sont des espèces qui ont une large amplitude écologique. Elles sont capables de s'adapter aux facteurs édaphiques et abiotiques divergents. C'est le cas par exemple de *Whitfieldia elongata* De Wild. & T.Dur. et de *Nelsonia smithii* Oerst. Par contre, la distribution spatiale d'autres ne dépasse pas les limites des territoires phytogéographiques. Ce sont vraisemblablement des espèces qui ont une amplitude écologique plus restreinte. C'est le cas par exemple de *Thunbergia pynaertii* De Wild. (dans le centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais), de *Hygrophila pilosa* Burkill (dans le centre régional d'endémisme Zambézien) et de *Justicia exigua* S.Moore (dans le centre régional d'endémisme Afromontagnard et dans la Mosaïque régional du lac Victoria). D'autres encore bien qu'étant abondamment récoltées dans un territoire, ont quelques échantillons dans les territoires phytogéographiques voisins. C'est le cas de *Lankesteria elegans* (P.Beauv.) T. Anders. Ces dernières pourraient êtres qualifiées d'espèces de transition. D'après Schnell (1971), beaucoup d'espèces ont eu une aire beaucoup plus vaste, mais n'ont pu suivre les changements climatiques relativement rapides, ce qui pourrait expliquer la présence de certaines espèces dans des zones restreintes.

6.7.4 Avantages et inconvénients des outils de distribution potentielle des espèces

L'utilisation des variables bioclimatiques pour la réalisation des cartes de distribution potentielle est un avantage car elles sont indépendantes du degré d'exploration. Cependant, il y a des insuffisances pour identifier des secteurs mal échantillonnés (Engler *et al*., 2004), car les espèces avec beaucoup d'échantillons auront une gamme plus large par rapport à celles avec peu d'échantillons. D'autre part, les variables bioclimatiques ne tiennent pas compte des facteurs anthropiques et aussi des facteurs abiotiques (Hamilton & Taylor, 1991; Wieringa & Poorter, 2003). De même les événements historiques qui ont aboutit aux zones de refuges ne sont pas incorporés (Küper *et al*., 2006). Bien que les aires de distribution potentielles des différentes espèces soient basées sur une extrapolation des conditions climatiques dans lesquelles les espèces ont été récoltées, elles ne s'écartent pas beaucoup des cartes de distribution réelle (Koffi, 2005). Cette bonne concordance est liée d'une part à la quantité et à la qualité des données et d'autre part aux caractéristiques écologiques ainsi qu'à l'importance du nombre d'échantillons par espèce. Plus les points d'observation sont importants, plus la probabilité de l'espèce correspondante sera élevée. Toutefois, il existe des cas où pour des raisons probablement liées aux limites du logiciel utilisé, aux erreurs d'encodage ou aux conditions microclimatiques locales, on enregistre localement une probabilité nulle malgré la présence effective de l'espèce. A l'inverse, certaines zones présentent une forte probabilité de présence d'une espèce bien qu'aucun échantillon n'ai été observé (Thiombiano *et al*., 2006).

6.7.5 Vicariance

Deux types de vicariance ont été mis en évidence dans cette étude au niveau des genres et des espèces: la vicariance écologique et la vicariance géographique. La vicariance écologique concerne les espèces non isolées géographiquement mais qui peuvent évoluer en espèces distinctes. Lorsqu'une barrière géographique (rivière, montagne, vallée, océan, glacier) coupe l'aire de répartition d'une espèce en plusieurs zones, il s'agit d'une vicariance géographique. Dans chacune des zones, chaque population évolue indépendamment des autres, pouvant donner naissance à une nouvelle espèce. Le phénomène de vicariance est un processus évolutif donnant lieu à la spéciation, phénomène conduisant à l'individualisation d'une nouvelle espèce à part entière, en passant par des formes à peine distinctes par des nuances morphologiques, d'autres de valeur variétale ou sous-spécifique (Lebrun, 1960a). Dans ces conditions, les cas de vicariance écologique décrits dans cette étude pourraient être des cas de

spéciation sympatrique. Le couple *Thunbergia hockii* De Wild. subsp. *hockii* et subsp. *parvicapsula* Champl. (Figure 6.4a & b) présenterait ce cas. Aussi, les cas de vicariance géographique pourraient être des cas de spéciation allopatrique: cela pourrait être le cas du couple *Anisosepalum humbertii* (Mildr.) E.Hossain subsp. *humbertii* et subsp. *zambiense* Champl. (Figure 6.6c & d). Deux populations qui présentent une spéciation allopatrique, occupent des aires disjointes (Tassy, 1991). Ce phénomène peut s'accentuer pour donner des cas de spéciation péripatrique ou spéciation par effet fondateur (Excoffier, 1999). Dans ce type de spéciation, un petit nombre d'individus fonde une nouvelle population en marge de l'aire de répartition de l'espèce d'origine, par exemple suite à la colonisation d'une île près de la côte. Cette nouvelle population de petite taille peut évoluer rapidement en une nouvelle espèce. Ce cas pourrait être celui présenté par le couple *Pseuderanthemum ludovicianum* (Büttn.) Lindau et *P. lindavianum* De Wild. & T.Dur. (Figure 6.3c & d).

Dans le cas de vicariance géographique, quand bien même que les niches écologiques de certaines espèces dépassent les limites des territoires phytogéographiques pris en compte dans cette étude, elles ne sont pas superposées, elles sont juxtaposées. Le couple *Brachystephanus congensis* Champl. subsp. *congensis* et subsp. *latipaniculatus* Champl. (Figure 6.4c & d), présenterait ce cas.

Les types de vicariance observés dans cette étude sont à considérer avec réserve car le logiciel qui nous a permis de faire les simulations ne tient compte que des paramètres environnementaux. Aussi ces analyses ont été effectuées avec une base de données influencée par l'effort d'échantillonnage.

Dans cette étude, l'identification des centres de spéciation a été faite uniquement sur base des espèces des Acanthaceae. Ces centres de spéciation le district du Haut-Katanga (Robyns, 1948) ou centre régional d'endémisme Zambézien White (1979, 1986), le district des Lacs Edouard et Kivu et le district du Ruanda-Urundi (Robyns, 1948) ou centre régional d'endémisme Afromontagnard incluant la Mosaïque régional du lac Victoria (White, 1979, 1986). C'est ce qui pourrait expliquer la richesse spécifique dans ces deux zones. On pourrait donc dire que la richesse spécifique de la flore des Acanthaceae de la R.D. Congo, du Rwanda et du Burundi suit les subdivisions de Lebrun (1960a, 1976) et Ozenda (1982). Dans ces travaux, il apparaît que le grand centre de spéciation de la flore africaine est situé dans la Région Zambézienne et plus précisément dans le Domaine de l'élément floral Bangweolo-Katangais. Les mêmes résultats ont été obtenus avec la flore des Eriocaulaceae d'Afrique centrale (Kimpouni, 1993). Par ailleurs, le district des Lacs Edouard et Kivu, le district du Ruanda-Urundi (Robyns, 1948) ou centre régional d'endémisme Afromontagnard incluant la Mosaïque régional du lac Victoria (White, 1979, 1986) où se trouve précisément la vallée du rift Albertin à l'est de la R.D. Congo, a été aussi reconnu comme centre de haute diversité floristique (hotspots) (Myers *et al*., 2000 ; Küper *et al*., 2004; Mittermeier *et al*., 2004).

Le phénomène de vicariance observé dans une zone montre la qualité en terme de biodiversité de cette zone (Endler, 1982; Bush, 1994; Schneider *et al*., 1999; Moritz *et al*., 2000; Cheviron *et al*., 2005; Wüter *et al*., 2005). Ces zones peuvent être considérées comme des zones refuges (Chapman, 1917; Maley, 1987; Nores, 1999, 2004; Adrian *et al*., 2007). C'est ce qui pourrait expliquer la haute diversité de ces deux zones. L'importance des systèmes phytogéographiques ne devrait donc pas être sous-estimée dans le cadre de la conservation d'une espèce. Les données de distribution phytogéographique peuvent refléter des hotspots, la variabilité spatiale de la diversité des espèces, les cas de vicariance et constituent donc un outil important dans le développement de la politique de conservation. Toutes ces

informations sont évidemment capitales aussi bien pour les travaux de phytogéographie concernant les foyers de spéciation ou les aires refuges, que pour les décisions en matière de conservation. Ces deux aspects doivent être pris en compte: la protection des zones particulièrement riches et celle des zones renfermant des espèces qui leur sont strictement confinées. Le choix des zones à protéger devra également prendre en compte l'état présent de la région, qui a pu varier considérablement depuis la collecte des échantillons.

6.8 Conclusion

Cette étude a mis en évidence l'intensité de récolte à travers les territoires phytogéographiques. L'indice d'équitabilité calculé à travers les mailles et donc dans les territoires phytogéographiques a montré que certains ont été plus explorés que d'autres. L'effort d'échantillonnage est très variable d'un territoire phytogéographique à l'autre, d'une maille à l'autre et d'un groupe taxonomique à l'autre. L'analyse des cartes de distribution spatiale réelle, couplées des cartes de distribution potentille a montré deux types de vicariance : la vicariance écologique et la vicariance géographique. Ces deux types de vicariance ont été déterminés à travers les territoires phytogéographiques de Robyns (1948) et White (1979, 1986), au niveau des genres et des espèces. Pour les territoires phytogéographiques de Robyns (1948), 27 couples présentant des cas de vicariance écologiques et six couples présentant des cas de vicariance géographique ont été déterminés au niveau générique; six couples présentant des cas de vicariance écologiques et deux couples présentant des cas de vicariance géographique ont été déterminés au niveau des sous-espèces. Pour les territoires phytogéographiques de White (1979, 1986), 43 couples présentant des cas de vicariance écologiques et sept couples présentant des cas de vicariance géographique ont été déterminés au niveau générique; cinq couples présentant des cas de vicariance écologiques et un couple présentant un cas de vicariance géographique ont été déterminés au niveau des sous-espèces. La plupart de ces deux types de vicariance a été mis en évidence dans le district du Haut-Katanga (Robyns 1948) ou centre régional d'endémisme Zambézien White (1979, 1986), le district des Lacs Edouard et Kivu et le district du Ruanda-Urundi (Robyns 1948) ou centre régional d'endémisme Afromontagnard incluant la Mosaïque régional du lac Victoria (White 1979, 1986). Ces deux zones doivent être prises en compte par les décideurs en matière de conservation, car les zones de spéciation sont des zones de hautes diversités biologiques. Cette étude a permis de suspecter des cas de vicariance au sein de la famille des Acanthaceae. Pour tirer des conclusions plus précises sur les types de vicariance observés, une étude phylogénique mérite d'être faite.

6.9 Remerciements

Les auteurs remercient le gouvernement de Cote d'Ivoire pour la bourse de formation de K.J. Koffi. Cette recherche a été financée par le Fond National de Recherche Scientifique (crédit 1.5.028.05) et l'Université Libre de Bruxelles (Crédit extraordinaire de recherche).

CHAPITRE 7

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

7.0 Préambule

Les causes principales de la fragmentation des paysages forestiers en Afrique centrale sont l'exploitation forestière et l'agriculture (FAO, 2005; Bamba, 2006). Dans ce chapitre, nous quantifions l'impact de la fragmentation sur le paysage forestier en Afrique centrale, en utilisant les espèces de la famille d'Acanthaceae qui ont comme habitat la forêt comme modèle. Ces analyses se font à travers les trois systèmes phytogégraphiques définis dans le chapitre 1, afin de tester les hypothèses 2 et 5. Quelques approches de gestion durable de la biodiversité ont été émises.

7.1 Reference

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

7.2 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 1970 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. Implications for the management of forested landscapes are discussed, regarding the role of local populations, the application of ecological principles, the conservation of virgin forests, the potential role of forest plantations, and the importance of landscape pattern analysis.

7.3 Résumé

La fragmentation de la forêt a un impact primordial sur la structure du paysage et a donc été un enjeu majeur de l'écologie de paysage. Les causes du déboisement sont analysées pour la R.D. 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'une forêt aménagée dans la province du Bas-Congo en R.D. Congo entre 1970 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 R.D. 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 modèle paysagers.

7.4 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 7.1), considerable differences are observed when forest proportion is considered.

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 7.2) 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 7.2 illustrates this causality with anthropogenic pressure.

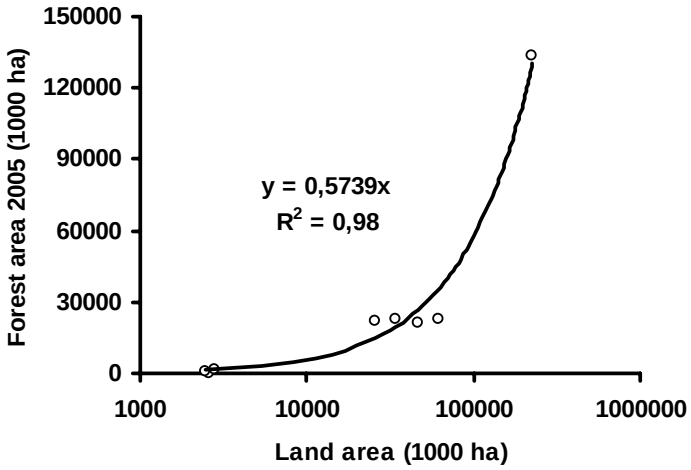


Figure 7.1: Forest area as a function of land area for central African countries Burundi, Cameroon, the central African Republic, Congo, the Democratic Republic of the Congo, Equatorial Guinea, Gabon and Rwanda. Larger countries are characterized by larger extents of forest. A trend towards a forest 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).

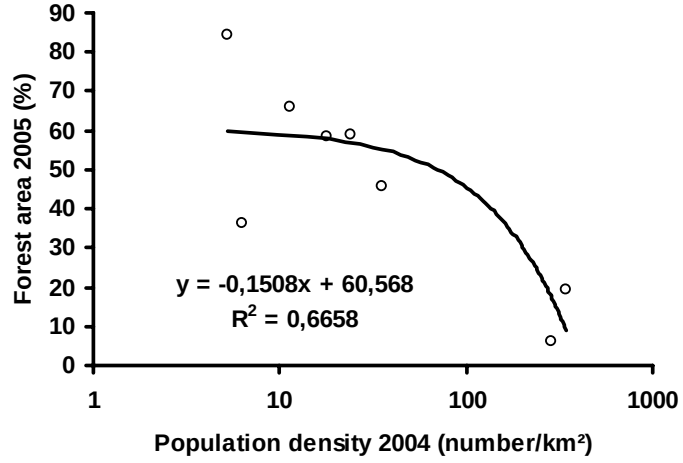


Figure 7.2: Proportional forest cover as a function of population density for central African countries Burundi, Cameroon, the central African Republic, Congo, the Democratic Republic of the Congo, Equatorial Guinea, Gabon and Rwanda. The decreasing trend suggests a negative causality between demographic 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).

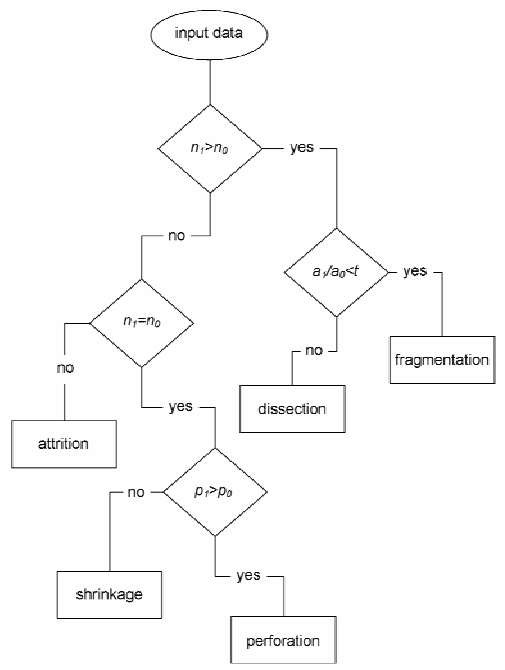


Figure 7.3: Spatial processes in landscape transformation characterized by area loss (a_1/a_0<1) of the class of interest. All decision steps in the flow chart, represented by the diamond-shaped components, are based on a comparison of either the area (a), the perimeter (p) or the number of patches (n) 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 cause smaller a_1/a_0 ratios.

Figure 7.3 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 similar 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).

7.5 The impact of shifting agriculture on forest succession and land cover dynamics in the Bas-Congo province (Democratic Republic of the Congo)

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 (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 consequently 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 35 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. 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 1:250000 based on aerial photos of 1959 and field visits; (2) a map at scale 1:75000 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 35 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).

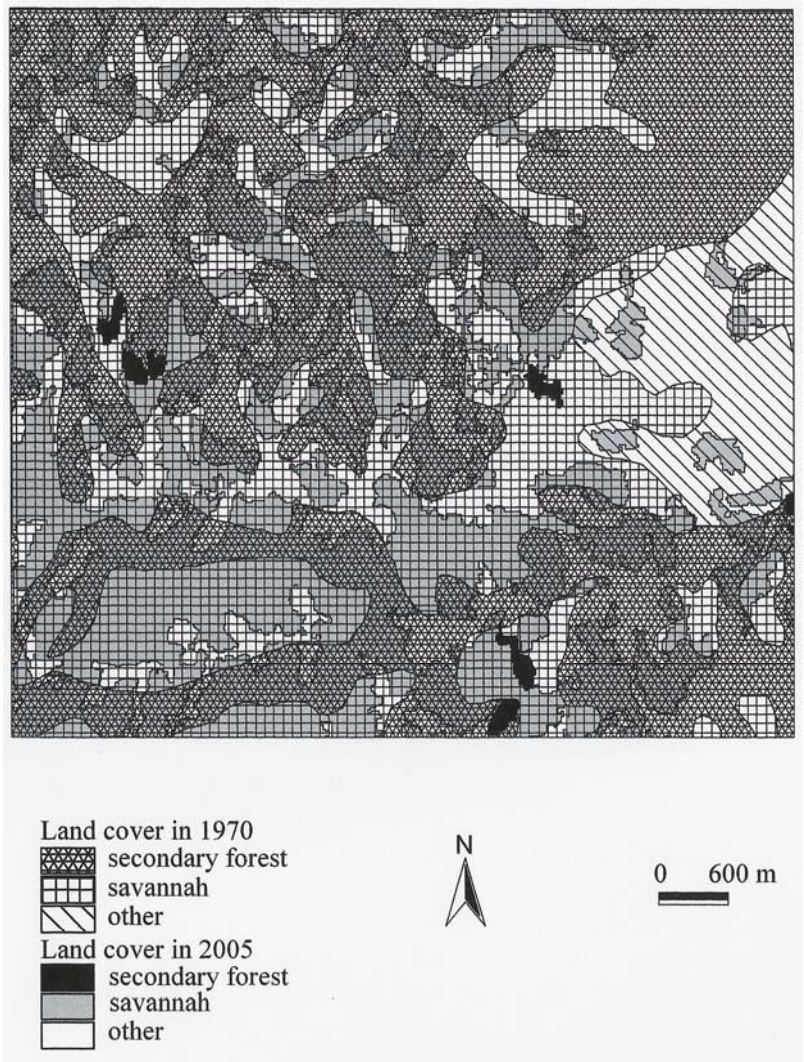


Figure 7.4: Landscape transformations observed in the Bas-Congo province between 1970 and 2005: "savannah-isation". As a consequence of shifting agriculture with too short fallow periods due to demographic pressure, savannah vegetation systematically replaces the secondary forest. The fragmentation of the secondary forest is evidenced by the profound reduction of its extent. Only a section of the study area is shown for clarity.

Several tendencies could be observed for the study area. Firstly, a "savannah-isation" had taken place, since savannah area rise from 19.80% (1970) 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 1970, 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 7.4).

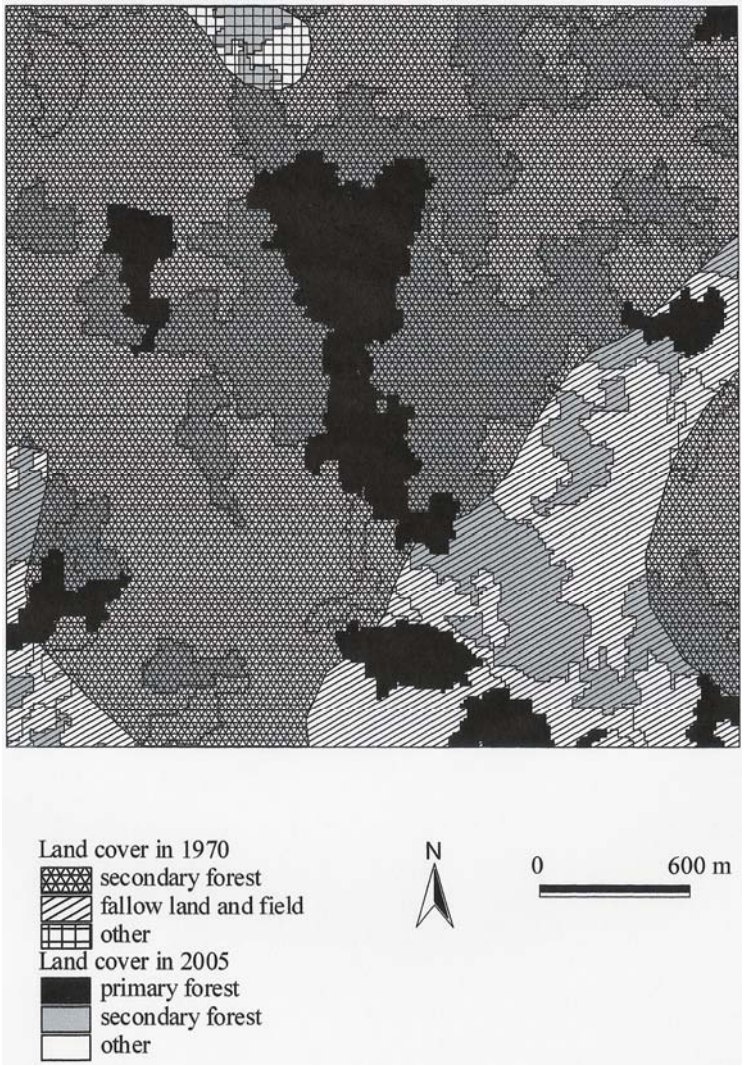


Figure 7.5: Landscape transformations observed in the Bas-Congo province between 1970 and 2005: natural or spontaneous succession. Due to natural vegetation dynamics, secondary forest evolves into primary forest. The development of secondary forest vegetation on formerly cultivated land is also observed, 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 35-year period. Only a section of the study area is shown for clarity.

This was also observed for the fallow land and field class (27.32%). The secondary forest class also contributed to the formation of primary forest (5.62%) via spontaneous or natural succession (Figure 7.5). About 41.44% of the landscape occupied in 1970 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.

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%). When 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 classes savannah, fallow land and field, and primary forest have been altered between 1970 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 km^2, though occasionally more because at any one time only ~10% of the area is under cultivation (Whitmore, 1998). It breaks down if either the bush 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 1970, 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 km^2, mostly concentrated in the cities of Matadi and Boma (Tshibangu, 2001). Consequently, a 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 (Binzangi, 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 1970 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 of landscape metrics (data not shown) for fragmentation on the same data set (Bamba, 2006).

7.6 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 Zambezian regional centre of endemism, the Afromontane archipelago-like regional centre of endemism, the Guineo-Congolian/Zambezian 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. Figure 7.6 gives some examples of unique species 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.

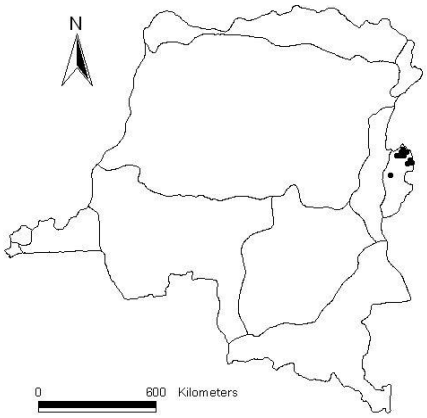
Analysis of the habitat type(s) reflects and confirms the importance of forest conservation. For the system of White (1979, 1983), 117 unique species have been found, of which 19 (16.2%) could be associated with forest habitat, but also with other types. Thirty species (25.6%) have been found uniquely 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.

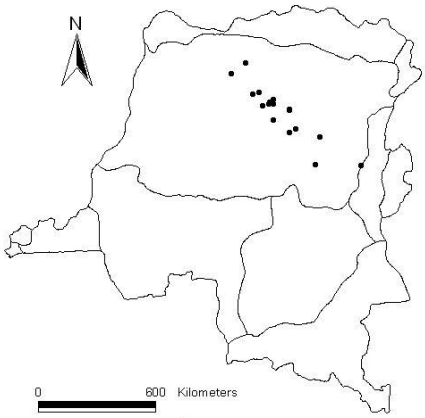
On average for the three phytogeographic systems, 11.1% of the unique species have been found in forest habitat, next to other habitat types. For these species, forest fragmentation is less threatening, since their ecological amplitude them enables to develop also in other types of habitat. Nevertheless, 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 irreversible by disappearance of forest cover by fragmentation, which underlines the importance of counteracting this latter process of landscape degradation.

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



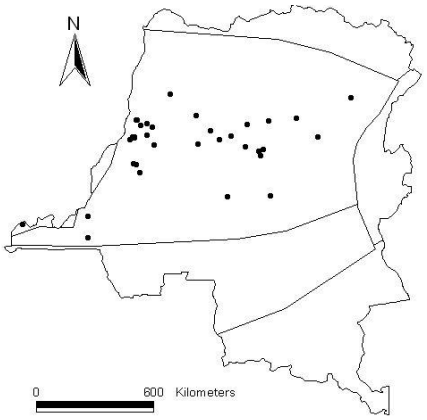
a

Blepharis cristata



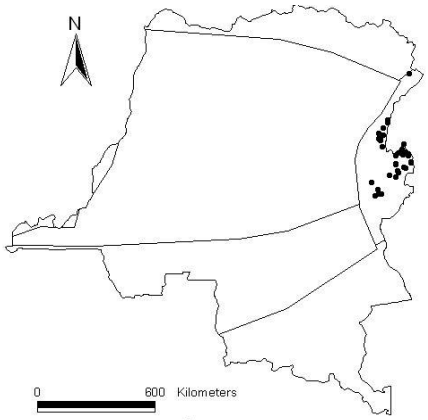
b

Justicia pynaertii



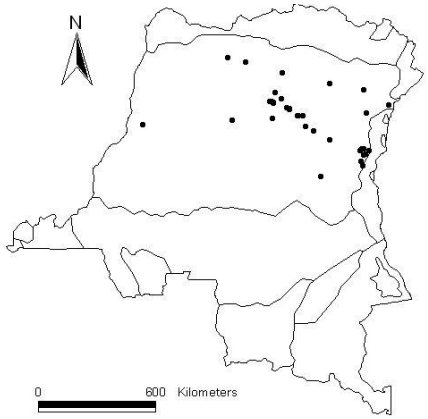
c

Physacanthus batanganus



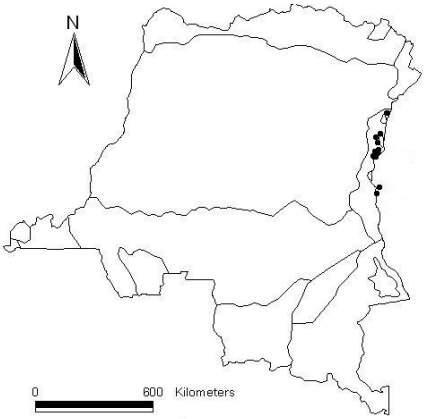
d

Dyschoriste radicans



e

Whitfieldia arnoldiana



f

Phaulopsis imbricata subsp. *imbricata*

Figure 7.6: Examples of unique species and their number of samples *(n):* (**a**) *Blepharis cristata* S. Moore (*n*=26), only observed in the Ruanda-Urundi district of Robyns (1948); (**b**) *Justicia pynaertii* De Wild. (*n*=30), only observed in the Central Forest district of Robyns (1948); (**c**) *Physacanthus batanganus* (J. Braun & K. Schum.) Lindau (*n*=43), only observed in the Guineo-Congolian regional centre of endemism of White (1979, 1986); (**d**) *Dyschoriste radicans* (Hochst. Ex. A. Rich.) Nees (*n*=59), only observed in the Afromontane Archipelago-like regional centre of endemism of White (1979, 1986); (**e**) *Whitfieldia arnoldiana* De Wild. & T. Dur. (*n*=69), only observed in the Central Forest sector of Ndjele (1988); (**f**) *Phaulopsis imbricata* (Forssk.) Swelt. subsp. *imbricata* Mantktelow (*n*=13), only observed in the Mountainous sector of Ndjele (1988).

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 of 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 vulnaribility.

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.

7.7 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, increase 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 an with the environment; these reserves of natural forest can act as benchmarks 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 may be (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).

7.8 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% 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 35 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 are 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 & Didham, 2006).

7.9 Acknowledgements

The authors acknowledge the Government of Ivory Coast for the fellowships of I. Bamba and K.J. Koffi. The research of S. Sibomana and J.-P. Kabulu Djibu 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 8

DISCUSSION GENERALE, CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

8.1 Uniformité de la récolte

Pour une étude sur la distribution spatiale des espèces, il est important d'évaluer l'effort d'échantillonnage. Cet aspect a été abordé dans notre étude via trois approches. Une approche cartographique qui a consisté à représenter la localité de tous les échantillons de la famille des Acanthaceae pour mettre en évidence les zones densément échantillonnées. Une approche avec le système de maillage à travers lequel le nombre d'échantillons a été estimé et évalué par l'indice d'équitabilité. La dernière approche a consisté à estimer les distances (distance euclidienne) entre les grandes villes et centres de recherche et les mailles les plus échantillonnées.

Les hypothèses à vérifier étaient de savoir si la récolte des Acanthaceae était uniforme dans la zone d'étude et si la proximité des grandes villes et centres de recherche avait eu une influence sur l'exploration botanique. La Figure 2.3 montre que les Acanthaceae colonisent aussi bien les biotopes de très basses altitudes (plaine côtière de l'Océan Atlantique) que ceux des hautes altitudes (au dessus de 2000 m de la Région Afromontagnarde). Elle met en évidence les niveaux de prospection (Figure 3.3 et 6.2). L'exploration botanique en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi n'est pas uniforme.

Par le système de maillage, il a été observé que certaines mailles ont été plus densément prospectées, alors que d'autres l'ont été partiellement ou pas du tout (Figure 5.4). Par conséquent, certaines mailles regorgent plus d'espèces que d'autres. La figure 8.1 montre les mailles les plus diversifiées. L'ensemble des espèces (310 espèces) se rencontre dans 29 mailles. Ces mailles représentent donc l'aire minimale c'est-à-dire la plus petite surface qui contient le maximum d'espèces. Sur les 118 mailles, la maille 51 contient à elle seule 25% des espèces (Figure 5.3a), les mailles 40, 51 et 112 contiennent 50% des espèces (Figure 5.3b), les mailles 51, 112, 40, 33, 107 et 106 contiennent plus de 75% des espèces. Les mailles 118, 116, 115, 103, 102, 93, 77, 49 et 28 ne contiennent aucune espèce. La maille 77, située presque en plein centre de la zone d'étude, ne contient aucune espèce, ce qui prouve que les niveaux de prospection ne sont pas uniformes. Ces analyses ont été faites dans les sections 5.5 et 6.5.2. En utilisation les mailles pour l'analyse de la diversité, nous réduisons la résolution spatiale. La résolution spatiale est un paramètre très important dans la détermination de la structure spatiale. Ludwig & Reynolds (1988) ont montré que la détection de la structure dans les habitats continus (constitués des points et des quadrats) dépend de l'échelle de cette structure relative à la taille de la maille. La Figure 5.5 a montré que les mailles les plus explorées se situent aux alentours des centres d'activités, des grandes villes et des centres de recherche. Ces observations ont été faites dans les sections 2.5.1, 3.5.2, 5.5 et 6.5.2.

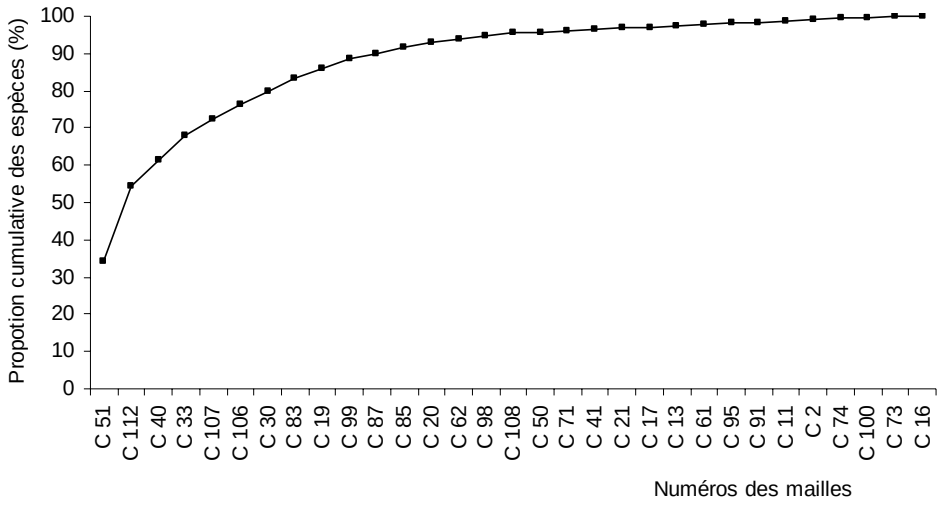
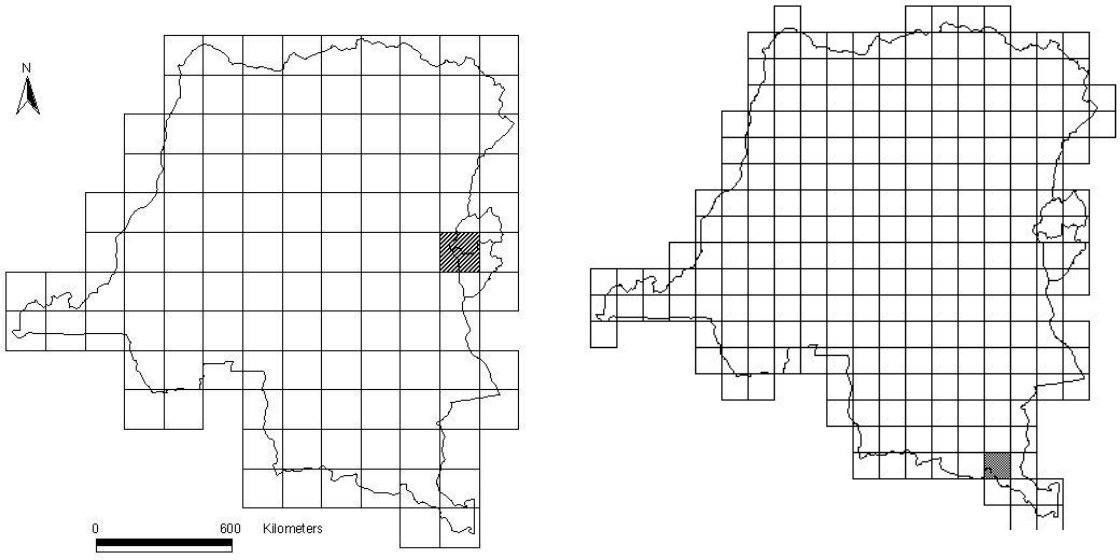


Figure 8.1: Proportion cumulative des espèces à travers les mailles.

La détermination de la taille des mailles est très importante car elle peut influencer les résultats. La Figure 8.2 montre clairement qu'avec des mailles de 1°×1°, la maille qui contient la plus diversifiée se retrouve dans le centre régional d'endémisme Zambézien, alors qu'avec des mailles de 1.5°×1.5°, la maille la plus diversifiée se trouve dans le centre régional d'endémisme Afromontagnard. La taille de la maille joue un rôle dans la détermination de la densité des individus qui s'y trouvent. En effet, pour une taille de maille donnée, il peut avoir une structure de typologie différente. Ludwig & Reynolds (1988) ont montré en effet que la détection de la structure dans les habitats continus (constitués des points et des quadrats) dépendra de l'échelle de cette structure relative à la taille de la maille.



Maillage de 1.5°×1.5° avec 118 mailles

Maillage de 1° ×1° avec 240 mailles

Figure 8.2: Importance du choix de la taille des mailles. Les mailles hachurées contiennent 25% des espèces.

Quoique notre banque de données ne puisse pas refléter le statut très récent de connaissance floristique pour quelques secteurs, les zones les mieux connues ont été mises en évidence et elles reflètent en général les modèles de disponibilité de données en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi. Les régions les mieux connues floristiquement sont celles situées le long de la côte, le long du fleuve Congo, les zones environnantes des centres d'activités et des institutions de recherche et des universités. En dehors de ces zones, de grands espaces très diversifiés en végétation naturelle ne sont pas explorés ou ne le sont que très partiellement. Ces constats sont conformes à ceux de Hepper (1979) qui stipule qu'en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi, il y a des régions bien connues, des régions moyennement connues et des régions mal connues. Les secteurs, partiellement ou non échantillonnés, identifiés dans cette étude, ont été reconnus comme sous-échantillonnés dans d'autres études (Léonard, 1968; Gibbs Russell *et al*., 1984; Campbell & Hammond, 1989; Bürger, 2001; Küper *et al*., 2006).

Trois facteurs principaux pourraient être les causes de manque de données. D'abord, l'intérêt pour une espèce particulière ou un habitat peut orienter le collecteur. (Nelson *et al*., 1990; Freitag *et al*., 1998; Gioia & Pigott, 2000; Mace *et al*., 2003; Collen *et al*., 2004). Ensuite la raison la plus fréquente est l'accès difficile dans certaines zones par manque d'infrastructure (Gibbs Russell *et al*., 1984; Breteler, 1989; Fox, 1999; Kier *et al*., 2005). Les forêts du bassin du Congo constituent le deuxième plus grand massif de forêts tropicales denses et humides au monde après celles de l'Amazonie. C'est pour cela certaines zones de la R.D. Congo ne sont pas explorées, c'est le cas du forestier central. Ces zones pourraient être intéressantes pour la conservation parce qu'elles sont intactes, donc elles constituent une réserve potentielle de biodiversité. Enfin le manque de collaboration entre les Herbaria pour la diffusion des données (Küper *et al*., 2006).

8.2 Distribution spatiale des espèces de la famille des Acanthaceae

8.2.1 Patrons de distribution spatiale des Acanthaceae

L'hypothèse à vérifier était de savoir si les Acanthaceae étaient distribuées de façon uniforme en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi. Les cartes de distribution de chaque espèce ont mis en évidence les patrons de distribution des Acanthaceae en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi. En effet, on note pour certaines espèces une large distribution spatiale sur l'ensemble du territoire (Figure 2.4a; 4.5a; 5.1b; Tableau 6.2). D'autres par contre sont inféodées à certaines zones bien déterminées (Figure 2.4b,c,d; 3.2b; 5.1a; 6.3a,b; 6.5c,d; 6.6a,c; 7.6a,b,c,d,e,f; Tableau 6.2). D'autres espèces bien qu'étant abondamment récoltées dans une zone, ont quelques spécimens dans les zones environnantes (Figure 2.4e; 3.2c ; Tableau 6.2). D'autres encore suivent le réseau hydraulique. C'est le cas de *Justicia pynaertii* De Wild. et *Justicia alchorneeticola* Champl. qui longent le fleuve Congo (Figure 4.5b). Ces analyses ont été présentées dans les sections 2.5.2, 3.5.1, 4.4.2, 5.5 et 6.5.3.

8.2.2 Présence des Acanthaceae dans les systèmes phytogéographiques

L'hypothèse formulée à cet effet était: tous les territoires phytogéographiques regorgent les mêmes proportions d'espèces. Il ressort que certains territoires phytogéographiques comptent plus d'espèces que d'autres. Les Districts phytogéographiques selon Robyns (1948), les plus diversifiés sont le District du Haut-Katanga (XI), le District du Forestier central (VI), le District des Lacs Edouard et Kivu (IX) et le District Ruanda-Urundi (X). Les Districts qui détiennent moins d'espèces sont les Districts du Côtier (I) et du Mayumbe (II) (Figure 2.5a;

4.6). Selon White (1979, 1986), les entités phytogéographiques qui comptent le plus grand nombre d'espèces sont le centre régional d'endémisme Afromontagnard (VIII) incluant la Mosaïque régional du lac Victoria et le centre régional d'endémisme Zambézien (II). Lorsqu'on assemble le sous-centre Guinéen inférieur (IB) et le sous-centre Congolais (IC), on obtient le centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais (I) qui vient en troisième position. La zone de transition régionale Guinéo-Congolaise/Soudanienne (XI) est l'entité dans la quelle peu d'espèces ont été récoltées (Figure 2.5b; 4.7; Tableau 5.1). Les Secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988) concernent uniquement la R.D. Congo. Les Secteurs qui comptent les plus grands nombres d'espèces sont le Secteur Bemba (VI), le Secteur Forestier central (I) et le Secteur des Montagnes (IX). Le Secteur des Hautes plaines du Kivu (XI) et le Secteur Sud-Atlantique du littoral Guinéen (XIII) sont les moins diversifiés (Figure 2.5c; 3.5; 4.8; Tableau 3.1). Ces observations ont été faites dans les sections 1.3.5, 2.5.3, 3.5.2, 4.4.2 et 5.5. Les territoires les plus explorés et les plus diversifiés englobent les grandes villes et les centres de recherche

8.2.3 Acanthaceae comme bio-indicateurs: espèces uniques ou espèces caractéristiques

Nous appelons «espèce unique» ou «espèce caractéristique», toute espèce qui a l'ensemble de ses échantillons dans un seul territoire phytogéographique. Les hypothèses formulées étaient: tous les territoires phytogéographiques sont caractérisés par des espèces uniques; le nombre d'échantillons par espèce a une influence sur les espèces uniques; la fragmentation a une influence sur les espèces inféodées à l'habitat forestier.

Tous les territoires phytogéographiques ne sont pas caractérisés par des espèces uniques. Le District IV (Kasai) de Robyns (1948) (Figure 2.5a; 4.6) et les Secteurs II (Secteur de transition Congolo-Soudanien) et VII (Secteur du Lualaba) de Ndjele (1988) (Figure 2.5c, 3.5, 4.8, Tableau 3.1) ne sont pas caractérisés par des espèces uniques. Par contre toutes les entités phytogéographiques de White (1979, 1986) sont caractérisées par les Acanthaceae (Figure 2.5b; 4.7; Tableau 5.1). Ces analyses ont été présentées dans les sections 1.3.5, 2.5.3 et 3.5.2.

Dans notre banque de données, le nombre d'échantillons par espèce est variable. L'utilisation d'espèces avec un nombre restreint d'échantillons pour caractériser les territoires phytogéographiques doit être aperçue avec prudence. Une analyse a été effectuée avec les espèces avec cinq et dix échantillons, appuyé par l'indice d'équitabilité, pour voir le nombre de territoire phytogéographique que couvre leur distribution spatiale. Il a été observé que le nombre d'espèces dans un seul territoire phytogéographique était plus important que celui dans plusieurs territoires phytogéographiques pour les espèces avec cinq ou dix échantillons. Cette analyse a été faite dans la section 5.5. Aussi pour les trois systèmes phytogéographiques considérés dans cette étude, la proportion d'espèces qui ont la totalité de leurs échantillons dans un seul territoire, est considérable: 27% pour les Districts phytogéographiques de Robyns (1948), 36% pour les entités phytogéographiques de White (1979, 1986) et 28% pour les Secteurs de Ndjele (1988). Des « espèces uniques » dans la famille Acanthaceae ont été identifiées pour les trois systèmes phytogéographiques utilisés dans cette étude. En combinant les listes d'espèces identifiées pour les trois systèmes phytogéographiques, 67 espèces (21.61%) avec plus de dix échantillons ont été relevées (Figure 8.3). Une autre analyse a été faite concernant les espèces uniques, particulièrement celles qui sont présentes uniquement dans les habitats forestiers. Il a été observé que si ces habitats disparaissaient suite l'exploitation forestière, à la déforestation, une perte de 24.5% en moyenne des espèces d'Acanthaceae pourrait être estimée. Cette analyse a été faite dans la section 7.5.

Ces espèces peuvent être utilisées comme des bio-indicateurs pour stimuler et valoriser le concept de systèmes phytogéographiques dans la politique de la conservation. Les espèces inféodées à une région phytogéographique sont des espèces vulnérables. Elles peuvent disparaître si leur biotope est détruit. C'est un problème-clé dans la biologie de conservation, où le concept de vulnérabilité peut être interprété plus profondément à travers les systèmes phytogéographiques. Une espèce est considérée comme vulnérable quand il montre un risque d'extinction accru. Les critères principaux pour évaluer ce statut sont la taille de population et sa distribution spatiale. Selon l'UICN (2001), une espèce montre un risque d'extinction augmenté quand la taille de population est réduite par plus de 50% pendant les 10 dernières années par des causes réversibles et par plus de 30% par des causes irréversibles.

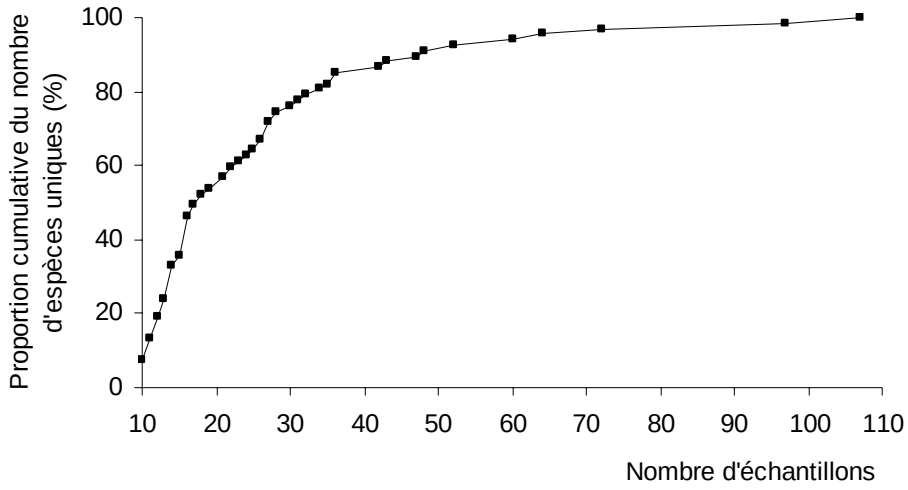


Figure 8.3: Proportion cumulative des espèces uniques (plus de dix échantillons) pour les systèmes phytogéographiques de Robyns, White et Ndjel en fonction du nombre d'échantillons.

8.2.4 Similarité entre les systèmes phytogéographiques et la répartition spatiale des Acanthaceae

L'hypothèse formulée était: la classification hiérarchique permet de retrouver les différents territoires phytogéographiques proposés par Robyns (1948), White (1979, 1986) et Ndjele (1988) sur base de la composition floristique de la famille des Acanthaceae.

Des cartes ont été réalisées sur base des indices de similarité avec leurs différentes stratégies de regroupement. Vingt deux cartes suivant les découpages de Robyns (1948), 23 cartes suivant ceux de White (1979, 1986) et 21 cartes selon le nombre de Secteurs de Ndjele (1988) ont été obtenues. La carte obtenue avec l'indice de similarité de Baroni et la stratégie de groupement unweighted centroid est plus proche de la carte de Robyns (1948) (Figure 2.6a). La carte obtenue avec l'indice de similarité de Baroni et la stratégie de groupement weighted centroid est semblable à la carte de White (1979, 1986) (Figure 2.6b; 5.7). Elle met en évidence quatre entités phytogéographiqes selon White (1979, 1986). La carte obtenue avec l'indice de similarité de Baroni et la stratégie de groupement unweighted centroid est plus proche de la carte de Ndjele (1988) (Figure 2.6c). Les Acanthaceae convergent plus avec le système phytogéographique de White (1979, 1986) que ceux proposés par Robyns (1948) et Ndjele (1988). Cette analyse a été présentée dans les sections 2.4.2.2, 2.5.4 et 5.5.

8.2.5 Distribution potentielle et cas de vicariance

L'hypothèse ici était de savoir si le phénomène de vicariance s'observe au niveau de la famille des Acanthaceae. Pour la vérifier, des cartes de distribution spatiale potentielle, en plus des cartes de distribution spatiale des lieux de récolte ont été réalisées pour mieux déterminer les niches écologiques des espèces. Au sein de la famille des Acanthaceae, deux types de vicariance ont été observés. Pour les territoires phytogéographiques de Robyns (1948), 27 paires de vicariance écologiques et six paires de vicariance géographique, ont été identifiées au niveau générique (Tableau 6.3); au niveau spécifique, six paires de vicariance écologiques et deux paires de vicariance géographique, ont été observées (Tableau 6.4). Quant aux entités phytogéographiques de White (1979, 1986), 43 paires de vicariance écologiques et sept paires de vicariance géographique ont été observées au niveau générique (Tableau 6.5); cinq paires de vicariance écologiques et une paire de vicariance géographique ont été identifiées au niveau spécifique (Tableau 6.6). Ces analyses ont été présentées dans la section 6.5.4.

Les cartes de distribution réelle et potentielle des espèces, permettent d'identifier les zones prioritaires dans le cadre des plans d'aménagement au profit des différentes zones climatiques. Elles constituent une base pour les actions de conservation des espèces menacées d'extinction surtout en raison de l'influence anthropogène dans les limites de leurs aires de distribution. Ces actions ne peuvent être efficaces que si les aires potentielles ne sont pas surévaluées par rapport aux aires de distribution réelles (Thiombiano *et al*., 2006). Le problème est plus important lorsque la modélisation se base essentiellement sur les échantillons d'herbier et sur d'autres sources d'informations (Chatelain *et al*., 2002 ; Burgess *et al*., 2005). La flore est très inégalement répartie sur l'ensemble du massif forestier. La richesse spécifique varie ainsi énormément d'une région à une autre. Dans l'ensemble, deux zones de haute richesse se dessinent: le centre régional d'endémisme Zambézien et le centre régional d'endémisme Afromontagnard (White, 1979, 1986). On pourrait dire que la richesse spécifique de la flore des Acanthaceae de la R.D. Congo, du Rwanda et du Burundi suit les subdivisions de Lebrun (1960a, 1976) et Ozenda (1982). Aussi la vallée du rift Albertin à l'est de la R.D. Congo, situé dans le centre régional d'endémisme Afromontagnard, est un hotspot (Küper *et al*., 2004; Mittermeier *et al*., 2004; Myers *et al*., 2000). Pour une meilleure compréhension des zones riches en espèce, des échantillonnages supplémentaires sont nécessaires (Steenkamp & Smith, 2003).

L'utilisation des variables bioclimatiques pour la réalisation des cartes de distribution potentielle est un avantage car elles sont indépendantes du degré d'exploration. Cependant, il y a des limites pour identifier des secteurs mal échantillonnés (Engler *et al*., 2004), car les espèces avec beaucoup d'échantillons auront une gamme plus large par rapport à celles avec peu d'échantillons. D'autre part, les variables bioclimatiques ne tiennent pas compte des facteurs anthropiques et aussi des facteurs abiotiques (Hamilton &Taylor, 1991; Wieringa & Poorter, 2003). De même les événements historiques qui ont aboutit aux zones de refuges ne sont pas incorporés (Küper *et al*., 2006).

Le phénomène de vicariance est un processus évolutif donnant lieu à la spéciation, phénomène conduisant à l'individualisation d'une nouvelle espèce à part entière, en passant par des formes à peine distinctes par des nuances morphologiques, d'autres de valeur variétale ou sous-spécifique (Lebrun, 1960a). Les centres de spéciation mis en évidence dans cette étude, sur base de la famille des Acanthaceae, sont le District du Haut-Katanga (Robyns, 1948) ou centre régional d'endémisme Zambézien White (1979, 1986), le District des Lacs

Edouard et Kivu et le District du Ruanda-Urundi (Robyns, 1948) ou centre régional d'endémisme Afromontagnard incluant la Mosaïque régional du lac Victoria (White, 1979, 1986). C'est ce qui pourrait expliquer la richesse spécifique dans ces deux zones. Les mêmes résultats ont été obtenus avec la flore des Eriocaulaceae d'Afrique centrale (Kimpouni, 1993). Le phénomène de vicariance confirme les zones de hautes diversités biologiques identifiées. L'observation du phénomène de vicariance dans une zone montre la qualité en terme de biodiversité de cette zone (Endler, 1982; Bush, 1994; Schneider *et al*., 1999; Moritz *et al*., 2000; Cheviron *et al*., 2005; Wüter *et al*., 2005). Ces zones peuvent être considérées comme des zones refuges (Chapman, 1917; Maley, 1987 **;** Nores, 1999, 2004; Adrian *et al*., 2007). L'importance des systèmes phytogéographiques ne devrait donc pas être sous-estimée dans le cadre de la conservation d'une espèce. Les données de distribution phytogéographique peuvent refléter des hotspots, la variabilité spatiale de la diversité des espèces, les cas de vicariance et constituent donc un outil important dans le développement de la politique de conservation.

8.2.6 Conclusion partielle sur la distribution spatiale des espèces de la famille des Acanthaceae

Les prospections botaniques sont très inégalement réparties. Certaines régions et naturellement les plus accessibles, sont surreprésentés. D'autres ne le sont pas du tout. Il s'agit le plus souvent de localités d'accès difficile, mais dont l'intérêt botanique est généralement très grand (Pascal & Ramesh 1993). Malgré ces obstacles, certaines espèces ont été récoltées presque sur l'ensemble de la zone d'étude. Ce sont des espèces qui ont une large amplitude écologique. Elles sont capables de s'adapter aux facteurs édaphiques et abiotiques divergents. Ce sont des espèces qui ont des aires transsectorielles qui pourraient s'expliquer par les conditions mésologiques auxquelles s'ajoutent les causes de dissémination anthropiques pour certaines alors que d'autres doivent leur répartition plurisectorielle à une plasticité écologique élevée, phénotypique ou génotypique (Schnell, 1970). Par contre, la distribution spatiale d'autres ne dépasse pas les limites des territoires phytogéographiques. Ce sont vraisemblablement des espèces qui ont une amplitude écologique plus restreinte. Elles seraient en voie d'extinction, par exemple sous l'action de causes mésologiques, qui modifieraient l'équilibre des espèces en compétition. Tel pourrait être le cas des espèces qui n'ont été recueillies qu'en de rares points, voire une seule station (Schnell, 1970). D'autres encore bien qu'étant abondamment récoltées dans un territoire, ont quelques échantillons dans les territoires phytogéographiques voisins. Elles pourraient êtres qualifiées d'espèces de transition. D'après Schnell (1971), beaucoup d'espèces ont eu une aire beaucoup plus vaste, mais n'ont pu suivre les changements climatiques relativement rapides, ce qui pourrait expliquer la présence de certaines espèces dans des zones restreintes.

8.3 Evaluation de la banque de données pour cette étude

L'hypothèse testée ici est de savoir si la banque de données convenait à ce type d'analyse. Cette hypothèse a été testée via le nombre d'échantillons par espèce et par genre, la révision systématique de la famille et par la réalisation de la courbe de raréfaction.

Les récoltes de données, utilisées dans cette étude, ont été effectuées par environ 427 collecteurs en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi pendant la période de 1888 à 2001. La plupart des échantillons de ces différentes récoltes sont conservés dans l'herbier du Jardin Botanique National de Meise (BR) en Belgique. L'encodage a été fait dans BRAHMS 5 (Anonyme, 2004). Cette base de données est constituée de 48 genres, 310 espèces occupant

6362 localités. Le nombre d'échantillons par espèces est variable. Cinquante huit espèces sont représentées par moins de cinq échantillons et 252 par plus de cinq échantillons. La Figure 8.4 montre que certaines espèces ont largement été échantillonnées. Ces analyses ont été faites dans les sections 2.5.1, 3.5.1, 4.4.2, 6.4.2.et 7.5.

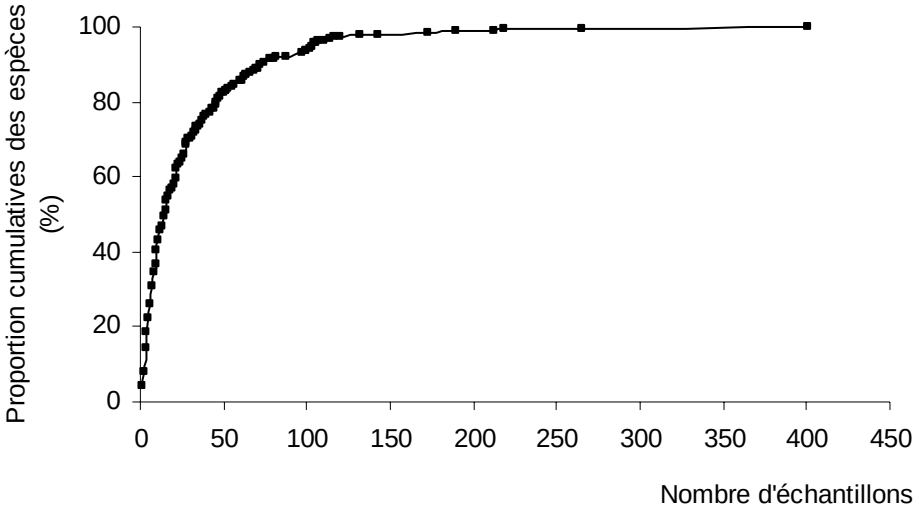


Figure 8.4: Proportion cumulative du nombre d'espèces en fonction du nombre d'échantillons.

Les genres qui regroupent les plus grands nombres d'échantillons sont: *Justicia* Lin. avec 1595 échantillons, (17.1% des échantillons; 58 espèces), *Thunbergia* Retz avec 813 échantillons, (8.7% des échantillons; 36 espèces) et *Asystasia* Blume avec 638 échantillons, (6.8% des échantillons; 11 espèces) (Figure 8.5). Cette analyse a été présentée à la section 2.5.1.

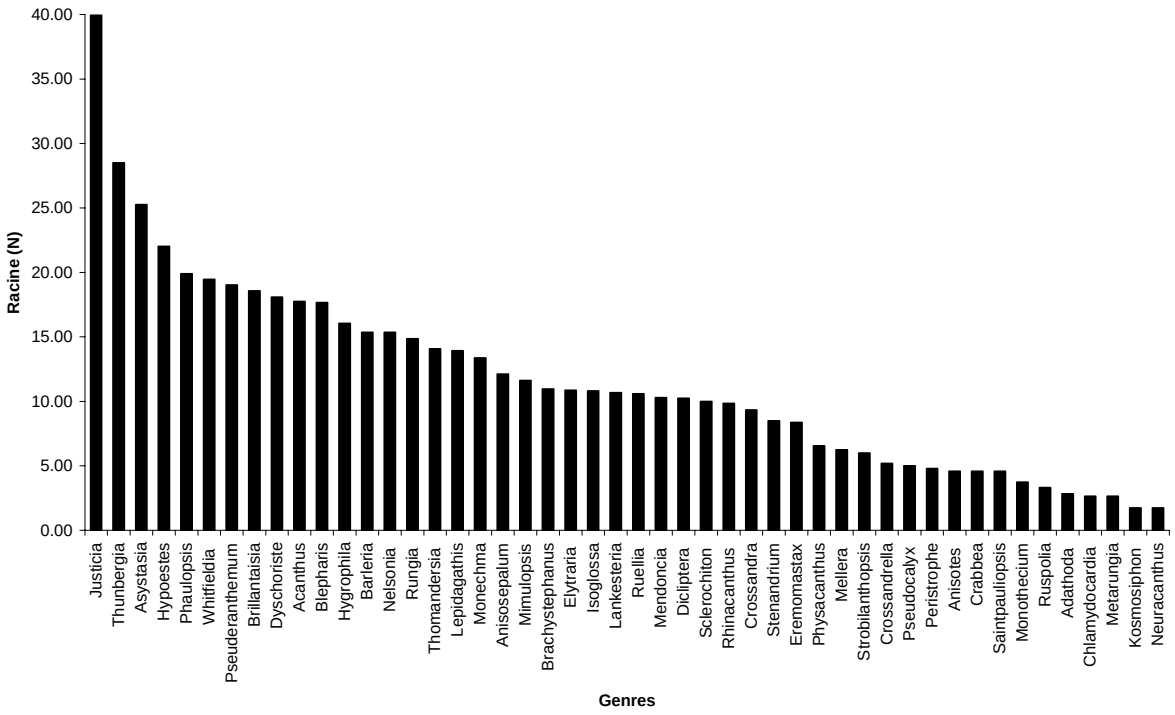


Figure 8.5: Nombre d'échantillons par genre. *N*-représente le nombre d'échantillons.

Avant d'utiliser les espèces dans les recherches phytogéographiques, il convient d'abord de s'assurer de la valeur des déterminations car les faits phytogéographiques peuvent être influencés par le traitement taxonomique des plantes. Cette phrase de J. Léonard (1965), garde toute sa valeur pour cette étude. C'est pourquoi nous avons opté pour une famille (Acanthaceae) qui a été entièrement révisée par une Spécialiste au Jardin Botanique National de Belgique (BR) à Meise (Champluvier, 1991, 1997, 1998). Cette base de données est composée d'espèces rudérales, aquatiques, introduites, cultivées et spontanées. Pour certaines analyses les espèces rudérales, aquatiques, introduites et cultivées sont exclues parce que leur distribution spatiale est déterminée par des facteurs non écologiques. Ces observations ont été présentées dans les sections 2.4.2.1, 3.4, 5.4, 6.4.2 et 7.5.

Comme les bases de données biogéographiques sont continuellement en cours de mis à jour, l'une des questions essentielles est de savoir quand est-ce qu'un jeu de données est suffisamment complet pour être analysé. Une des réponses est d'estimer la richesse à partir de la courbe de raréfaction (Gotelli & Colwell, 2001) qui va permettre d'estimer le nombre d'espèces théorique avec la formule de Preston (1948). Cette analyse a montré que notre base de données contient plus de 97% de la richesse spécifique des Acanthaceae, ce qui est un résultat remarquable en considérant le fait du degré d'exploration. Cette analyse a été faite dans la section 5.5 (Figure 5.6). La courbe de la Figure 8.3 indique que 60% d'espèces ont plus de 10 échantillons chacune, ce qui montre que ce jeu de données convient pour faire les analyses spatiales.

8.4 Relevance de la thèse pour la conservation

La diversité des ressources biologiques constitue depuis quelques décennies un thème central autour duquel plusieurs disciplines conjuguent leurs efforts non seulement pour sa conservation, mais aussi pour son utilisation durable (Thiombiano *et al*., 2006). Cette prise de conscience collective préoccupe la communauté scientifique dans son ensemble, mais aussi de plus en plus les décideurs politiques. Une des composantes rentables est la création de réserves naturelles (Balmford *et al.*, 2002). La famille des Acanthaceae, utilisée comme modèle dans cette étude, a permis de mettre en évidence des zones prioritaires pour la conservation des Acanthaceae et en général de la diversité biologique en Afrique centrale, à travers deux niveaux de résolution spatiale (systèmes phytogéographiques et système de maillage). Aussi les espèces, dénommées « espèces uniques », doivent être conservées. En pratique, la perte des ressources et de la biodiversité dans les forêts d'Afrique centrale repose sur trois processus qui ne sont pas nécessairement liés mais dont les effets se cumulent souvent. La réduction de la superficie forestière ou déforestation peut à elle seule entraîner la disparition de certaines espèces en vertu de la loi biologique qui dit que le nombre total d'espèces d'un écosystème ou d'une région est proportionnel à la superficie de cet écosystème ou de cette région. Beaucoup d'autres facteurs influencent bien sûr le nombre d'espèces, mais il est vrai que toute réduction importante de superficie s'accompagne généralement de la perte d'espèces. La fragmentation du massif forestier peut aussi occasionner la perte d'espèces du fait que des populations sont scindées en sous-populations non viables. De plus, elle accentue les effets de lisière et augmente la vulnérabilité des forêts. Le troisième processus est la dégradation des formations forestières restantes. L'impact de la réduction de superficie et de la fragmentation est toutefois très variable et difficilement prévisible. La dégradation des formations forestières est donc le processus le plus néfaste qui implique directement la perte de biodiversité, mais il est beaucoup plus difficile à évaluer et à suivre que la réduction de superficie et la fragmentation du fait qu'il est beaucoup moins visible et beaucoup plus difficile à quantifier (Devers & Vande Weghe, 2006). Quelle que soit la nature de leur impact réel, ces trois processus sont eux-mêmes le résultat de divers vecteurs de changement qui constituent les menaces immédiates ou lointaines, directes et indirectes.

Les dix prochaines années seront critiques pour la conservation et le développement en Afrique centrale (Devers & Vande Weghe, 2006). La croissance de la population, l'immigration, l'augmentation du niveau de vie vers laquelle tendent les populations et l'accroissement de la demande à l'échelle mondiale, vont inévitablement accentuer les pressions sur les ressources naturelles (Devers & Vande Weghe, 2006). Dans beaucoup de cas, les menaces qui pèsent sur la biodiversité et les ressources des forêts du bassin du Congo sont étroitement liées au développement économique de la région. Avec une bonne compréhension de ces menaces et plus d'attention aux développements de stratégies d'atténuation et de systèmes de conservation, un avenir durable pour les forêts du bassin du Congo pourrait devenir une réalité.

Après celles de l'Amazonie, les forêts du bassin du Congo constituent le deuxième plus grand massif de forêts tropicales denses et humides au monde (Devers & Vande Weghe, 2006). Ce patrimoine doit être conservé. C'est pour cela, nous pensons qu'il est impératif de (1) renforcer les mesures de gestion pour les parcs nationaux existants et (2) d'en créer d'autres pour une gestion durable de la biodiversité.

8.5 Conclusions et perspectives

La connaissance floristique en Afrique et particulièrement en Afrique centrale est loin d'être complète. Le manque de données dû aux zones non explorées constitue un obstacle sérieux. Les cartes de distribution potentielle constituent des outils indispensables dans la connaissance de l'écologie des espèces et servent à renforcer les actions de conservation des ressources naturelles. Les différentes espèces de la famille des Acanthaceae ont montré le degré d'exploration en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi. Certaines zones ont été plus explorées que d'autres. Les zones les mieux prospectées sont celles situées aux alentours des centres d'activités et des institutions de recherche. En dehors de ces zones, de grands espaces très diversifiés en végétation naturelle ne sont pas explorés ou ne le sont que très partiellement. Différents modèles de distribution spatiale des Acanthaceae ont été observés. Certaines espèces sont distribuées sur toute l'étendue de la zone d'étude, ce sont des espèces à large amplitude écologique. Par contre d'autres sont inféodées à des zones particulières. Elles pourraient être utilisées dans une première approche comme espèces indicatrices de certains systèmes phytogéographiques. Les espèces limitées aux régions géographiques restreintes sont des espèces menacées d'extinction. Par conséquent, elles doivent être conservées ainsi que leurs habitats respectifs. Certains Districts phytogéographiques (Robyns, 1948) ou Secteurs phytogéographiques (Ndjele, 1988) ne sont pas caractérisés par les Acanthaceae, par contre, des espèces uniques ont été identifiées dans toutes les entités phytogéographiques de White (1979, 1986). Par conséquent, les Acanthaceae convergent plus avec le système phytogéographique de White (1979, 1986) que ceux proposés par Robyns (1948) et Ndjele (1988). La famille des Acanthaceae constitue ainsi donc, un bon indicateur des entités phytogéographiques de White (1979, 1986). Sur base de données des Acanthaceae, deux zones de haute diversité ont été identifiées: le centre régional d'endémisme Zambézien et le centre régional d'endémisme Afromontagnard, incluant la Mosaïque régional du lac Victoria (White 1979, 1986). Par ailleurs, deux types de vicariance ont été observés. Il s'agit de la vicariance écologique et la vicariance géographique. La plupart de ces cas de vicariance a été observé dans ces zones citées ci-dessus. Ces zones sont donc prioritaires pour la conservation de la diversité biologique. Toutes ces informations sont évidemment capitales aussi bien pour les travaux de phytogéographie concernant les foyers de spéciation ou les aires refuges, que pour les décisions en matière de conservation. Ces deux aspects doivent être pris en compte : la protection des zones particulièrement riches et celle des zones renfermant des espèces qui leur sont strictement confinées.

Nous ne pouvons terminer cette étude sans insister sur l'intérêt et l'importance des cartes de répartition. Selon G. Dupias (1964-1965) in Lebrun (2001): « la méthode la plus efficace pour connaître avec précision à la fois la distribution géographique d'une plante et l'importance des divers facteurs qui la contrôlent paraît être la réalisation d'une carte de répartition ». Les cartes de répartition offrent de nombreux avantages. Elles permettent d'établir des cartes indiquant la position géographique des variantes génétiques d'une espèce, documents très importants pour celui qui s'intéresse à la recherche de populations ou d'écotypes à caractéristiques particuliers, pour l'amélioration génétique ou la mise en valeur de milieux singuliers. Enfin, elles permettent de cerner l'écologie des espèces cartographiées, donc de définir l'étendue de leur aire réelle et de leur aire « potentielle », élément fondamental dans l'optique d'une introduction hors de l'aire d'origine.

Nous terminons enfin cette conclusion par quelques perspectives:

- pour mieux analyser la distribution spatiale des espèces, des échantillonnages stratégiques doivent être faits et aussi un réseau numérisé entre les herbaria pour la diffusion des données doit être établi, afin de tirer des conclusions plus profondes (Graham et *al*., 2004) comme par exemple l'Herbier virtuel de l'Australie (http://www.chah.gov.au/avh/avh.html); c'est pourquoi nous encourageons les projets d'étude locaux qui se déroulent actuellement en Afrique centrale;

- cette méthodologie doit être appliquée soit à tous les pays de l'Afrique centrale, soit à d'autres familles largement récoltée en R.D. Congo, au Rwanda et au Burundi afin de valider notre approche ; c'est pourquoi il serait intéressant de synchroniser toutes les bases de données sur les familles aussi largement récoltées comme les Acanthaceae pour mieux mettre en évidence le degré d'exploration, les zones prioritaires pour la conservation et les espèces inféodées à certaines zones;

- une identification des espèces uniques ou espèces caractéristiques doit être faite à partir des cartes distribution potentielle et aussi avec les systèmes d'écorégions;

- refaire cette analyse avec le système de maillage en variant la taille des mailles ;

- une superposition de la carte des parcs nationaux et celles des espèces doit être réalisée pour voir les espèces qui sont dans ces parcs et celles qui n'y sont pas;

- une analyse de la structure spatiale de chaque espèce unique pour les trois systèmes phytogéographiques avec plus de dix échantillons doit être faite, afin de voir si elles ont une distribution aléatoire, uniforme ou en agrégats, en relation avec les conditions écologiques, car les espèces ayant une structure spatiale agrégée sont très vulnérables.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adrian J.Q-M., Julia E.F., Catharine E.P., Maria Da Graça S., Roger S.T. & Wüster W. (2007) Phylogeographic patterns of trans-Amazonian vicariants and Amazonian biogeography: the Neotropical rattlesnake (*Crotalus durissus complex*) as an example. *Journal of Biogeography,* 34, 1296-1312.

Aguiar M.R. & Sala O.E. (1999) Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution,* 14, 273-277.

Andelman S.J. & Fagan W.F. (2000) Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates, or expensive mistakes? *Proceedings of the National Academy of Sciences,* 97, 5954-5959.

Anderson S. (1994) Area and endemism. *Quarterly Review of Biology*, 69, 451-471.

Anderson T. (1863) An enumeration of the specises of Acanthaceae from the continent of Africa and adjacent islands. *Journal of the Proceedings of the Linnean Society,* 7, 13-54.

Angiosperm Phylogeny Group (2003) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society,* 141, 399-436.

Anonyme (2004) *Botanical Research And Herbarium Management System*. University of Oxford.

Antrop M. (2001) The language of landscape ecologists and planners – A comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. *Landscape Urban Planning*, 55, 163-173.

Aubréville A. (1949) *Contribution à la paléohistoire des forêts de l'Afrique tropicale*. Paris, 99 p.

Aubréville A. (1962) Position chorologique du Gabon. *Flore du Gabon*, 3, 3-11.

Ballandier G. & Pauvert J.CL. (1952) *Les villages gabonais. Aspect démographiques, économiques, sociologiques*. Projet de modernisation. 91 p.

Balmford A., Bruner A., Cooper P., Costanza R., Farber S., Green R.E., Jenkins M., Jefferiss P., Jessamy V., Madden J., Munro K., Myers N., Naeem S., Paavola J., Rayment M., Rosendo S., Roughgarden J., Trumper K. & Turner R. K. (2002) Economic reasons for conserving wild nature. *Science,* 297, 950–953.

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).* Diplôme d'Etudes Approfondies, Faculté des Sciences, Université libre de Bruxelles, Belgique. 82 p.

Bamps P. (1982) *Répertoire des lieux de récolte. Meise.* Jardin Botanique National de Belgique, 224 p.

Barbier N., Couteron P, Lejoly J., Deblauwe V. & Lejeune O. (2006) Self-organised vegetation patterning as fingerprint of climate and human impact on semiarid ecosystems. *Journal of Ecology,* 94, 537-547.

Barnaud G. & Lefeuvre J.C. (1992) L'écologie avec ou sans l'homme? In: Collectif entre nature et société (eds.) *Les passeurs de frontières*: 69-112. CNRS. Paris.

Bastian O. (2001) Landscape ecology: towards a unified discipline? *Landscape Ecology*, 16, 757-766.

Batista J.L.F. & Maguire D.A. (1998) Modeling the spatial structure of tropical forests. *Forest Ecology and Management*, 110, 293-314.

Baudry J. (1988) Approches écologiques des paysages. *Le courrier de l'Environnement,* 4, 12-14.

Bennett, A.F. (1990) *Habitat Corridors: Their Role in Wildlife Management and Conservation*. Department of Conservation and Environment, Melbourne, Australia, 37p.

Bentham G. (1876) Acanthaceae. In: G. Bentham & J.D. Hooker (eds.) *Genera Plantarum*: 1060-1122. Reeve. London.

Berdoulay V. & Phipps M. (1985): Paysage, système, organisation. In: Berdoulay V. & Phipps M. (eds.) *Paysage et Système: de l'organisation écologique à l'organisation visuelle*: 9-19. Éditions de l'Université d'Ottawa.

Bernardi G. (1986) La vicariance, la pseudo-vicariance et la convergence allopatriques. *Bulletin d'Ecologie*, 17, (3), 145-154.

Bertrand G. (1975) Pour une histoire écologique de la France rurale. In: *Histoire de la France Rurale*. Le Seuil. Paris, 1, 34-113.

Bertrand G. (1978) Le paysage entre la nature et la société. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 49, 239-258.

Betti J.L., (2001) Vulnerabilité 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.

Bi H. & Jurskis V. (1996) Crown radius and the zone of influence of old growth trees in regrowth eucalyptus forest. In: *Modelling regeneration success and early growth of forest stands*. Proceedings from the IUFRO conference, held in Copenhagen, 10-13 june 1996, 11-21.

Binzangi K. (2004) Impact de la production des combustibles ligneux en R.D.Congo. Cas du Katanga, de Kinshasa et du Bas Congo. In: *Actes des séminaires de formation et ateliers de haut niveau en évaluation environnementale, Association Nationale pour l'Evaluation environnementale*, Kinshasa, 12-17 Janvier 2004.

Birks H.J.B. (1987) Recent methodological developments in quantitative descriptive biogeography. *Annales Zoologici Fennici*, 24, 165-178.

Blanc-Palmart C. (1986) Dialoguer avec le paysage ou comment l'espace écologique est vu et pratiqué par les communautés rurales des hautes terres malgaches. In : Chatelin & G. Riou (eds.) *Milieux et paysages*:154. Masson, coll recherche en géographie, Paris.

Blom A (1998) A critical analysis of three approaches to tropical forest conservation based on experiences in the Sangha region. *Yale F&ES Bulletin*, 102,208-215.

Boaler S.B. & Hodge C.A.H. (1964) Observations on vegetation arcs in the Northern region, Somali republic. *Journal of Ecology*, 52, 511-544.

Bogaert J. (2003) Lack of agreement on fragmentation metrics blurs correspondence between fragmentation experiments and predicted effects. *Conservation Ecology*. www.consecol.org/vol/iss1/resp6.

Bogaert J., Myneni R.B. & Knyazikhin Y. (2002) A mathematical comment on the formulae for the aggregation index and the shape index. *Landscape Ecology*, 17, 87-90.

Bogaert J., Zhou L., Tucker C.J., Myneni R.B. & Ceulemans R. (2002) Evidence for a persistent and extensive greening trend in Eurasia inferred from satellite vegetation index data. *Journal of Geophysical Research*, 11, 10.1029/2001JD001075 (107). 14 p.

Bogaert J. & Hong S.-K. (2003) Landscape ecology: monitoring landscape dynamics using spatial pattern metrics. In: S.-K. Hong, J.A. Lee, B.-S. Ihm, A. Farina, Y. Son, E.-S. Kim & J.C. Choe (eds.) *Ecological Issues in a Changing World*: 109-131. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Bogaert J., Ceulemans R. & Salvador-Van Eysenrode D. (2004) A decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environmental Management*, 33, 62-73.

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., Farina A. & Ceulemans R. (2005) Entropy increase of fragmented habitats: a sign of human impact? *Ecological Indicators,* 5, 207-212.

Bonn A., Rodrigues A.S.L. & Gaston K.J. (2002) Threatened and endemic species: are they good indicators of patterns of biodiversity on a national scale? *Ecology Letters,* 5, 733-741.

Brandt J. (2000) The landscape of landscape ecologists. *Landscape Ecology,* 15, 181-185.

Bremekamp C. E. B. (1965) Delimitation and subdivision of the Acanthaceae. *Bulletin of the Botanical Survey of India,* 7, 21-30.

Brenan J.P.M. (1978) Some aspects of the phytogeography of tropical Africa. *Annales of the Missouri Botanical Garden,* 65, 437-478.

Breteler F.J. (1989) Gabon. In: D.G Campbell & H.D Hammond (eds.) *Floristic inventory of tropical countries: the status of plant systematics, collections, and vegetation, plus recommendations for the future*: 199-202. The New York Botanical Garden. New York.

Brown J.H. (1984) On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist,* 124, 255-279.

Bultot F. (1950) *Carte des régions climatiques du Congo Belge établie d'après les critères de Köppen (Communication n°9 du Bureau Climatologique).* Bruxelles, Publication de l'Institut National pour l'Etude Agronomique du Congo Belge. Bruxelles.

Burel F. & Baudry J. (2003) *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Paris, France : Tec & Doc. 359 p.

Bürger A. M. (2001) A study – using WORLDMAP – of distribution of African savanna plants. *Systematics Geography Plants,* 71, 301-312.

Burgess N., Küper W., Mutke J., Brown J., Westaway S., Turpie S., Meshack C., Taplin J., McClean C. & Lovett J.C. (2005) Major gaps in distribution of protected areas for threatened and narrow range Afrotropical plants. *Biodiversity & conservation,* 14, 1877-1894.

Burgman M., Lindenmayer D.B. & Elith J. (2005) Managing landscapes for conservation under uncertainty. *Ecology,* 86, 2007-2017.

Bush M.B. (1994) Amazonian speciation: a necessarily complex model. *Journal of Biogeography,* 21, 5-17.

Cahen L. (1954) *Géologie du Congo belge*. Vaillant-Carmanne, Liège. 577 p.

Campbell D.G. & Hammond H.D. (1989) *Floristic inventory of tropical countries*. New York. New York Botanical Garden. 545 p.

Champluvier D. (1991) Revision des genres *Staurogyne* Wall., Anisosepalum E. Hossain et 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. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique,* 130, 221-235.

Chapman F.M. (1917) The distribution of bird-life in Colombia. *Bulletin of the American Museum of Natural History,* 36, 1–729.

Chatelin Y & Riou G. (1986) *Milieux et paysages, essai sur diverses modalité de la connaissance*. "Recherches en Géographie", Masson, Paris, 154 p.

Chatelain C., Gautier L., & Spichiger R. (2002) Application du SIG IVOIRE à la distribution potentielle des espèces en fonction des facteurs écologiques. *Systematics and Geography of Plants*, 71, 313-326.

Chevalier A. (1938) Aperçu sur les zones de végétation du territoire. In : A. Chevalier (eds.) *Flore vivante de l'Afrique occidentale française*, 1, 15-27.

Chevalier A. & Emberger L. (1937) *Les régions botaniques terrestres*. Encyclopédie Française. 57 p.

Cheviron Z.A., Hackett S.J. & Capparella A.P. (2005) Complex evolutionary history of a Neotropical lowland forest bird (Lepidothrix coronata) and its implications for historical hypotheses of the origin of Neotropical avian diversity. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 36, 338-357.

Clarke C.B. (1900) Acanthaceae. In: W. T. Thiselton-Dyer (eds.) *Flora of Tropical Africa*: 1-262. Lovell Reeve & Co., London.

Collen B., Purvis A. & Gittleman J.L. (2004) Biological correlates of description date in carnivores and primates. *Global Ecology and Biogeography*, 13, 459–467.

Collinge S.K (1998) Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments. *Landscape and Urban Planning*, 42, 157-168.

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.

Colwell R.K (2006) EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Ver. 8.0. User's guide and application published at: http://purl.oclc.org/estimates.

Colwell R.K., Mao C.X. & Chang J. (2004) Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85, 2717-2727.

Compère P. (1970) *Carte des sols et de la végétation du Congo, du Rwanda et du Burundi. 25. Bas-Congo. B. végétation.* Institut National pour l'Étude Agronomique du Congo Belge, Office nationale de la recherche et du Développement au R.D. Congo. Bruxelles, Belgique. 35 p.

Contandriopoulos J. (1981) Quelques réflexions à propos de la vicariance. *Compte Rendu de Séances de la Société de Biogéographie*, 57, (4), 155-167.

Coulson R.N., Saarenmaa H., Daugherty W.C., Rykiel E.J.Jr., Saunders M.C. & Fitzgerald J.W. (1999) A knowledge system environment for ecosystem management. In: J.M. Klopatek, & R.H. Gardner (eds.) *Landscape ecological analysis: issues and applications*: 57-79. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

Couteron P. (2002) Quantifying change in patterned semi-arid vegetation by Fourier analysis of digitized aerial photographs. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 3407-3425.

Couteron P. & Kokou K. (1997) Woody vegetation spatial patterns in a semi-arid savanna of Burkina Faso, West Africa. *Plant Ecology*, 132, 211-227.

Couteron P. & Lejeune O. (2001) Periodic spotted patterns in semi-arid vegetation explained by a propagation-inhibition model. *Journal of Ecology*, 89, 616-628.

Couteron P., Pelissier R., Nicolini E.A. & Paget, D. (2005) Predicting tropical forest stand structure parameters from Fourier transform of very high-resolution remotely sensed canopy images. *Journal of Applied Ecology*, 42, 1121-1128.

Couteron P., Barbier N. & Gautier D. (2006) Textural ordination based on Fourier spectral decomposition: a method to analyze and compare landscape patterns. *Landscape Ecology*, 21, 555-567.

Crisp M.D., Laffan S., Linder H.P. & Monro A. (2001) Endemism in the Australian flora. *Journal of Biogeography*, 28, 183-198.

Croizat L. (1981) Biogeography: past, present, and future. In: G. Nelson & Rosen D. E. (eds.) *Vicariance Biogeography a Critique New York*: 501-523. Columbia University Press, New York.

Cronquist A. (1981) *An Integrated System of Classification of Flowering Plants*. Columbia University Press, New York. 396 p.

Cunningham A.B. (1994) Management of medicinal plant resources: an Africa-wide overview. In: Seyani JH & Chikuni A.C (eds.) *Proceedings of the XIIIth Plenary meeting of Association for the Taxonomic Study of the Flora of Tropical Africa (AETFAT)*, National Herbarium and Botanic Gardens of Malawi, Zomba, 2-11 April 1991.

Curtis J.T. (1956) The modification of mid-latitude grasslands and forests by man. In: W. L. Thomas (eds.) *Man's Role in Changing the Face of the Earth*: 721-736. University of Chicago Press, Chicago.

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 characterization and biodiversity research. In: T.J.B. Boyle & B. Boontawee (eds.) *Measuring and Monitoring Biodiversity in Tropical and Temperate Forests*: 47-66. Centre for International Forestry Research, Bogor.

Davidson C. (1998) Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Society Bulletin*, 26, 32-37.

De Wildeman E. (1913) Documents pour l'étude de la géobotanique congolaise. *Bulletin de la Société royale de botanique de Belgique*, (51), 5 p.

Décamps H. (2004) *L'écologie du paysage ou l'ambition paysagère de l'écologie*. Lettre de l'Institut Français de la Biodiversité, n° 5. 2 p.

Denys E. (1980) A tentative phytogeogarphical division of tropical Africa based on a mathematical analysis of distribution maps. *Bulletin de la Société royale de botanique de Belgique*, 50, 465-504.

Devers D. & Vande Weghe J.P. (2006) Les forêts du bassin du Congo: états des forêts 2006. 256 p.

Devred R. (1957) Limite phytogéographique occidento-méridional de la région guinéenne au Kwango. *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique*, 27, 417-431.

d'Herbès J.M., Valentin C., Tongway D.J. & Leprun, J.C. (2001) Banded vegetation patterns and related structures. In : D.J. Tongway, C. Valentin, J.M. d'Herbès & J. Seghieri (eds.) *Banded Vegetation Patterning in Arid and Semi-Arid Environments. Ecological Processes and Consequences for Management*: 1-19. Springer, New York.

Di Castri F. (1981) L'écologie: naissance d'une science de l'homme et de la nature. *Le courrier de l'UNECSO*, 34, 6-11.

Dufrêne M. (1992) *Biogéographie et Écologie des Communautés de Carabidae en Wallonie*. Thèse, Université Catholique de Louvain, Faculté des Sciences, Département de Biologie Unité d'Écologie et de Biogéographie. Vol. 1. 196 p.

Dunkerley D.L. & Brown, K.J. (2002) Oblique vegetation banding in the Australian arid zone: implications for theories of pattern evolution and maintenance. *Journal of Arid Environments*, 51, 163-181.

Duvigneaud P. (1949) Les savanes du Bas-Congo. Essai de phytosociologie topographique. *Lejeunia*, 10, 1-192.

Duvigneaud P. (1953) La flore et la végétation du Congo méridional. Symposium de l'Association pour l'Etude Taxonomique de la Flore d'Afrique Tropicale, Bruxelles 1951, *Lejeunia*, 16, 95-124.

Duvigneaud P. (1958) La végétation du Katanga et de ses sols métallifères. *Bulletin de la Société Royale Botanique de Belgique*, 90, 127-286.

Duvigneaud P. (1980) *La synthèse écologique*. Dion. Paris. 137 p.

Elith J., Graham C.H., Anderson R.P., Dudıík M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans R.J., Huettmann F., Leathwick J.R., Lehmann A., Li J., Lohmann L.G., Loiselle B.A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Overton J.M., Peterson A.T., Phillips S.J., Richardson K., Scachetti-Pereira R., Schapire R.E., Sobero´n J., Williams S., Wisz M.S. & Zimmermann N.E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129- 151.

Endler J.A. (1982) Pleistocene forest refuges: fact or fancy? Biological diversification in the tropics (eds. By G. Prance). New York, Columbia University Press. 641-657.

Engler A. (1910-1925) Die pflanzenwelt Afrikas. In: A. Engler & O. Drusde (eds.) *Die vegetation der Erde*, IX, 6 vol., Leipzig.

Engler R., Guisan A. & Rechsteiner L. (2004) An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology*, 41, 263–274.

Evans J. (1984) *Plantation forestry*. Clarendon Press, Oxford. 472 p.

Evrard C. (1965) Données préliminaires à une statistique phytogéographique de la flore du secteur forestier central congolais. *Webbia*, 19, 619-626.

Ewers R.M. & Didham R.K. (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Conservation*, 81, 117-142.

Excoffier L. (1999) Cours : *Evolution et spéciation*. Université de Genève: 1-8.

FAO (1995) *Conservation et utilisation durables des ressources phytogénétiques pour l'Afrique centrale*. Rapport de synthèse sous-régional, 50 p.

FAO (2001a) Global forest resources assessment of 2000 – main report. FAO Forestry Paper 140. FAO, Rome.

FAO (2001b) FOSA document national de prospective – République Démocratique du Congo. FAO, Rome.

FAO (2005) Global forest resources assessment of 2005. Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper 147. FAO, Rome.

Farina A. (1993) From global to regional landscape ecology (editorial comment). *Landscape Ecology*, 8, 153-154.

Farina A. (1998) *Principles and methods in landscape ecology*. London, Chapman & Hall. 256 pp.

Fisher N.I. (1993) *Statistical Analysis of Circular Data*. Cambridge University Press, Cambridge. 298 p.

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. & Godron M. (1981) Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience*, 31, 733-740.

Forman R.T.T. & Godron M. (1986) *Landscape ecology*. John Wiley & sons, New York, USA. 640 p.

Forman R.T.T. (1995a) *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge. 632 p.

Forman R.T.T. (1995b) Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10, 133-142.

Forman R.T.T. (1997) Land mosaics: the ecology of landscape and regions. Cambridge Unversity Press, Cambridge, UK.

Fortin M.J. (1999) Spatial statistics in landscape ecology. In: J.M. Klopatek & R.H. Gardner (eds.) *Landscape ecological analysis – Issues and applications*: 253-279. Springer, New York.

Fortin M.J. (2002) Analyse spatiale en écologie : problèmes statistiques et de mise à l'échelle au niveau du paysage. *Ecoscience*, 9.

Fox I. (1999) Mapping Australian tropical savannas: How do you rapidly fill a 300,000 km^2 data gap? *Tropinet,* 10, 1.

Franklin J.F. & Forman R.T.T. (1987) Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, 1, 5-18.

Freitag S. & van Jaarsveld A.S. (1998) Sensitivity of selection procedures for priority conservation areas to survey extent, survey intensity and taxonomic knowledge. *Proceedings of the Royal Society of London*, 265, 1475-1482.

Gascon C., Laurance W.F. & Lovejoy T.E. (2003) Forest fragmentation and biodiversity in Central Amazonia. In: Bradshaw GA, Marquet PA (eds.) *How landscapes change. Human disturbance and ecosystem fragmentation in the America*: 33-48. Springer, Berlin Heidelberg, New York.

GECOPA (2004) Site du GECOPA-Groupe de gestion écosystémiques et écologie du paysage. Site : http : //gecos.epfl.ch/gecopa/defpaysage.shtml.

Geist H.J. & Lambin E.F. (2002) Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, 52, 143-150.

Germain R. (1952) *Les associations végétales de la plaine de Ruzizi (Congo belge) en relation avec le milieu*. Publication de l'Institut National pour l'Étude Agronomique du Congo Belge, Série Scientifique, n°52, 231 p.

Gibbs Russell G.E., Retief E. & Smook L. (1984) Intensity of plant collecting in southern Africa. *Bothalia,* 15, 131–138.

Gignoux J. (1994) *Modélisation de la coexistence herbes/arbres en savane*. Thèse, Institut National Agronomique Paris-Grignon 273 p.

Giles R.H.Jr. & Trani M.K. (1999) Key elements of landscape pattern measures. *Environmental Management,* 23, 477-481.

Gimaret-Carpentier C., Chessel D. & Pascal J.P. (1998) Non-symetric correspondence analysis: an alternative for species occurrences data. *Plant Ecology,* 138, 97-112.

Gioia P. & Pigott J.P. (2000) Biodiversity assessment: a case study in predicting richness from the potential distributions of plant species in the forests of south-western Australia. *Journal of Biogeography*, 27, 1065–1078.

Githiru M. & Lens L. (2004) Using scientific evidence to guide the conservation of a highly fragmented and threatened Afrotropical forest. *Oryx*, 38,404-409.

Gotelli N.J. & Colwell R.K. (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379-391.

Gounot, M. (1969). *Méthodes d'étude quantitative de la végétation*. Paris, Masson. 314 p.

Greenwood J.E.G.W. (1957) The development of vegetation patterns in Somaliland Protectorate. *Geographical Journal*, *123*, 465-473.

Groves R.H. (1998) Ecological indicators of landscape degradation. In: P.W Rundel, G. Montenegro & F.M Jaksic (eds.) *Landscape disturbance and biodiversity in mediterranean-type ecosystems*: 55-62. Springer, Berlin Heidelberg, New York.

Guisan A. & Zimmerman N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186.

Gustafson E.J. & Diaz N. (2002) Broad-scale ecological science and its application. In: K.J Gutzwiller (eds.) *Applying landscape ecology in biological conservation*: 244-265. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

Habiyaremye M.K.F.X. (1997) Etude phytocoenologique de la dorsale orientale du Lac Kivu (Rwanda). Belgique, Musée Royal de l'Afrique centrale Tervuren. *Annales Sciences économiques,* 24, 276 pp.

Haffer J. (1969) Speciation in Amazonian forest birds. *Science,* 165, 131–137.

Haffer J. (1997) Alternative models of vertebrate speciation in Amazonia: an overview. *Biodiversity and Conservation,* 6, 451–476.

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.

Hamilton A.C. & Taylor D. (1991) History of climate and forests in tropical Africa during the last 8 million years. *Climatic Change,* 19, 65–78.

Hanski I. (1982) Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. *Oikos,* 38, 210-221.

Hargis C.D., Bissonette J.A. & David J.L. (1997) Understanding measures of landscape pattern. In: J.A Bissonette (eds.) *Wildlife and landscape ecology*: 231-261. Springer, Berlin Heidelberg New York.

Heine H. (1966) Acanthacées. Vol. 13. In Aubréville (eds.). *Flore de Gabon* : 250 p. Paris. Muséum National D'Histoire Naturelle.

Henein K. & Merriam G. (1990) The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology*, 4 (2), 145-171.

Hepper N.F. (1978) The present stage of botanical exploration of tropical Africa. In: I. Hedberg (eds.) *Systematic Botany, Plant Utilisation and Biosphere Conservation*: 41-46. I. Almqvist & Wiksell International, Stockholm.

Hepper N.F. (1979) Deuxième édition de la carte du degré d'exploration floristique de l'Afrique au sud du Sahara. In: G. Kunkel (eds.) *Proceedings of the IXth plenary meeting of the Association pour l'Etude Taxonomique de la Flore d'Afrique Tropicale (AETFAT)*: 157-162. Las Palmas de Gran Canaria.

Heywood V.H. (1996) *Les plantes à fleurs. 306 familles de la flore mondiale*. Paris, Nathan, 336 p.

Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G. & Jarvis A. (2005) Very high resolution interpolated climate surface for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965–1978.

Hobbs R. J. (1992) The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Tree*, 7, 389-392.

Hudson W.D. (1991) *Landscape linkages and biodiversity*, Island Press. Washington D. C.

Hutchinson J.B. (1946) *A botanist in southern Africa*. London, Gawthorn, 686 p.

IALE Suisse (2002) Site de l'IALE Suisse – Association Internationale pour l'Ecologie de Paysage. Site : www.wsl.ch/land/iale/whatle_fr.htm

Iorgulescu I. & Schlaepfer R. (2002) Paysage en tant qu'éco-complexe : définition, types, caractéristiques, fonctionnement et fonctions. Fiche d'enseignement 4.1, Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes, Ecole Polytechnique de Lausanne, Suisse. 24 p.

Ives R.L. (1946) Desert ripples. *American Journal of Science,* 244, 492-501.

Jaccard P. (1902) In Schnell, R. (1970) Introduction à la phytogéographie des pays tropicaux: les flores – les structures. *Géobiologie Ecologie Aménagement,* Volume 1. 499 p.

Jaeger J. (2000) Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15, 115-130.

Jaynes E.T. (1957) Information theory and statistical mechanics. *Physical Review*, 106, 620–630.

Johnsson K. (1995) Fragmentation index as a region based GIS operator. *International Journal of Geographical Information Systems,* 9, 211-220.

Kalanda K. (1982) *Etude Taxonomique et Phytogéographique du Genre Vernonia Schreb. (Asteraceae) au Zaïre*. Thèse doctorale, Université de Kisangani, Zaïre.

Kattan G.H. & Murcia C. (2003) Forest fragmentation and biodiversity in Central Amazonia. In: G.A Bradshaw, P.A Marquet (eds.) *How landscapes change. Human disturbance and ecosystem fragmentation in the Americas:*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 Sciences USA*, 103, 17574-17579.

Kier G., Mutke J., Dinerstein E., Ricketts T.H., Küper W., Kreft H. & Barthlott W. (2005) Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. *Journal of Biogeography*, 32, 1107–1116.

Kimpouni V. (1993) *Les Eriocaulaceae d'Afrique centrale (Congo, Zaïre, Rwanda, Burundi).* Thèse. Faculté des Sciences, Université libre de Bruxelles, Belgique. 588 p.

Kiriakoff S.G. (1965) La vicariance géographique et la taxonomie. *Compte Rendu de Séances de la Société de Biogéographie* 360, 103-115.

Knight R.L & Landres P.B (2002) Broad-scale ecological science and its application. In: K.J Gutzwiller (eds.) *Applying landscape ecology in biological conservation*: 22-33. Springer, Berlin Heidelberg. New York.

Koffi K.J. (2005) *Analyse des structures spatiales des données de distribution phytogéographique des Acanthaceae en Afrique centrale*. Mémoire de Diplôme d'Etudes Approfondies, Faculté des Sciences, Université libre de Bruxelles, Belgique. 190 p.

Koffi K.J., Deblauwe V., Sibomana S., Neuba D.F.R., Champluvier D., de Cannière C., 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: S.-K. Hong *et al*. (eds.) *Landscape ecological applications in man-influenced areas: linking man and nature systems*: 7-32. Springer Verlag, The Netherlands.

Kovach W.L. (1999) MVSP – *A MultiVariate Statistical Package for Windows version 3.1*, Kovach Computing Services, Pentraeth.

Kovach W.L. (2003) *Multi-Variate Statistical Package for Windows*. User'Manuel. Version 3.1. Publ. Kov. Comp. Serv. Pentraeth, Wales, U.K. 137 p.

Küper W., Sommer J.H., Lovett J.C., Mutke J., Linder H.P., Beentje H.J., Van Rompaey R., Chatelain C., Sosef M. & Barthlott W. (2004) Africa's hotspots of biodiversity redefined. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 91, 525–535.

Küper W., Sommer J.H., Lovett J.C. & Barthlott W. (2006) Deficiency in African plant distribution data – missing pieces of the puzzle. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 150, 355–368.

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 and Resources*, 28, 205-241.

Laurance W.F (1999) Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biology Conservation* 91,109-117.

Lebrun J. (1947) *La végétation de la plaine alluviale au Sud du lac Edouard. Exploration du Parc national Albert.* Mission J. Lebrun (1937-1938), pt 1 (2 vols.). Bruxelles, Institut des Parcs Nationaux du Congo Belge. 800 p.

Lebrun J. (1960a) *Quelques remarques sur la flore et la végétation du Canada (Ontario méridional-Québec, région de Montréal*. Laboratoire d'Ecologie Végétale, Université de Louvain, Louvain, Belgium. Springer Netherlands. 25-41.

Lebrun J. (1960b) Sur une méthode de délimitation des horizons et étages de végétation des montagnes du Congo Oriental. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique*, 30, 75-94.

Lebrun J. (1961) Les deux flores d'Afrique tropicale. Académie Royale de Belgique. *Bulletin de la Classe des Sciences*. Mémoire 8, 32, 81 p.

Lebrun J.P. (1973) *Enumeration des Plantes Vasculaires du Sénégal*. Etude botanique no. 2, Institut d'Elevage et de Médecine vétérinaire des Pays tropicaux, Maisons-Alfort.

Lebrun J.P. (1976) Richesse spécifique de la flore vasculaire des divers pays ou régions d'Afrique. *Candollea*, 31, 11-15.

Lebrun J.P. (1981) *Les bases floristiques des grandes divisions chorologiques de l'Afrique sèche.* Paris, Institut d'Elevage et de Médecine vétérinaire des Pays tropicaux. Etude Botanique n°7, Paris, 483 p

Lebrun J.P. (2001) *Introduction à la flore d'Afrique*. Cirad. Ibis Press. 155 p.

Lebrun J.P. & Stork A.L. (1991) *Enumération des plantes à fleurs d'Afrique Tropicale. Volume 1. Généralités et Annonaceae à Euphorbiaceae et Pandanceae*. Geneva, Conservatoire et Jardin botaniques.

Lefever R. & Lejeune O. (1997) On the origin of tiger bush. *Bulletin of Mathematical Biology*, 59, 263-294.

Legendre P. (1990) Quantitative methods and biogeographic analysis. In: D. Garbary & G. R. South (eds.) *Evolutionary Biogeography o f the Marine Algae of the North Atlantic:* 9-34. NATO ASI Series, Vol. G 22. Springer-Verlag, Berlin.

Legendre P. & Legendre L. (1998) *Numerical ecology* (2nd English eds.). Elsevier, Amsterdam.

Leonard J. (1965) Contribution à la subdivision phytogéographique de la Région Guinéo-Congolaise d'après la répartition géographique d'Euphorbiacées d'Afrique tropicale. *Webbia*, 19 (2), 627-649.

Léonard J. (1968) Statistiques des progrès accomplis en 13 ans dans la connaissance de la flore phanérogamique africaine et malgache (1953–65). In: O. Hedberg & I. Hedberg (eds.). *Conservation of vegetation in Africa South of the Sahara. Proceedings of the 6th AETFAT Congress at Uppsala, Sweden:* 297–299. Acta Phytogeographica Suecica 54.

Leprun J.C. (1999) The influences of ecological factors on tiger bush and dotted bush patterns along a gradient from Mali to northern Burkina Faso. *Catena*, 37, 25-44.

Letouzey R. (1968) *Etude phytogéographique du Cameroun*. Paris, Ed. Lechevalier, 511 p.

Levin S.A. (1992) The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73, 1943-1976.

Levins R. (1969) *Evolution in Changing Environnements*. Princeton, Princeton University Press.

Li, H. & Reynolds, J.F. (1994) A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology*, 75, 2446-2455.

Liben L. (1958) Esquisse d'une limite phytogéographique guinéo-zambézienne au Katanga occidental. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique*, 28, 299-305.

Liben L. (1962) Nature et origine du peuplement végétal (Spermatophytes) des contées montagneuse du Congo oriental. Mémoire. *Académie Royale de Belgique*, Série. 2,15 (3), 195 p.

Lindau G. (1894) Beitrage Zur Systematik der Acanthaceen. Tribus XI: Asystasieae. In: A. Engler. (eds.) *Botanische Jahrbücher für Systematik*: 18-55. Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie.

Linder H.P., Lovett J.C., Mutke J., Barthlott W., Jürgens N., Rebelo T. & Küper W. (2005) A numerical re-evaluation of the sub-Saharan Phytochoria of mainland Africa. *Biologiske Skrifter*, 55, 229–252.

Lisowski S. (1991) Les Asteraceae dans la flore d'Afrique centrale. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 36 (1 & 2), Polish Academy of Sciences.

Lloyd M. & Ghelardi R.J. (1964) A table for calculating the "equitability" component of species diversity. *Journal of Animal Ecology***,** 33, 217-225.

Ludwig J.A. & Reynolds J.F. (1988) *Statistical ecology. A primer on methods and computing*. New York, John Wiley & Sons. 352 p.

Mabbutt J.A. & Fanning P.C. (1987) Vegetation banding in arid Western Australia. *Journal of Arid Environments*, 12, 41-59.

Mac Arthur R.H. & Wilson E.O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, 203 p.

Mace G.M., Gittleman J.L. & Purvis A. (2003) Preserving the Tree of Life. *Science*, 300, 1707–1709.

MacFadyen W.A. (1950) Vegetation patterns in the semi-desert plains of British Somaliland. *Geographical Journal*, 116, 199-210.

Magurran A.E. (2004) *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science Ltd. pp. 100-130.

Maley J. (1987) Fragmentation de la forêt dense humide africaine et extension des biotopes montagnards au Quaternaire récent: nouvelles données polliniques et chronologiques. Implication paléoclimatique et biogéographiques. *Palaeoecology of Africa*, 18, 307-334.

Mangenot G. (1973) Données élémentaires sur l'Angiospermie : origine, caractères généraux, tendances évolutives des Angiospermes. Université d'Abidjan, *Annales de l'Université d'Abidjan*, Ecologie, série E. tome VI, 233 p.

Margalef R. (1958) Information theory in ecology. *General Systems*, 3, 36-71.

May R. M (1994) Ecological science and the management of protected areas. *Biodiversity Conservation*,3, 437-448.

Mayaux P., Ricards T. & Janodet. (1999) A vegetation map of Central Africa derived from satellite imagery. *Journal of Biogeography*, 26, 353-366.

McGarigal K. & Marks B.J. (1995) FRAGSTATS. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure (PNW-GTR-351). Pacific Northwest Research Station, Oregon.

Menaut J.C., Gignoux J., Prado C. & Clobert J. (1990) Tree community dynamics in a humid savanna of the Côte d'Ivoire : modelling the effects of fire and competition with grass and neighbours. *Journal of Biogeography*, 17, 471-481.

Menon S., Gil Pontius R.Jr., Rose J., Khan M.L. & Bawa K.S. (2001) Identifying conservation-priority areas in the tropics: a land-use change modelling approach. *Conservation. Biology*, 15, 501-512.

Meynier A. (1976) Typologie et chronologie du bocage. In : Inra, Ensa et Université de Rennes : 65-68. *Les bocages*. Histoire, écologie, économie. Ensa. Rennes.

Mittermeier R.A., Gil P.R., Hoffmann M., Pilgrim J., Brooks T., Mittermeier C.G., Lamoreux J., & da Fonseca G.A.B. (2004) *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Sierra Madre: University.

Moeur M. (1997) Spatial models of competition and gap dynamics in old-growth *Tsuga heterophylla*/ *Thuja plicata* forests. *Forest Ecology and Management*, 94, 175-186.

Monnier J.L. (1991) *La préhistoire de Bretagne et d'Armorique*. Ed. Jean-Paul Gisserot (Collection, Les universels Gisserot). 397 p.

Monod T. (1938) Notes botaniques sur le Sahara occidental et ses confins sahéliens. *Mémoire de la Société de Biogéographie*, Paris, 6, 351-374.

Monod T. (1957) *Les grandes divisions chorologiques de l'Afrique.* 147p

Montana C., Lopez Portillo J. & Mauchamp A. (1990) The response of two woody species to the conditions created by a shifting ecotone in an arid ecosystem. *Journal of Ecology,* 78, 789-798.

Moritz C., Patton J.L., Schneider C.J. & Smith T.B. (2000) Diversification of rainforest faunas: an integrated molecular approach. *Annual Review of Ecology and Systematics,* 31, 533–563.

Mullenders W. (1954) *La végétation de Kaniama (entre Lubishi-Lubilash, Congo Belge)*. Publication de l'Institut National pour l'Étude Agronomique du Congo Belge, Série Scientifique 61, 499 p.

Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B., & Kent J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature,* 403, 853–858.

Naveh Z. (2000) What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landscape and Urban Planning,* 50, 7-26.

Ndjele M.B. (1988) *Les éléments phytogéographiques endémiques dans la flore vasculaire du Zaïre*. Thèse, Faculté des Sciences, Université libre de Bruxelles, Belgique. 528 p.

Nelson B.W., Ferreira C.A.C., da Silva M.F. & Kawasaki M.L. (1990) Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. *Nature,* 345, 714–716.

Neuray J. (1982) *Des paysages pour qui ? Pourquoi ? Comment ?* Gembloux, Belgique : Les presses agronomiques de Gembloux. 589 p.

Noon B.R. & Dale V.H. (2002) Broad-scale ecological science and its application. In: K.J Gutzwiller (eds.) *Applying landscape ecology in biological conservation*: 34-52. Springer, Berlin Heidelberg New York.

Nores M. (1999) An alternative hypothesis for the origin of Amazonian bird diversity. *Journal of Biogeography,* 26, 475–485.

Nores M. (2004) The implications of Tertiary and Quaternary sea level rise events for avian distribution patterns in the lowlands of northern South America. *Global Ecology and Biogeography,* 13, 149–161.

O'Connor C., Marvier M. & Kareiva P. (2003) Biological versus social, economic and political priority-setting in conservation. *Ecology Letters,* 6, 706-711.

O'Neill R.V., Krummel J.R. Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., De Angelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V. & Graham R. L. (1988) Indices of landscape pattern. *Lansdcape Ecology,* 3, 153-162.

Ozenda P. (1982) *Les végétaux dans la biosphère*. Dion éditeurs, Paris, 431 p.

Pascal J.P. & Ramesh B.R. (1993) Une base de données sur la distribution des espèces arborescentes, de basse et moyenne altitudes, endémiques des Ghâts occidentaux (Inde) : un outil pour les études régionales de phytogéographie et pour la conservation. Paris. *Actes du colloque international de Phytogéographie tropicale,* 231-241.

Perrault G. (1949) Les fang du pays Yaoundé. *Cahiers d'Outre-mer* 2, 313-333.

Phillips S.J., Dudik M., & Schapire R.E. (2004) A maximum entropy approach to species distribution modelling. In: ACM International Conference Proceeding Series (eds.) *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*: 655–662. New York.

Phillips S.J., Andersonb R.P. & Schapired R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling, 190,* 231–259.

Pielou E. C. (1975) *Ecological diversity,* New York, John Wiley & Sons. 165 p.

Pitte J. R. (1983) Histoire du paysage français. Tallandier. Paris.

Polunin N. (1967) *Eléments de géographie botanique*. Paris. Gauthier-Villars. 143-146.

Prendergast J.R., Quinn R.M., Lawton J.H., Eversham B.C. & Gibbons D.W. (1993) Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, 365, 335– 337.

Preston F.W. (1948) The commonness and rarity of species. *Ecology*, 29, 254-283.

Rameau J.C., Mansion D. & Dumé G. (1989) *Flore forestière française 1 Plaine et collines*. Editeur IDF. 1785 p.

Rathbun S.L. & Cressie N. (1994) A space-time survival point process for a longleaf pine forest in Southern Georgia. *Journal of the American Statistical Association*, 89 (428), 1164-1171.

Renshaw E. & Ford E.D. (1984) The description of spatial pattern using two-dimensional spectral analysis. *Vegetatio*, 56, 75-85.

Richard J.F. (1975) Paysages, écosystèmes, environnement: une approche géographique. *L'espace géographique*, 2, 81-92.

Riitters K., Wickham J., O'Neill R.V., Jones B. & Smith E. (2000) Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology*, 4, www.consecol.org/vol4/iss2/art3.

Ripple W.J., Bradshaw G.A. & Spies T.A. (1991) Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA. *Biology Conservaton*, 57, 73-88.

Robert M. (1946) *Géologie et géographie du Katanga*. Bruxelles, 620 p.

Robert P. (1994) *Le Nouveau Petit Robert*. Dictionnaire alphabétique et Analogique de la langue Française. Paris, 2432 p.

Robyns W. (1937) Aperçu général de la végétation. Aspects de végétation des Parcs Nationaux du Congo Belge. Série 1, Parc National Albert, 1 (1-2), 1-42.

Robyns W. (1948) *Les territoires phytogéographiques du Congo Belge et du Ruanda-Urundi*. Bruxelles, Atlas général du Congo Belge, Académie Royale des Sciences Coloniales. 10 p.

Robyns W. (1949) Les connaissances actuelles en Botanique congolaise. *Premier rapport annuel de l' Institut pour la Recherche Scientifique en Afrique centrale*, 189-193.

Robyns W. (1950) Botanique du Congo Belge. II. La flore. III. La végétation. IV. Les territoires phytogéographiques. *Encyclopédie du Congo Belge*, 1, 390-424.

Rothmaler W. (1950) *Allgemeine Taxonomie and Chorologie der pflanze*. Iena. 204 p.

Rudel T.K., Coomes O.T., Moran E., Achard F., Angelsen A., Xu J.& Lambin E. (2005) Forest Transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change*, 15, 23-31.

Ruthenberg H. (1976) *Farming systems in the tropics*. Oxford University Press, Oxford

Saura S. (2002) Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 4853-4880.

Schlesinger W.H., Reynolds J.F., Cunningham G.L., Huenneke L.F., Jarrell W.M. & Virginia R.A. (1990) Biological feedbacks in global desertification. *Science*, 247, 1043-1048.

Schmitz A. (1971) *La végétation de la plaine de Lubumbashi (Haut-Katanga)*. Publication de l'Institut National pour l'Étude Agronomique du Congo Belge, Série Scientifique,112, 388 p.

Schneider C., Smith T.B., Larison B. & Moritz C. (1999) A test of alternative models of diversification in tropical rainforests: ecological gradients vs. rainforest refugia. USA. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94, 13869–13873.

Schnell R. (1952) Contribution à une étude phytosociologique et phytogéographique de l'Afrique occidentale : les groupements et els unités géobotaniques de la région guinéenne. *Mélanges botaniques, Mémoire, Institut Français de l'Afrique Noire*, 18, 45-234.

Schnell R. (1970) Introduction à la phytogéographie des pays tropicaux : les flores – les structures. *Géobiologie Ecologie Aménagement*. Volume 1. 499 p.

Schnell R. (1971) *Introduction à la phytogéographie des pays tropicaux: les milieux – les groupements végétaux*. Géobiologie Ecologie Aménagement. (2): 951 p.

Scotlan R.W. & Vollesen K. (2000) Classification of Acanthaceae. *Kew Bulletin,* 55: 513-589.

Sheail J. (1987) Seventy five years in ecology. The british ecological society, Blackwell scientific publications. Oxford.

Steenkamp Y. & Smith G.F. (2003) Needs of users of botanical information in South Africa: outcomes of a national workshop of the stakeholders and end-users of botanical information and herbaria. *Taxon,* 52, 303–306.

Stine P.A. & Hunsaker C.T. (2001) An introduction to uncertainty issues for spatial data used in ecological applications. In: C.T. Hunsaker, M. Goodchild, M.A. Friedl & T.J. Case (eds.) *Spatial uncertainty in ecology – Implication for remote sensing and GIS applications*: 91-107. Springer, New York.

Sys C. (1960) *Carte des sols et de la végétation du Congo Belge et du Rwanda-Burundi. Notice explicative de la carte des sols du Congo Belge et du Rwanda-Burundi.* Publication de l'Institut National pour l'Etude Agronomique du Congo Belge. Bruxelles. 84 p.

Szalay F.S. & Bock W.J. (1991) Evolutionary theory and systematics: relationships between process and patterns. *Zeitschrift für Zoologische Systematik und Evolutionsforschung,* 29, 1-39.

Tansley A.G. (1935) The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 16, 284-307.

Tassy P. (1991) *L'arbre à remonter le temps. Les rencontres de la systématique et de l'évolution*. Paris, Christian Bourgois, 352 p.

Thiombiano A., Schmidt M., Kreft H. & Ginko S. (2006) Influence du gradient climatique sur la distribution des espèces de Combretaceae au Burkina Fasa (Afrique de l'Ouest). *Candollea*, 61, 189-213.

Tivy J. (1993) *Biogeography*. A study of plants in the ecosphere. Longman Scientific & Technical, Essex.

Tomppo E. (1986) *Models and Methods for analysing spatial patterns of trees*. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae n°138. The Finnish forest research institute Helsinki, Finland. 65 p.

Trochain J. (1940) *Contribution à l'étude de la végétation du Sénégal*. Mémoire. Institut Français de l'Afrique noire, n°2, Paris, 433 p.

Trochain J. (1969) Les territoires phytogéographiques de l'Afrique noire francophone d'après la trilogie : climat, flore et végétation. *Compte Rendu des Séances de la Société de Biogéographies*, 45/46 (402), 139-157.

Troll C. (1939) Luftbildplan und ökologische Bodemforschung. *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin*, 241-298.

Troupin G. (1966) Etude phytocénologique du Parc National de l'Akagera et du Rwanda Oriental. *Butar, Institut Naatianl de Recherche Scientifique,* 2, 293 p.

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, Université libre de Bruxelles.

Turner M. G. (1989) Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 171-197.

Turner M. G. (1990) Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Lansdcape Ecology,* 4, 21-30.

Turner M.G. and Ruscher C.L. (1988). Changes in landscape patterns in Georgia, USA. *Landscape Ecology*, 1, 241-251.

UICN (2001). Catégories et critères de l'UICN pour la Liste Rouge. UICN, Gland.

Urban D.L., O'Neill R.V. & Shugart H.Jr. (1987) Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience,* 37, 119-127.

Valentin C., d'Herbes J.M. & Poesen J. (1999) Soil and water components of banded vegetation patterns. *Catena,* 37, 1-24.

Van Chi Bonnardel R. (1973) Grand Atlas du continent Africain. Ed. Jeune Afrique, Paris, 336 p.

Van de Koppel J. & Rietkerk M. (2004) Spatial interactions and resilience in arid ecosystems. *American Naturalist,* 163, 113-121.

Van Tieghem P. (1908) Structure du pistil et de l'ovule du fruit et de la graine des Acanthaceae. *Annales des Science Naturelles, Série 9, Botanique,* 7, 1–24.

Vande Weghe J.P. (2004) *Forêts d'Afrique centrale. La Nature et l'Homme*. Ed. Lannoo SA, Tielt – Belgique, 367 p.

Vargas J.H., Consiglio T., Jørgensen P.M. & Croat T.B. (2004) Modelling distribution patterns in a species-rich plant genus, *Anthurium* (Araceae), in Ecuador. *Diversity Distribution,* 10, 211-216.

Verheyen K., Fastenaekels I., & Vellend M. (2006) Landscape factors and regional differences in recovery rates of herb layer richness in Flanders (Belgium). *Landscape Ecology*, 21, 1109-1118.

Vernet J.L. (1997) *L'homme et la forêt méditerranéenne de la préhistoire à nos jours*. Ed. Errance. Collection des Hespérides, Paris. 248 p.

Vierhapper F. (1919) Uber echten und falschen Vikarismus. *Osterreichische Botanische Zeitschrift,* 68, 1-22.

Virolainen K.M., Ahlroth P., Hyvärinen E., Korkeamäki E., Mattila J., Päivinen J., Rintala T., Suomi T. & Suhonen J. (2000) Hot spots, indicator taxa, complementarity and optimal networks of taiga. *Proceedings of Royal Society of London,* 267, 1143-1147.

Von Hardenberg J., Meron E., Shachak M. & Zarmi Y. (2001) Diversity of vegetation patterns and desertification. *Physical Review Letters, 87,* art-198101.

Wade T.G., Riiters 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.

Weber E. (1983) *La fin des terroirs*. La modernisation de la France rurale (1870-1914), Fayard. Paris. 842 p.

White F. (1971) The taxonomic and ecological basis of chorology. *Miteillugent der Botanique Staatssamml*. Münch, 10, 91-112.

White F. (1976) The vegetation map of Africa: the history of a completed project. *Boissiera,* 24, 659-666.

White F. (1978a) The Afromontane region. In: M.J.A Werger. (eds.) *Biogeography and ecology of southern Africa:* 463-513.

White F. (1978b) The taxonomy, ecology and chorology of African Ebenaceae. I. The guineo-congolian species. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique,* 48, 245-358.

White F. (1979) The Guineo-Congolian region an its relationships to other phytochoria. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique*, 49, 11-55.

White F. (1983) *The Vegetation of Africa. A descriptive Memoire to Accompany the UNESCO/AETFAT Vegetation Map of Africa*. UNESCO, Paris.

White F. (1986) *La végétation de l'Afrique. Mémoire accompagnant la carte de végétation de l'Afrique UNESCO/AETFAT/UNSO. ORSTOM et UNESCO*. Paris, collection Recherches sur les Ressources Naturelles, n° 20, 384 p.

White L.P. (1971) Vegetation stripes on sheet wash surfaces. *Journal of Ecology,* 59, 615-622.

Whitmore T.C. (1998) *An introduction to tropical rain forests*. Oxford University Press, Oxford.

Wickens G.E. & Collier F.W. (1971) Some vegetation patterns in the republic of the Sudan. *Geoderma*, 6, 43-59.

Wiens J.A. (1997) Metapopulation dynamics and landscape ecology. In: I. Hanski & M. Gilpin (eds.). *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*: 43-62. Academic Press, San Diego.

Wiens J.A. (1999) Landscape ecology: the science and the action. *Landscape Ecology*. 14, 103.

Wiens J.A. (2002) Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47, 501-515.

Wieringa J.J. & Poorter L. (2003) Biodiversity hotspots in West Africa; patterns and causes. In: L. Poorter, F. Bongers, F.N. Kouamé, W.D. Hawthorne (eds.) *Biodiversity of West African forests: an ecological atlas of woody plant species:* 382–385. Oxford, UK: Oxford Forest Institute, University of Oxford.

Wiley E.O. (1988) Vicariance biogeography. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19, 513-542.

Williamson G.B, Mesquita R. de C.G., Ickes K. & Genade G. (1997) Estratégias de árvores pioneiras nos Neotrópicos. In: C. Gascon & P. Moutinho (eds.) *Floresta Amazonica: dinâmica, regeneração e manejo*: 131-144. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.

Wilson J.B. (1991) A comparison of biogeographic models: migration, vicariance and panbiogeography. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 1, 84-87.

Wintle, B.A. & Bardos, D.C. (2006) Modelling species habitat relationships with spatially autocorrelated observation data. *Ecological Applications*, 16, 1945–1958.

Wolff E. (2005) Rapport de mission cartographique à Kisantu (R. D. Congo) du 15 au 30 Septembre 2005. Servive Laïque de Coopération au Developpement, Bruxelles.

Wu J. & Hobbs R. (2002) Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology*, 17, 355-365.

Wüter W., Ferguson J.E., Quijada-Mascareñas J.A., Pook C.E., Salomão M.G. & Thorpe, R.S. (2005) Tracing an invasion: landbridges, refugia and the phylogeography of the Neotropical rattlesnake (Serpentes: Viperidae: *Crotalus durissus*). *Molecular Ecology,* 14, 1095–1108.

ANNEXES

ANNEXE 1: LISTE DES PUBLICATIONS.

1. **K.J. Koffi**, V. Deblauwe, S. Sibomana, D.F.R. Neuba, D. Champluvier, C. De Cannière, N. Barbier, D. Traoré, B. Habonimana, E. Robbrecht, J. Lejoly & J. Bogaert. (2007). Spatial pattern analysis as a focus of landscape ecology to support evaluation of human impact on landscapes and diversity. In: S.-K. Hong, N. Nakagoshi, B. Fu & Y. Morimoto (eds.) *Landscape ecology applications in man-influenced areas: linking man and nature systems*: 7-32. Springer Verlag, The Netherlands, ISBN 978-1-4020-5487-7.

2. **K.J. Koffi**, D. Champluvier, E. Robbrecht, M. El Bana, R. Rousseau & J. Bogaert (2008) Acanthaceae species as potential indicators of phytogeographic territories in central Africa. In: A. Dupont & H. Jacobs (eds.) *Landscape Ecology Research Trends*. Nova Science Publishers, ISBN 978-1-60456-672-7.

3. **K.J. Koffi**, F. Boyemba, M. Ndjele, M. Mate, E. Robbrecht, J. Lejoly & J. Bogaert (2008) La distribution spatiale des Acanthaceae dans les secteurs phytogéographiques de Ndjele (1988) en R.D. Congo. *Annales de la Faculté des Sciences de Kisangani*, 13, 1-8.

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

5. S. Sibomana, S.M. Nshimba, **K.J. Koffi**, E. Robbrecht, J. Lejoly, B. Habonimana & J. Bogaert (2008) Identification des plantes menacées du Burundi par l'analyse de la vulnérabilité. *Annales de la Faculté des Sciences de Kisangani*, 13, 70-78.

6. **K.J. Koffi**, D. Champluvier, D.F.R. Neuba, C. De Cannière, D. Traoré, J. Lejoly, E. Robbrecht & J. Bogaert. Analyse de la distribution spatiale des Acanthaceae en Afrique centrale et comparaison avec les théories phytogéographiques de Robyns, White et Ndjele. *Sciences et Nature*, sous presse.

7. I. Bamba, A. Mama, D.F.R. Neuba, **K.J. Koffi**, D. Traoré, M. Visser, B. Sinsin, J. Lejoly & J. Bogaert. Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Congo Central (R.D. Congo). *Sciences et Nature*, sous presse.

8. S. Sibomana, B. Habonimana, **K.J. Koffi**, I. Bamba, J. Lejoly, E. Robbrecht & J. Bogaert. Analyse de la distribution spatiale des espèces floristiques menacées du Burundi. *Bulletin Scientifique de l'Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature* (INECN) Burundi, sous presse.

9. **K.J. Koffi**, E. Robbrecht, D. Champluvier, V. Deblauwe, J. Lejoly & J. Bogaert. Phénomène de vicariance dans la famille des Acanthaceae en Afrique centrale (R. D. Congo, au Rwanda et au Burundi). *Systematics and Geography of Plants*, soumis.

10. J. Ndayishimiye, M.J. Bigendako, J. Lejoly, J. Bogaert, S. Sibomana & **K.J. Koffi**. Modèle de distribution des Mimosoideae de l'Afrique centrale (Burundi, République Démocratique du Congo et Rwanda). *Proceedings of the 18th AETFAT Congress*, Yaoundé, soumis.

11. D.C. Kasalwe, **K.J. Koffi**, K.H. Belesi, M.L. Ngongo, J. Lejoly & J. Bogaert. Détermination des Acanthaceae cupricoles du Katanga. *Annales de la Faculté des Sciences Agronomiques de l'Université de Lubumbashi*, soumis.

ANNEXE 2: TECHNIQUE DES METHODES UTILISEES POUR LA CLASSIFICATION HIERARCHIQUE

1. Méthode de l'analyse multi variée

Après la sélection des espèces pour l'analyse, nous avons fait une matrice avec des coefficients binaires basés sur la présence ou l'absence d'une variable simple. Les données binaires sont 1 pour la présence et 0 pour l'absence.

1. Indices de similitude

Les indices de similitude, utilisés dans le cas d'une matrice d'absence/présence (Figure A1) dans le logiciel MVSP (Kovach, 2003) sont:

	Sample *j*	
Sample *i*	Presence	Absence
Presence	*a*	*b*
Absence	*c*	*d*

Figure A1 : Modèle d'encodage. *a* : espèce présente dans la maille *i* et *j*, *b* : espèce présente dans la maille *i* et absente dans la maille *j*, *c* : espèce absente dans la maille i et présente dans la maille *j*, *d* : espèce absente dans la maille *i* et *j*.

- Sorensen's coefficient (SOREN) : $$Sci_j = \frac{2a}{(2a+b+c)} \quad (a)$$

- Jaccard's coefficient (JACCA) : $$Jci_j = \frac{a}{(a+b+c)} \quad (b)$$

Il faut noter que les coefficients de Sorensen et de Jaccard ne tiennent pas compte de la double absence, par contre le coefficient de Sorensen donne un poids à la double présence.

- Simple matching coefficient (MATCH) : $$SMci_j = \frac{(a+d)}{(a+b+c+d)} \quad (c)$$

- Yule coefficient (YULE) : $$YMci_j = \frac{(ad-bc)}{(ad+bc)} \quad (d)$$

- Nei & Li's coefficient (NEI) : $$NLci_j = \frac{2a}{(a+b)+(a+c)} \quad (e)$$

- Baroni-Urbani Buser (BARONI) : $$BUBcij = \frac{(\sqrt{ad}+a)}{a+b+c+\sqrt{ad}} \quad (f)$$

Il faut souligner que dans notre analyse, tous ces indices ont été utilisés pour une question d'objectivité. Mais c'est seulement ceux qui, avec la stratégie de groupement, donne une structure permettant d'avoir le nombre de subdivision cherché ont été maintenus.

2. Analyse de groupement

L'analyse de groupement est employé dans beaucoup de disciplines scientifiques et une grande variété de techniques ont été développées pour convenir à différents types d'approches. Le plus généralement utilisé est la méthode hiérarchique agglomérative. L'algorithme de cette méthode procède comme suit:

- d'abord, la similitude entre chaque paire de cas (carré) doit être calculée et placée dans une matrice;
- cette matrice va alors trouver la paire de cas avec la similitude la plus élevée. Les cas les plus semblables seront groupés;

- le groupement constitué par deux cas peut maintenant être considéré comme un objet simple. La matrice de similitude est recalculée de sorte que tous les autres cas soient comparés à ce nouveau groupe, plutôt que les deux cas originaux;

- la matrice modifiée va alors trouver la paire de cas qui a maintenant la similitude la plus élevée. Les étapes b et c sont répétées jusqu'à ce que tous les objets aient été combinés dans un seul groupe.

Le résultat donne un dendrogramme qui montre les cas les plus semblables liés le plus étroitement ensemble.

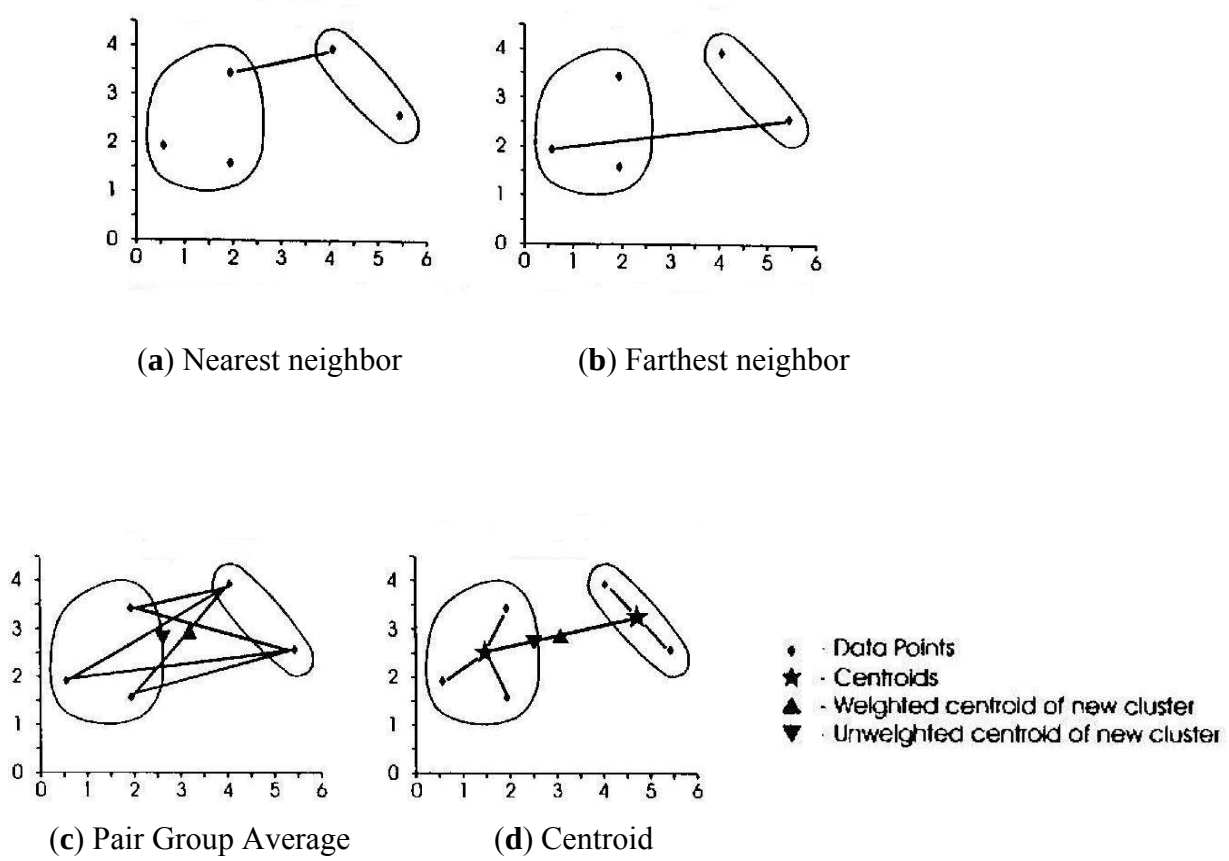
Il y'a sept types de méthodes de groupement. Tous ces types suivent l'algorithme de base décrit ci-dessus en changeant seulement la manière dont la similitude entre les groupements est calculée (étape c). Ce sont:

- Nearest et Farthest neighbor

Ces deux méthodes sont les plus simples. Nearest neighbor groupe les voisins les plus proches, c'est-à-dire la distance entre deux points les plus proches est considérée comme la distance entre deux groupes (Figure A2). Par contre Farthest neighbor groupe les voisins les plus éloignés, c'est-à-dire la distance entre deux points les plus éloignés est considérée comme la distance entre deux groupes. Il faut noter que cette méthode a quand ses limites parce qu'on peut tenir compte des points périphériques peu communs qui ne reflètent pas les propriétés du groupe entier.

- Average linkage

Cette technique fournit une approche plus équilibrée à grouper. Les distances entre chaque paire de points dans les deux groupements sont mesurées, puis la moyenne est considérée comme la distance entre les groupements, c'est la méthode appelée « Pair Group Average ». Alternativement, le centre de surface de chaque groupe peut être calculé et la distance entre les groupes, est la distance entre les centres de surface, c'est la méthode de « Centroid » (Figure A2).



(**a**) Nearest neighbor (**b**) Farthest neighbor

(**c**) Pair Group Average (**d**) Centroid

Figure A2: Représentation des stratégies de groupement. (**a**) stratégie de groupement des voisins les plus proches ; (**b**) stratégie de groupement des voisins les plus éloignés ; (**c**) stratégie de groupement de la moyenne entre deux groupes ; (**d**) stratégie de groupement du centre entre deux groupes.

Deux variantes s'appliquent à toutes les deux méthodes, soit on fait une pondération (Weighted) pour que les deux groupes soient égaux, soit pas de pondération (Unweighted). Les noms des quatre méthodes «Average linkage», utilisées dans MVSP, et leur classification sont présentés comme dans le tableau A1:

Tableau A1 : Méthodes « Average linkage » et leur classification.

	Pair Group Average	Centroid
Unweighted	UPGMA	Centroid
Weighted	WPGMA	Median

- Minimum variante

Cette méthode adopte une approche très différente de regroupement, donc elle n'a pas été utilisée pour cette étude.

3. Cartographie

Des dendrogrammes obtenus en fonction de l'indice de similitude et de la stratégie de groupement, nous sélectionnons ceux qui nous permettent de par leur structure d'obtenir les mêmes nombres de groupement correspondant à ceux des cartes de Robyns (1948) ; de White (1976, 1986) et de Ndjele (1988). A partir de ces nouvelles informations, nous réalisons les cartes qui vont nous servir à rechercher l'équitabilité et le taux de fragmentation.

4. Régularité ou Equitabilité

La régularité a été proposée par Lloyd & Ghelardi (1964), quoique le concept en ait déjà été introduit par Margalef (1958). Dans la littérature anglo-saxonne, le terme régularité se dit « evenness » ou encore « equitability », si bien qu'en français, le terme « équitabilité » a aussi été utilisé.
La régularité (R) ou (E) peut donc se mesurer par (Pielou, 1975):

$$R = \frac{H}{H_{\max}} = -\frac{\sum_{i=1}^{n} p_i \log p_i}{\log n} \qquad \text{(g)}$$

Avec p_i – la proportion des mailles de chaque zone et n- le nombre de subdivisions.

Cette formule nous permet d'avoir une valeur pour la carte préexistante et d'autres valeurs pour chaque indice de similitude avec sa stratégie. Soient j la valeur pour la carte préexistante et n_i les valeurs pour chaque indice de similitude avec sa stratégie. Nous cherchons la différence en valeur absolue $| n_i - j |$ et nous classons les indices en fonction de la différence.
Il faut tout fois noter que nous nous sommes fixés certaines règles:

- pour les carrés se trouvant dans plus de deux subdivisions, le comptage est attribué à la subdivision qui a la plus grande surface;
- pour les subdivisions très petites ou confinées dans une autre subdivision, nous les assemblons pour en faire une. Par conséquent, avec la carte de Robyns (1948), les Districts I & II fusionnent et nous obtenons donc 10 Districts au lieu de 11 ; avec la carte de Ndjele (1988), les Secteurs IV & XIII fusionnent ainsi que les Secteurs IX & XI et nous obtenons 11 Secteurs au lieu de 13.

5. Indice de fragmentation

La fragmentation est la réduction d'un habitat continu de grande taille en taches d'habitat plus petites isolées les unes des autres. L'indice de fragmentation F mesure l'agrégation des Pixels dans les taches et est considéré comme une mesure d'une d'image complexe (Bogaert *et al*., 2002 dans Johnsson, 1995). Il permet de voir le degré de fragmentation d'une image. F est calculé comme suit :

$$F = \frac{k-1}{m-1} \qquad \text{(h)}$$

Avec k- le nombre de taches ($k \geq 1$) et m- le nombre de carrés et $0 \leq F \leq 1$.

Dans notre étude, nous comptons toutes les taches des cartes réalisées avec les différents indices de similitude et les stratégies associées et nous appliquons la formule ci-dessus. Pour chaque carte, nous avons une valeur qui sera comparée à la valeur trouvée pour les cartes préexistantes en suivant la même méthode expliquée plus haut. Puis, nous faisons la somme

des deux classements et enfin nous faisons un classement général. Les cartes les plus semblables aux cartes préexistantes sont celles qui auront les plus faibles chiffres par rapport au classement général. La comparaison visuelle permet de voir les zones mises en évidence et de faire les correspondances avec les subdivisions de Robyns (1948), White (1979, 1986) et de Ndjele (1988). Ces deux indices ont été utilisés pour caractériser la structure spatiale des territoires phytogéographiques de Robyns (1948), White (1979, 1986) et de Ndjele (1988), et des cartes réalisées à partir des dendrogrammes.

ANNEXE 3 : TECHNIQUE DES METHODES UTILISEES POUR LA DISTRIBUTION POTENTIELLE

La prédiction de l'aire de distribution des espèces est au centre de diverses applications de l'écologie, des sciences de l'évolution et de la conservation (Elith *et al.,* 2006). Ainsi une pléthore de méthodes pour la modélisation est maintenant disponible (Guisan & Zimmerman, 2000 ; Burgman *et al*., 2005; Wintle & Bardos, 2006). Elith *et al.* (2006) ont comparé seize méthodes (BIOCLIM, BRT, BRUTO, DK-GARP, DOMAIN, GAM, GDM, GDM-SS, GLM, LIVES, MARS, MARSCOMM, MARS-INT, MAXENT, MAXENT-T, OM-GARP) et ont constaté que l'Approche d'Entropie Maximale (Maxent) mis au point par Phillips et *al.* (2004), est une des méthodes les plus fiables. Ses origines se situent en mécanique statistique (Jaynes, 1957) et il reste un domaine de la recherche pour le traitement des données incomplètes (données d'herbier).

1. Méthode

Maxent estime la distribution spatiale de l'espèce en fonction de l'entropie maximale de chaque variable environnementale soumise (Phillips *et al.* 2004, 2006). L'entropie de distribution de probabilité est définie comme suit:

$$H(\bar{\pi}) = -\sum_{x \in X} \bar{\pi}(x) \ln \bar{\pi}(x) \quad ; \qquad \text{(a)}$$

où π est la distribution de probabilité en fonction des variables environnementales, *x* représente la localité de chaque échantillon et *X* l'ensemble des échantillons que nous interpréterons ensuite comme le jeu de pixels couvrant la zone d'étude. La valeur de *H* est maximale pour une distribution uniforme, c'est-à-dire quand l'espèce étudiée à la même probabilité d'apparaître sur chacun des pixels de l'aire d'étude.

2 Description

Maxent utilise une approche statistique appelée entropie maximum pour faire des prévisions à partir de données incomplète. Maxent estime la distribution la plus uniforme/étendue (entropie maximum) des points d'occurrence au sein de la zone d'étude en tenant compte de la contrainte que la valeur prévue de chaque variable environnementale de facteur prédictif sous cette distribution estimée apparie sa moyenne empirique (valeurs moyennes pour le jeu de données d'occurrence). Des données environnementales continues peuvent être utilisées en tant que dispositifs quadratiques et caractéristiques du produit, ajoutant ainsi d'autres contraintes à l'évaluation de la distribution de probabilité en la limitant pour être dans la variance de chaque facteur prédictif environnemental et la covariance de chaque paire de facteurs prédictifs environnementaux. Quand des données catégoriques sont utilisées, le pourcentage de la distribution de probabilité de Maxent dans chaque catégorie est égal à celui du pourcentage de présence des points d'occurrence dans chaque catégorie.

Semblable à la régression logistique, Maxent pèse chaque variable environnementale par une constante. La distribution de probabilité est la somme de chaque variable mesurée divisée par une graduation constante afin de s'assurer que les valeurs de probabilité soient entre 0-1. Le programme commence par une distribution de probabilité uniforme et modifie itérativement un poids à la fois pour maximiser la vraisemblance (likelihood) afin d'atteindre la distribution

optimal de probabilité. L'algorithme est garanti pour converger et pour cette raison les sorties sont déterministes.

Maxent ne contraint pas la distribution estimée à la moyenne empirique exacte mais aux limites empiriques d'erreur de la valeur moyenne pour un facteur prédictif donné. Cette démarche s'appelle la régularisation, l'utilisateur peut modifier les paramètres de cette régularisation pour compenser potentiellement de petites dimensions du jeu de données de présence.

Les prévisions de Maxent pour chaque cellule d'analyse sont « des valeurs cumulatives » représentant en pourcentage la valeur moyenne de probabilité pour la cellule actuelle d'analyse et toutes autres cellules avec des valeurs égales ou plus basses de probabilité. La cellule avec une valeur de 100 est la plus appropriée, alors que les cellules de près de 0 sont moins les appropriées dans la zone d'étude. Le programme peut également fournir les valeurs brutes de distribution de probabilité.

A maintenir à l'esprit :

- sélection d'un seuil requis pour obtenir des prévisions binaires d'occurrence;
- Maxent est un « maximum-likelihood » method, et ce qui est généré est une distribution de probabilité sur les pixels de la grille ; il ne calcule donc pas des probabilités d'occurrence ; les valeurs de probabilité obtenues sont typiquement très faibles puisque leur somme sur toute la grille doit faire 1.

3. Données

- Données de présence:

Il faut préparer un fichier Excel contenant les espèces et les coordonnées géographiques avec pour séparateur «,» en format .csv.

- Données environnementales :

Les variables environnementales sont extraites sur Worldclim (Hijmans et al 2005; http://www.worldclim.org/). Les couches de données ont été produites par l'interpolation de données climatiques mensuelles moyennes de stations météorologiques. Les variables sont la précipitation moyenne mensuelle, la température minimale et maximale et 19 variables bioclimatiques (BIOCLIM: http://www.worldclim.org/bioclim.htm).

4. Résultat : en format ASCII

Toutes ces données sont soumises au logiciel Maximum Entropy Species Distribution Modeling (Phillips & *al.*, 2004), version 2.3 pour la réalisation des cartes de distribution potentielle. Il fait 1000 itérations avant de prédire les aires potentielles des espèces en tenant compte des variables environnementales les plus déterminantes pour l'espèce concernée. Un exemple de l'analyse de l'importance des variables environnementales sur la distribution potentielle est donné par la Figure A1.

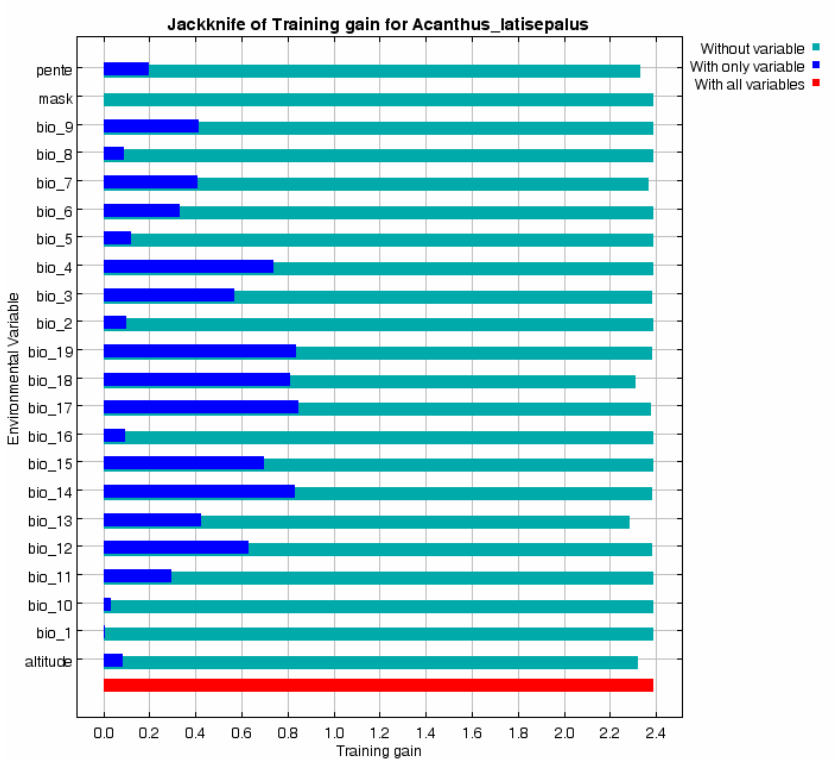


Figure A1: Analyse de l'importance des variables environnementales sur la distribution potentielle avec Maxent: cas de *Acanthus_latisepalus* C.B.Cl.
The picture shows the results of the jackknife test of variable importance. The environmental variable with highest gain when used in isolation is bio_17, which therefore appears to have the most useful information by itself. The environmental variable that decreases the gain the most when it is omitted is bio_13, which therefore appears to have the most information that isn't present in the other variables.

ANNEXE 4: PRESENCE DES ESPECES DANS LES SYSTEMES PHYTOGEOGRAPHIQUES DE ROBYNS (1988), WHITE (1979, 1986) ET NDJELE (1988).

	Territoires phytogéographiques																												
	Robyns											White						Ndjele											
Espèces	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	I=IC+IB	II	VIII	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Acanthus latisepalus C.B.Cl.			x	x					x			x			x		x	x		x		x			x	x			
Acanthus montanus (Ness) T. Anders.	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x		x	x		x	x	x	x	x			x				x
Acanthus pubescens Engl.						x			x	x				x			x									x		x	
Acanthus pubescens Engl. var. pubescens								x	x	x				x			x	x								x	x	x	
Acanthus pubescens Engl. var. tomentosus Engl.									x	x				x			x									x			
Acanthus seretii De Wild.							x	x						x		x			x								x		
Acanthus ueleensis De Wild.					x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x				x	x		
Adathoda buchholzii (Lindau) S. Moore			x	x		x						x						x		x	x								
Anisosepalum alboviolaceum (R. Ben.) E. Hossain			x	x		x			x			x		x	x		x	x		x						x			
Anisosepalum alboviolaceum (R. Ben.) E. Hossain subsp. alboviolaceum				x		x			x			x		x	x			x		x									
Anisosepalum alboviolaceum (R. Ben.) E. Hossain subsp. gracilius (Heine) Champl.			x			x						x						x		x									
Anisosepalum humbertii (Mildr.) E. Hossain subsp. humbertii									x	x				x			x									x			
Anisosepalum humbertii (Mildr.) E. Hossain subsp. zambiense Champl.											x		x										x	x						
Anisosepalum lewallei Bamps										x							x													
Anisotes macrophyllus (Lindau) Heine		x	x		x	x	x		x			x		x	x	x		x	x	x		x				x			
Asystasia albiflora Ensermu Kelbessa											x		x										x							
Asystasia congensis C.B.Cl.			x	x	x	x						x			x			x		x		x								
Asystasia gangetica T. Anders. subsp. micrantha (Nees) Ensermu Kelbessa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Asystasia glandulosa Lindau											x		x										x							
Asystasia guttata (Forssk.) Brummit										x	x		x				x									x				

Annexe 4: (suite)

Espèces	Territoires phytogéographiques																										
	Robyns											White						Ndjele										
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	I=IC+IB	II	VIII	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Asystasia hedbergii Ensermu Kelbessa						x			x	x		x		x			x	x								x				
Asystasia leptostachya Lindau			x	x	x	x			x			x		x	x			x		x						x				
Asystasia mysorensis (Roth.) T. Anders.							x	x	x	x	x		x	x		x	x													
Asystasia vogeliana Benth.		x	x	x	x	x	x		x			x		x	x	x		x	x	x	x					x				
Asystasia zambiana Brummit & Chisumpa											x		x										x							
Barleria alata S. Moore		x	x	x	x							x			x			x		x	x	x								
Barleria brownii S. Moore						x	x	x	x			x		x		x	x	x	x							x				
Barleria brownii S. Moore subsp. latisepala Champl.		x	x		x							x						x			x	x								
Barleria cinnabarina Champl.					x						x		x										x	x						
Barleria cuspidata Heine ex Nees											x		x										x							
Barleria descampsii Lindau				x	x						x		x		x					x			x	x	x					
Barleria discolor Nees in Bnth.											x		x										x							
Barleria elegans S. Moore	x														x															x
Barleria grandicalyx Lindau									x	x				x			x									x				
Barleria grandipetala De Wild.					x					x	x		x				x						x	x						
Barleria micrantha C.B.Cl.									x					x			x									x				
Barleria pauciflora Lindau											x		x										x							
Barleria velutina Champl.											x		x										x							
Barleria ventricosa Hochst. ex Nees							x	x	x	x				x		x	x		x							x	x		x	
Barleria verdickii De Wild.											x		x										x							
Barleria villosa S. Moore			x	x								x						x		x		x								
Blepharis asteracanthus C.B.Cl.					x						x		x										x	x						
Blepharis buchneri Lindau			x	x	x				x	x	x	x	x	x	x		x			x		x	x	x	x	x				
Blepharis burundiensis Lindau									x								x													
Blepharis cristata S. Moore										x							x													
Blepharis cuanzensis Welw. ex S. Moore var. cuanzensis				x	x						x		x		x					x			x							

Annexe 4: (suite)

	Territoires phytogéographiques																									
	Robyns											White						Ndjele									
Espèces	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	I=IC+IB	II	VIII	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Blepharis glumacea S. Moore											x		x										x	x						
Blepharis integrifolia (L.f.) E. Meyer ex Schinz var. integrifolia									x	x				x			x									x				
Blepharis katangensis De Wild.											x		x										x			x				
Blepharis maderaspatensis (L.) Heyne ex Roth.	x		x		x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x			x	x	x		x	x	x		
Blepharis menocotyle Milne-Redh.											x		x										x							
Blepharis montana K. Vollesen											x		x													x				
Blepharis stuhlmannii Champl.											x		x										x							
Blepharis tanganyikensis (Napper) K. Vollesen											x		x										x							
Brachystephanus africanus S. Moore subsp. africanus Champl.						x			x					x			x	x								x				
Brachystephanus africanus S. Moore subsp. longibracteatus Champl.			x	x		x		x	x			x		x	x		x	x		x		x				x	x			
Brachystephanus africanus S. Moore subsp. longibracteatus Champl. var. recuvatus Champl.						x			x			x		x			x	x										x		
Brachystephanus africanus S. Moore subsp. longibracteatus Champl. var. velutinus Champl.						x								x				x												
Brachystephanus calostachyus Champl.											x		x										x							
Brachystephanus congensis Champl. subsp. congensis			x	x								x						x		x										
Brachystephanus congensis Champl. subsp. latipaniculatus Champl.					x	x						x						x												
Brachystephanus glaberrimus Champl.									x					x												x		x		
Brachystephanus holstii Lindau						x			x			x		x				x								x				
Brachystephanus lilacinus Champl.					x						x		x		x					x			x							
Brachystephanus montifuga Champl.					x						x		x		x					x			x							
Brachystephanus myrmecophilus Champl.						x			x								x	x								x				

Annexe 4: (suite)

Espèces	Territoires phytogéographiques																												
	Robyns											White						Ndjele											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	I=IC+IB	II	VIII	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Brachystephanus myrmecophilus Champl. var. amphipuberulus Champl.						x			x					x				x								x				
Brachystephanus nemoralis S. Moore				x		x						x			x			x		x										
Brachystephanus nemoralis S. Moore var. brevitubus Champl.						x						x						x												
Brillantaisia kirungae Lindau					x	x		x	x	x	x	x		x	x		x	x		x						x	x			
Brillantaisia lamium (Nees) Benth.				x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x					x		x		x	
Brillantaisia madagascariensis Lindau			x	x	x	x	x		x			x		x	x	x	x	x	x	x		x				x				
Brillantaisia owariensis P. Beauv.				x	x	x	x					x				x		x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x
Brillantaisia vogeliana (Nees) Benth.		x	x	x		x	x	x	x			x		x	x	x		x	x	x	x	x				x			x	
Chlamydocardia buettneri Lindau				x	x	x	x					x				x		x	x	x										
Crabbea kaessneri S. Moore											x		x										x							
Crabbea velutina S. Moore										x				x			x													
Crossandra infundibuliformis (L.) Nees subsp. eglandulosa Vollesen									x		x			x									x			x				
Crossandra nilotica Oliv.	x			x	x	x			x	x	x	x		x	x		x	x		x			x	x		x				x
Crossandrella dusenii (Lindau) S. Moore						x	x		x			x		x		x		x	x							x				
Dicliptera capitata Milne-Redh.					x					x	x		x		x		x						x	x	x					
Dicliptera nemorum Milne-Redh.											x		x										x							
Dicliptera rogersii Turrill								x		x	x		x	x			x						x				x			
Dicliptera silvicola Lindau		x			x	x			x			x		x				x			x					x				
Dicliptera verticillaris Juss.			x	x	x						x	x	x					x		x		x	x	x						
Dicliptera verticillata (Forssk.) Christ.			x	x		x	x		x			x		x	x	x		x		x		x				x			x	
Dicliptera wittei Mildbr.				x		x	x		x	x		x		x	x	x	x	x		x						x			x	
Dyschoriste clinopodioides Mildbr.								x	x	x				x			x									x	x			

Annexe 4: (suite)

	Territoires phytogéographiques																											
	Robyns											White						Ndjele										
Espèces	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	I=IC+IB	II	VIII	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Dyschoriste nagchana (Nees) S.S.R. Bennet			x			x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x			x	x			x	x	x	x	
Dyschoriste radicans (Hochst. ex A. Rich.) Nees								x	x	x				x			x									x	x	x		
Dyschoriste trichocalyx (Oliv.) Lindau									x	x	x		x	x			x					x				x				
Dyschoriste verticillaris (T. Anders. ex Oliv.) C.B.Cl.					x					x	x		x		x		x			x			x	x	x	x				
Elytraria acaulis Lindau	x	x	x					x				x		x	x						x	x					x			x
Elytraria marginata Vahl.		x	x	x		x	x	x	x			x		x		x		x	x	x	x	x				x				
Eremomastax speciosa (Hochst.) Cuf.			x	x	x	x	x		x			x		x	x	x	x	x	x	x		x				x				
Hygrophila abyssinica (Hochts. ex Nees) T. Anders.											x		x										x		x					
Hygrophila auriculata (Schumach.) Nees						x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x				x			x		x	x	
Hygrophila cataractae S. Moore											x		x										x							
Hygrophila didynama (Lindau) Heine			x	x							x	x	x					x		x			x							
Hygrophila gracillima Burkill			x			x					x	x	x					x					x							
Hygrophila pilosa Burkill											x		x										x							
Isoglossa gregorii (S. Moore) Lindau								x						x													x			
Isoglossa humbertii Mildbr.									x					x				x								x				
Isoglossa laxiflora Lindau								x	x					x			x									x	x			
Isoglossa punctata (Vahl.) Brummit & Wood.						x		x	x		x		x	x			x	x					x			x	x			
Isoglossa rubescens Lindau						x			x					x				x								x				
Isoglossa vulcanicola Mildbr.									x					x			x											x		
Isoglossa vulcanicola Mildbr. var. eglandulosa Champl.						x			x					x				x								x				
Justicia alchorneeticola Champl.						x						x						x												
Justicia amanda Hedrén					x				x					x			x									x				
Justicia anagalloides (Nees) T. Anders.									x	x				x			x													
Justicia anselliana (Nees) T. Anders.			x	x	x				x	x	x	x	x	x			x	x		x			x			x				
Justicia baronii V.A.W. Graham		x				x		x	x			x		x				x				x				x				
Justicia bequaertii De Wild.					x						x		x		x								x	x	x					
Justicia betonica L.			x	x		x			x	x		x		x	x		x	x		x						x				
Justicia biokoensis V.A.W. Graham		x	x	x		x	x					x			x	x		x	x	x	x	x								

Annexe 4: (suite)

	Territoires phytogéographiques																											
	Robyns											White						Ndjele										
Espèces	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	I=IC+IB	II	VIII	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Justicia bolomboensis De Wild.			x	x		x	x					x				x		x	x	x										
Justicia bruneelii De Wild.			x	x		x						x		x				x				x								
Justicia buchholzii (Lindau) I. Darbysh			x	x		x						x						x		x										
Justicia catenula Champl.			x		x						x	x	x		x					x			x							
Justicia dalaensis Benoist											x		x										x							
Justicia diclipteroides (Lindau) subsp. praetervisa (Lindau) Hedrén									x		x		x	x			x									x				
Justicia elegantula S. Moore					x						x		x										x	x	x	x				
Justicia engleriana Lindau					x			x	x	x				x	x		x			x						x	x	x		
Justicia exigua S. Moore								x	x	x				x			x									x	x	x		
Justicia extensa T. Anders.			x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x			x			x	x			
Justicia flava (Vahl.) Vahl.						x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x				x			x	x	x		
Justicia glabra Koenig ex Roxb.			x			x		x	x		x	x	x	x			x	x	x			x	x			x	x			
Justicia gladiatotheca Champl.											x		x										x							
Justicia heterocarpa T. Anders. subsp. praetermissa Hedrén						x		x	x	x		x		x			x	x								x	x			
Justicia insularis T. Anders.		x	x	x	x	x	x					x			x			x	x	x	x	x			x					
Justicia irumuensis (Lindau) Bamps & Champl.						x		x	x			x		x				x												
Justicia ladanoides Lam			x	x		x	x	x	x			x		x		x		x	x			x				x			x	
Justicia laxa T. Anders.						x						x		x				x												
Justicia lenticellata Champl.					x								x										x							
Justicia linearispica C.B.Cl.										x	x		x	x									x							
Justicia lithospermoides Lindau										x	x		x				x						x							
Justicia lolioides S. Moore					x						x		x										x		x					
Justicia mariae Hedrén					x								x												x					
Justicia matammensis (Schweinf.) Oliv.						x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x				x						x	
Justicia mendax (Lindau) Wassh.					x				x	x	x		x	x	x		x			x			x	x		x				
Justicia mendoncae Benoist				x	x										x					x										

Annexe 4: (suite)

	Territoires phytogéographiques																										
	Robyns											White					Ndjele										
Espèces	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	I=IC+IB	II	VIII	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Justicia metallorum Duvigneaud											x		x										x							
Justicia mogandjoensis De Wild.						x						x						x												
Justicia nuttii C.B.Cl.											x		x										x			x	x			
Justicia mollugo C.B.Cl.									x	x	x		x	x									x					x		
Justicia nigrescens Champl.								x	x	x				x			x										x	x		
Justicia nyassana Lindau				x	x	x				x	x	x	x		x		x	x		x			x	x	x	x				
Justicia pedemontana Champl.						x						x		x				x												
Justicia phlomoides Mildbr.							x	x						x		x			x								x			
Justicia phyllostachys C.B.Cl.					x					x	x		x	x			x						x		x	x				
Justicia pinguior C.B.Cl.								x	x					x		x										x	x			
Justicia pynaertii De Wild.						x						x		x				x												
Justicia richardsiae Hedrén											x		x										x							
Justicia ruwenzoriensis C.B.Cl.										x	x		x				x						x	x						
Justicia scutifera Champl.				x							x		x		x					x			x							
Justicia striata (Klotzsch) Bull.subsp. occidentalis Morton		x	x		x	x						x			x			x		x	x	x								
Justicia striata (Klotzsch) Bull. subsp. striata var. striata					x						x		x		x					x			x	x						
Justicia striolata Mildbr.											x		x										x							
Justicia syncollotheca Mild-Redh.											x		x										x							
Justicia tenella (Nees) T. Anders.		x	x			x	x		x	x		x		x		x	x	x	x	x	x	x								
Justicia toroensis S. Moore								x	x								x										x	x		
Justicia tutukuensis Champl.			x	x		x	x					x			x	x		x	x	x		x								
Justicia unyorensis S. Moore						x		x	x	x		x		x				x									x	x		
Justicia unyorensis S. Moore var. unyorensis								x	x	x				x			x										x	x		
Justicia upembensis Hedrén											x		x										x				x			
Justicia violaceotincta Champl.						x			x			x					x	x												

Annexe 4: (suite)

	Territoires phytogéographiques																											
	Robyns											White						Ndjele										
Espèces	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	I=IC+IB	II	VIII	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Kosmosiphon azureus Lindau					x	x						x						x												
Lankesteria elegans (P. Beauv.) T. Anders.				x	x	x	x					x		x	x	x		x	x	x										
Lepidagathis alopecuroides (Vahl.) R.Br. ex Grised			x	x		x	x					x			x	x		x	x	x		x							x	
Lepidagathis andersoniana Lindau										x	x		x	x			x						x				x				
Lepidagathis ciliata Champl.											x		x										x								
Lepidagathis diversa C.B.Cl.						x	x	x				x		x		x			x									x			
Lepidagathis fischeri C.B.Cl.										x	x		x				x						x								
Lepidagathis flavohirta Champl.											x		x										x								
Lepidagathis glandulosa Nees ex C.B.Cl.											x		x										x								
Lepidagathis gossweileri S. Moore											x		x										x								
Lepidagathis lanatoglabra C.B.Cl.							x				x		x			x			x				x								
Lepidagathis pallescens S. Moore											x		x										x								
Lepidagathis pallescens S. Moore var. villosa Champl.					x								x										x								
Lepidagathis peniculifera S. Moore							x									x													x		
Lepidagathis scariosa Nees											x		x										x								
Lepidagathis scariosa Nees subsp. parvifolia Champl.											x		x										x								
Mellera lobulata S. Moore				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			x		x	x	x		x		
Mellera submutica C.B.Cl.											x		x										x								
Mendoncia gilgiana (Lindau) Benoist				x	x	x	x		x			x		x	x	x		x	x	x											
Mendoncia lindaviana (Gilg) Benoist		x	x			x			x			x		x				x				x									
Mendoncia phytocrenoides (Gilg.) Benoist subsp. ioides (S. Moore) Heine						x						x					x	x													
Metarungia lukafuensis Champl.											x		x										x								
Metarungia pubinervia (T. Anders.) Baden					x	x			x		x		x	x	x		x	x					x	x							
Mimulopsis arborescens C.B.Cl.						x		x	x	x				x			x	x									x	x			
Mimulopsis burundiensis Champl.									x	x				x			x														
Mimulopsis dasyphylla Mildbr.									x					x												x					

Annexe 4: (suite)

Espèces	Territoires phytogéographiques																												
	Robyns											White					Ndjele												
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	I=IC+IB	II	VIII	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Mimulopsis elliotii C.B.Cl.									x					x												x				
Mimulopsis excellens Lindau									x					x			x									x				
Mimulopsis lutea Champl.									x								x													
Mimulopsis runssorica Lindau						x			x					x			x	x										x			
Mimulopsis solmsii Schweinf.						x		x	x		x	x	x	x			x	x					x			x	x				
Monechma bracteatum Hochst.									x	x	x		x	x			x						x			x					
Monechma ciliatum (Jacq.) Milne-Redh.								x						x													x				
Monechma debile (Forssk.) Nees								x		x	x		x	x			x						x				x				
Monechma depauperatum (T. Aders.) C.B.Cl.					x		x				x		x			x			x				x	x	x						
Monechma scabridum C.B.Cl.						x	x				x	x	x			x		x	x				x								
Monechma subsessile (Oliv.) C.B.Cl.								x	x	x	x		x	x			x	x					x				x	x			
Monothecium aristatum (Nees) T. Anders.					x	x	x					x			x	x		x	x	x											
Monothecium glandulosum (Nees) Hochst.							x		x	x				x		x	x		x							x					
Nelsonia canescens (Lam.) Spreng.					x		x				x		x		x	x			x	x			x	x	x				x		
Nelsonia feracissima Champl.	x		x	x	x	x			x		x	x	x	x	x			x		x		x	x			x					x
Nelsonia smithii Oerst.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Neuracanthus decorus S. Moore											x		x										x								
Peristrophe paniculata (Forssk.) Brummit		x	x	x				x	x		x	x	x	x	x		x			x	x	x	x			x	x				
Phaulopsis aequivoca Mantktelow											x		x										x								
Phaulopsis angolana S. Moore			x	x	x	x						x		x	x			x		x		x									
Phaulopsis ciliata (Willd.) Hepper							x									x			x										x		
Phaulopsis grandiflora Mantktelow											x		x										x								
Phaulopsis imbricata (Forssk.) Swelt. subsp. imbricata						x			x	x		x		x			x	x								x					
Phaulopsis imbricata subsp. pallidifolia Manktelow											x		x										x		x						
Phaulopsis imbricata (Forssk.) Swelt. subsp. poggei (Lindau) Manklow			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x		

Annexe 4: (suite)

	Territoires phytogéographiques																												
	Robyns											White						Ndjele											
Espèces	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	I=IC+IB	II	VIII	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Phaulopsis johnstonii C.B.Cl.											x		x										x			x				
Phaulopsis latiloba Mantktelow											x		x										x		x	x				
Phaulopsis lindaviana De Wild.				x							x		x		x					x			x							
Phaulopsis micrantha (Benth.) C.B.Cl.		x	x	x		x						x			x			x		x	x	x			x					
Phaulopsis savannicola Mantktelow							x									x			x											
Phaulopsis semiconica P.G. Mey											x		x										x							
Physacanthus batanganus (J. Braun & K. Schum.) Lindau		x	x			x						x						x		x	x									
Pseuderanthemum albocoeruleum Champl.		x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x					
Pseuderanthemum katangense Champl.											x		x												x						
Pseuderanthemum lindavianum De Wild. & T.Dur.	x	x	x									x			x						x	x								x
Pseuderanthemum ludovicianum (Büttn.) lindau			x	x	x	x	x	x	x			x		x	x	x	x	x	x	x		x				x	x			
Pseuderanthemum tunicatum (Afz.) Milne-Redh.		x	x	x	x	x	x					x		x	x	x	x	x	x	x	x	x								
Pseudocalyx ochraceus Champl.			x	x								x			x			x		x										
Pseudocalyx saccatus Radlk				x	x	x		x			x	x	x		x			x		x			x							
Rhinacanthus virens (Nees) Milne-Redh.		x	x	x	x	x					x	x	x	x	x			x		x	x	x		x						
Ruellia mayumbensis Champl.		x										x									x									
Ruellia patula Jacq. & Vars.						x		x	x	x		x		x			x	x								x	x			
Ruellia praetermissa Schweinf. ex Lindau		x			x	x	x				x	x	x			x		x	x		x		x					x		
Ruellia togoensis (Lindau) Heine			x									x			x							x								
Ruellia tuberosa L.			x									x			x						x	x								
Rungia buettneri Lindau			x	x	x	x	x	x	x			x		x	x	x	x	x	x	x		x				x	x		x	
Rungia congoensis C.B.Cl.		x	x	x		x						x			x			x		x	x	x								
Rungia grandis T. Anders.		x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	
Ruspolia hypocrateriformis (Vahl.) Milne-Redh.			x			x					x	x	x					x		x			x							
Ruspolia seticalyx (C.B.Cl.) Milne-Redh.									x	x	x		x	x									x			x				
Saintpauliopsis lebrunii Staner						x			x	x	x	x	x	x			x	x					x			x				
Sclerochiton bequaertii De Wild.						x		x	x			x		x			x	x								x	x			

Annexe 4: (suite)

	Territoires phytogéographiques																												
	Robyns											White						Ndjele											
Espèces	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	I=IC+IB	II	VIII	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Sclerochiton nitidus (S. Moore) C.B.Cl.			x	x	x	x						x			x			x		x									
Sclerochiton vogelii (Nees) T. Anders. subsp. congolanus (De Wild.) Vollesen			x	x		x			x		x	x	x	x	x			x		x		x	x			x				
Stenandrium guineense (Nees) Vollesen		x	x	x		x	x	x	x			x		x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x				
Strobilanthopsis linifolia (T. Anders. ex C.B.Cl.) Milne-Redh.				x							x		x		x								x		x					
Thomandersia butayei De Wild.	x		x									x			x					x		x								x
Thomandersia collina Champl.						x			x			x		x				x												
Thomandersia congolana De Wild.	x	x	x			x						x			x			x		x	x	x								x
Thomandersia hensii De Wild. & T.Dur.				x		x	x					x		x	x	x		x	x	x										
Thomandersia laurentii De Wild.			x	x								x								x										
Thomandersia laurifolia (T. Anders. ex Benth.) Baill.		x										x									x									
Thunbergia affinis S. Moore			x	x	x	x					x	x	x		x			x		x			x							
Thunbergia alata Boj. ex Sims			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x			x	x	x	x		
Thunbergia alata Boj. ex Sims var. bikimensis Champl.							x	x						x		x			x								x		x		
Thunbergia ciliata De Wild.					x						x		x										x	x		x					
Thunbergia cordata Lindau					x										x					x											
Thunbergia cordifolia Nees									x	x	x		x		x		x			x			x			x					
Thunbergia crispa Burkill											x		x										x								
Thunbergia cycnium S. Moore							x			x	x		x			x	x						x			x			x		
Thunbergia cynanchifolia Benth. subsp. subsessilifolia Champl.				x	x						x		x		x								x		x					
Thunbergia erecta (Benth.) T. Anders.			x	x	x	x	x	x				x		x	x	x	x	x	x	x		x					x		x		
Thunbergia fasciculata Lindau						x		x	x			x		x				x								x					
Thunbergia fischeri Engl.										x							x														
Thunbergia gentianoides Radlk.			x		x						x	x	x		x					x			x	x	x						
Thunbergia grandiflora (Roxb. ex Rottl.) Roxb.						x						x						x													

Annexe 4: (suite)

	Territoires phytogéographiques																										
	Robyns											White					Ndjele										
Espèces	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	I=IC+IB	II	VIII	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
Thunbergia gregorii S. Moore										x	x		x	x			x						x			x				
Thunbergia hockii De Wild.				x	x				x	x	x		x		x		x			x			x		x	x				
Thunbergia hockii De Wild. subsp. parvicapsula Champl.					x						x		x		x								x	x	x	x				
Thunbergia kirkiana T. Anders.					x				x		x		x	x									x	x		x				
Thunbergia kirkiana T. Anders. var. velutina Champl.											x		x										x							
Thunbergia lamellata Heine				x	x					x	x		x	x	x		x			x			x	x	x	x				
Thunbergia lancifolia T. Anders.				x	x					x	x		x		x		x			x			x	x	x					
Thunbergia lathyroides Burkill											x		x										x							
Thunbergia lathyroides Burkill var. grandifolia Champl.											x		x										x			x				
Thunbergia liebrechtsiana De Wild. & T.Dur.						x						x						x												
Thunbergia manikensis De Wild.											x		x										x							
Thunbergia marunguensis Champl.											x		x										x			x				
Thunbergia mildbraediana Lebrun & Toussaint									x	x				x			x									x				
Thunbergia oblongifolia Oliv.											x		x										x							
Thunbergia petersiana Lindau							x	x	x	x	x		x	x		x	x						x			x	x	x	x	
Thunbergia petersiana Lindau var. mollis Lindau								x		x	x		x	x			x						x				x			
Thunbergia pynaertii De Wild.				x		x						x						x		x										
Thunbergia retusifolia Champl.					x		x				x		x			x							x	x					x	
Thunbergia stellarioides Burkill											x		x										x							
Thunbergia togoensis Lindau						x	x	x			x		x			x		x	x				x				x		x	
Thunbergia vogeliana Benth. var. parvifolia Benth.					x	x	x	x	x		x	x	x	x		x		x	x				x	x		x	x			
Thunbergia vogeliana Benth. var. vogeliana				x		x	x	x				x			x	x		x	x	x										
Whitfieldia arnoldiana De Wild. & T.Dur.						x			x			x		x				x													
Whitfieldia brazzae (Baill) C.B.Cl.			x	x								x			x					x		x								
Whitfieldia elongata (P. Beauv.) De Wild. & T.Dur.			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	
Whitfieldia laurentii (Lindau) C.B.Cl.						x						x						x													
Whitfieldia liebrechtsiana De Wild. & T.Dur.		x										x									x									
Whitfieldia stuhlmannii (Lindau) C.B.Cl.				x		x	x					x		x		x		x	x	x										
Whitfieldia thollonii (Baill.) Benoist			x	x								x								x		x								

ANNEXE 5: DONNÉES SUR LE MATÉRIEL ÉTUDIÉ POUR LE PHÉNOMÈNE DE VICARIANCE (CHAPITRE 6)

Blepharis katangensis De Wild.

R.D. Congo: Simama sur la Dikuluwe, *Brynaert* 335 (BR), 1955, 9° 39' S, 27° 7' E ; Lubumbashi, *Bulaimu* 660 (BR), 1973, 11° 40' S, 27° 28' E, 1250 m ; Kafubu, *Detilleux* 706 (BR), 1957, 11° 45' S, 27° 25' E ; Masombwe, *de Witte* 6634 (BR), 1949, 9° 5' S, 27° 12' E ; Luiswishi, *Malaisse* 7502 (BR), 1972, 11° 31' S, 27° 27' E, 1208 m; chute de Dikolongo, *Pauwels* 7021 (BR), 1988, 9° 55' S, 25° 58' E ; Fungurume, *Quarré* 6481 (BR), 1940, 10° 37' S, 26° 19' E ; Kalupeta, *Schmitz* 4005 (BR), 1952, 9° 40' S, 26° 49' E, 950 m ; Bunkeya, *Streel* 814 (BR), 1960, 10° 24' S, 26° 58' E ; Mwashia, *Bredo* 2792 (BR), 1939, 10° 42' S, 27° 21' E ; Busumba, *de Caters* 137 (BR), 1957, 11° 4' S, 27° 28' E, 1273 m ; Keyberg, *Detilleux* 838 (BR), 1957, 11° 44' S, 27° 26' E ; Kando, *de Witte* 722 (BR), 1931, 10° 42' S, 26° 23' E ; Lubumbashi, *Malaisse* 6562 (BR), 1969, 11° 40' S, 27° 28' E, 1210 m ; Nguba, *Pauwels* 7323 (BR), 1989, 10° 40' S, 26° 27' E ; Kafubu, *Quarré* 185 (BR), 1927, 11° 45' S, 27° 25' E ; Kibembe, *Quarré* 596 (BR), 1927, 11° 35' S, 27° 30' E ; Munama, *Quarré* 1128 (BR), 1928, 11° 47' S, 27° 29' E ; Kasombo, *Quarré* 4115 (BR), 1934, 11° 40' S, 27° 19' E ; Lubumbashi, *Salésiens* 361 (BR), 1937, 11° 40' S, 27° 28' E ; Keyberg, *Schmitz* 347 (BR), 1947, 11° 44' S, 27° 26' E ; Keyberg, *Schmitz* 5058 (BR), 1955, 11° 44' S, 27° 26' E ; Bunkeya, *Streel* 768 (BR), 1960, 10° 24' S, 26° 58' E, 920 m ; Kaselele, *Streel* 831 (BR), 1960, 10° 15' S, 27° 10' E ; Mwashia, *Thoen* 5383 (BR), 1972, 10° 42' S, 27° 21' E ; Wasela, *Vandenberghe* 17 (BR), 1987, 10° 33' S, 25° 31' E, 1410 m ; Katomia, *Vanden Brande* 26 (BR), 1939, 7° 25' S, 29° 40' E ; Lukafu, *Verdick* 438 (BR), 1900, 10° 31' S, 27° 33' E.

Blepharis menocotyle Milne-Redh.

R.D. Congo: Numbi, *de Caters* 93 (BR), 1957, 11° 3' S, 27° 25' E, 1273 m ; Kamilombe, *Detilleux* 897 (BR), 1957, 11° 46' S, 27° 15' E ; Kafubu, *Quarré* 243 (BR), 1927, 11° 45' S, 27° 25' E ; Kisanga, *Quarré* 4612 (BR), 1935, 11° 43' S, 27° 25' E ; Fungurume, *Quarré* 6385 (BR), 1940, 10° 37' S, 26° 19' E, 1165 m ; Luishia, *Streel* 610 (BR), 1959, 11° 10' S, 27° 1' E ; Katuba, *Quarré* 4174 (BR), 1940, 11° 42' S, 27° 27' E ; Lubumbashi, *Kalenda* 227 (BR), 1965, 11° 40' S, 27° 28' E, 1250 m ; Luiswishi, *Malaisse* 10814 (BR), 1980, 11° 31' S, 27° 27' E, 1208 m ; Keyberg, *Schmitz* 5069 (BR), 1955, 11° 44' S, 27° 26' E ; Kafubu, *Quarré* 194 (BR), 1927, 11° 45' S, 27° 25' E ; Karavia, *Quarré* 1815 (BR), 1929, 11° 39' S, 27° 25' E ; Katuba, *Quarré* 4174 (BR), 1934, 11° 42' S, 27° 27' E ; Masombwe, *de Witte* 6634 B (BR), 1949, 9° 5' S, 27° 12' E, 1120 m.

Pseuderanthemum ludovicianum (Büttn.) Lindau

R.D. Congo: Muetshi, *Casier* 288 (BR), 1982, 4° 58' S, 23° 26' E; Manzengele, *Vanderyst* 15906 (BR), 1925, 6° 50' S, 17° 38' E; rivière Lubowe, *Germain* 7840 (BR), 1952, 4° 11' S, 26° 25' E ; Gandajika, *Liben* 3277 (BR, P, WAG), 1957, 6° 45' S, 23° 57' E ; Penghe, *Bequaert* 2403 (BR), 1914, 1° 20' N, 28° 9' E ; Barumbu, *Bequaert* 1025 (BR), 1913, 1° 14' N, 23° 31' E ; Basankusu, *Bruneel* s.n. (BR), 1906, 1° 13' N, 19° 49' E ; Irangi, *Christiaensen* 1018 (BR), 1955, 1° 53' S, 28° 27' E ; Basoko, *Claessens* 621 (BR), 1910, 0° 31' N, 25° 11' E ; Binga, *Crogaert* 47 (BR), 1946, 2° 28' N, 20° 31' E ; Mabenga, P.N.A., *Troupin* 8940 (BR), 1958, 1° 0' S, 29° 21' E ; Nakpudu, *De Graer* 428 (BR), 1936, 4° 5' N, 27° 55' E ; Djugu, *Bamps* 137 (BR), 1958, 1° 56' N, 30° 30' E ; rivière Labahu, *de Witte* 12901 (BR), 1956, 0° 28' N, 29° 32' E, 1000 m ; Burora, *Gutzwiller* 846 (BR, WAG), 1957, 1° 21' S, 28°

44’ E, 1380 m ; M'Vuazi, *Devred* 1278 (BR), 1952, 5° 27’ S, 14° 54’ E ; Kasongo Lunda, *Vanderyst* 17483 (BR), 1925, 6° 29’ S, 16° 49’ E ; Kasongo Lunda, *Vanderyst* 17557 (BR), 1925, 6° 29’ S, 16° 49’ E ; Grelco 1, *Quarré* 2592 (BR), 1931, 7° 40’ S, 24° 30’ E ; Kikwit, *Masens* 958 (BR, MO, WAG), 1991, 5° 2’ S, 18° 48’ E ; Panzi, *Vanderyst* 16174 (BR), 1925, 7° 13’ S, 17° 58’ E ; Panzi, *Vanderyst* 16069 (BR), 1925, 7° 13’ S, 17° 58’ E ; Mwene Ditu, *Dandoy* 156 (BR), 1952, 7° 0’ S, 23° 27’ E ; rivière Lomami, *Descamps* s.n. (BR), 1891, 8° 0’ S, 24° 40’ E ; Kaniama, *Mullenders* 2353 (BR), 1947, 7° 31’ S, 24° 11’ E, 880 m ; Nala, *Boone* 155 (BR), 1911, 2° 52’ N, 27° 38’ E ; Djombo, *Casteels* 11 (BR), 1913, 1° 10’ N, 22° 5’ E ; Masako, *Apema* 270 (BR), 1987, 2° 48’ N, 24° 47’ E ; Bambesa, *Brédo* 593 (BR), 1933, 3° 28’ N, 25° 43’ E ; Dakwa, *Brédo* 415 (BR), 1933, 4° 0’ N, 26° 27’ E ; Dingila, *Brédo* 181 (BR), 1933, 3° 37’ N, 26° 3’ E ; Bambesa, *Brédo* 637 (BR), 1933, 3° 28’ N, 25° 43’ E ; Bambesa, *Brédo* 615 (BR), 1933, 3° 28’ N , 25° 43’ E ; Bambesa, *Brédo* 1033 (BR), 1934, 3° 28’ N, 25° 43’ E ; Bambesa, *Brédo* 760 (BR), 1933, 3° 28’ N, 25° 43’ E ; Bambesa, *Brédo* 737 (BR), 1933, 3° 28’ N, 25° 43’ E ; Bambesa, *Brédo* 715 (BR), 1933, 3° 28’ N, 25° 43’ E ; Irangi, *Christiaensen* 2030 (BR), 1957, 1° 53’ S, 28° 27’ E, 900 m ; Basoko, *Claessens* 621 bis (BR), 1910, 1° 13’ N, 23° 36’ E ; Eala, *Claessens* 27 (BR), 1920, 0° 3’ N, 18° 19’ E ; Lula, *Claessens* 151 (BR), 1920, 0° 27’ N, 25° 12’ E ; Eala, *Corbisier-Baland* 947 (BR), 1931, 0° 3’ N, 18° 19’ E ; Irangi, *Troupin* 3408 (BR), 1957, 1° 53’ S, 28° 27’ E, entre 850 et 900 m ; Mutongo, *Troupin* 3017 (BR, CAS), 1957, 1° 10’ S, 28° 37’ E, entre 1100 et 1200 m ; Itebero, *Troupin* 2469 (BR), 1956, 1° 42’ S, 28° 7’ E, 750 m ; Irangi, *Troupin* 12085 (BR), 1960, 1° 53’ S, 28° 27’ E, 860 m ; Yaleko, *Vos* 126 (BR), 1950, 0° 5’ N, 24° 26’ E ; Yambata, *Vermoesen* 40 (BR), 1914, 2° 26’ N, 22° 2’ E ; La Kulu, *Vanden Brande* 195 (BR), 1930, 3° 28’ N, 23° 46’ E ; Irangi, *Troupin* 3374 (BR), 1957, 1° 53’ S, 28° 27’ E, entre 850 et 900 m ; Irangi, *Troupin* 10114 (BR), 1959, 1° 53’ S, 28° 27’ E, 860 m ; Bambesa, *Vrijdagh* 135 (BR), 1940, 3° 28’ N, 25° 43 E ; rivière Zangatiyo, basia, *De Graer* 502 (BR), 1936, 4° 43’ N 27° 51, E ; rivière Nambala, Tukpwo, *Gérard* 1207 (BR), 1954, 4° 26’ N, 25° 51 E ; Basapa, *Germain* 699 (BR), 1946, 4° 48 N, 26° 36 E ; Bima, *Seret* 98 (BR), 1905, 3° 26’ N, 25° 12’ E ; Tshilundu, *Vanderyst* 23122 (BR), 6° 16’ S, 23° 15’ E ; Tshilomba, *Vanderyst* 22107 (BR), 7° 4’ S, 23° 34’ E ; Tshilomba, *Vanderyst* 22189 (BR), 7° 4’ S, 23° 34’ E ; Tshilomba, *Vanderyst* 22164 (BR), 7° 4’ S, 23° 34’ E ; entre Lubile et Lukuya, *Vandermeiren* s.n. (BR), 1910, 5° 40’ S, 26° 55’ E ; Lenda, *Amsini* 358 (BR), 2001, 1° 24’ N, 28° 34’ E, 750 m ; Lenda, *Bujo* 581 (BR), 2001, 1° 24’ N, 28° 34’ E, 750 m ; Basoko, *Demeuse* 426 (BR), 1891, 1° 13’ N, 23° 36’ E ; Yambata, *De Giorgi* 1620 (BR), 1914, 2° 26’ N, 22° 2’ E ; Yambata, *De Giorgi* 1358 (BR), 1913, 2° 26’ N, 22° 2’ E ; Kutu, *De Giorgi* 1278 (BR), 1913, 2° 44’ S, 18° 8’ E ; Mobwasa, *De Giorgi* 845 (BR), 1913, 2° 40’ N, 23° 11’ E ; Mobwasa, *De Giorgi* 673 (BR), 1913, 2° 40’ N, 23° 11’ E ; Likimi, *De Giorgi* 88 (BR), 1913, 2° 50’ N, 20° 45’ E ; Mobeka, *De Giorgi* 35 (BR), 1912, 1° 53’ N, 19° 49’ E ; Lesse, *de Wilde* 183 (BR), 1948, 0° 45’ N, 29° 46’ E ; rivière Lusilube, P.N.A., *de Witte* 8865 (BR), 1953, 0° 25’ N, 29° 45’ E, 1400 m ; rivière Biangolo, P.N.A., *de Witte* 8438 (BR), 1952, 0° 26’ N, 29° 46’ E, 1050 m ; rivière Djuma, P.N.A., *de Witte* 12839 (BR), 1955, 0° 43’ N, 29° 45’ E, 800 m ; rivière Mamudioma, P.N.A., *de Witte* 12045 (BR), 1955, 0° 43’ N, 29° 45’ E ; 820 m ; Kisangani, *Duchesne* 15 (BR), 1898, 0° 31’ N, 25° 11’ E ; Wanie Rukula, *Dewèvre* 1147 (BR), 0° 12’ N, 25° 34’ E ; Basankusu, *Dewèvre* 782 (BR), 1896, 1° 13’ N, 19° 49’ E ; N'Gamaluini, N'Zinga, P.N.A., *de Witte* 11802 (BR), 1955, 0° 20’ N, 29° 45’ E, 1300 m ; rivière Pangubanzo, P.N.A., *de Witte* 9762 (BR, P), 1954, 0° 41’ N, 29° 39’ E, 1000 m ; 13 km SSW Epulu, *Gereau, Esulanji, Aduake & André* 5290 (BR), 1994, 1° 17’ N, 28° 32’ E ; 750 m ; île Tofende, *Germain* 97 (BR), 1940, 0° 45’ N, 24° 32’ E, 470 m ; Lolengi, *Evrard* 2722 (BR), 1957, 0° 7’ N, 20° 59’ E ; Monkoto, *Evrard* 2288 (BR), 1957, 1° 38’ S, 20° 39’ E ; Boketa, *Evrard* 122 (BR), 1954, 3° 10’ N, 19° 48’ E ; Yalokombe, *Germain* 7264 (BR), 1951, 0° 35’ N, 24° 47’ E ; Mwenga, *Gilbert* 2424 (BR), 1939, 3° 3’ S, 28° 26’ E, 1300 m ;

Nia, *Gilbert* 2010 (BR), 1939, 1° 26’ N, 27° 37’ E ; Kisangani, *Ghesquière* 20 bis (BR), 1923, 0° 31’ N, 25° 11’ E ; Kokola, *Gille* 268 (BR), 1939, 0° 47’ N, 29° 36’ E, 1000 m ; Likimi, *Goossens* 6316 (BR), 1924, 2° 50’ N, 20° 45’ E ; Karawa, *Goossens* 4825 (BR), 1924, 3° 21’ N, 20° 18’ E ; Karawa, *Goossens* 4805 (BR), 1924, 3° 21’ N, 20° 18’ E ; Karawa, *Goossens* 4776 (BR), 1924, 3° 21’ N, 20° 18’ E ; Karawa, *Goossens* 4775 (BR), 1924, 3° 21’ N, 20° 18’ E ; Libanza, *Goossens* 4761 (BR), 1924, 2° 57’ N, 20° 9’ E ; Gemena, *Goossens* 4316 (BR), 1924, 3° 15’ N, 19° 47’ E ; Budjala, *Goossens* 4300 (BR), 1924, 2° 39’ N, 19° 42’ E ; Lisala, *Goossens* 4138 (BR), 1924, 2° 9’ N, 21° 30’ E ; Bokuma, *Goossens* 2762 b (BR), 1921, 0° 6’ S, 18° 41’ E ; Waka, rivière Momboyo, *Goossens* 2704 (BR), 1921, 0° 16’ S, 19° 0’ E ; rivière Tshuapa, *Goossens* 2603 (BR), 1921, 0° 14’ S, 20° 43’ E ; Likimi, *Goossens* 3248 (BR), 1924, 2° 50’ N, 20° 45’ E ; Monsole, *Goossens* 2717 (BR), 1921, 0° 5’ S, 18° 22’ E ; Bikoro, *Goossens* 2317 (BR), 1920, 0° 45’ S, 18° 7’ E ; Gemena, *Goossens* 4863 (BR), 1924, 3° 15’ N, 19° 47’ E ; Lisala, *Goossens* 4055 (BR), 1924, 2° 9’ N, 21° 30’ E ; Moma, *Gorbatoff* 248 (BR), 1952, 0° 45’ S, 21° 56’ E ; Kaseke, *Gutzwiller* 2663 (BR, MO, WAG), 1958, 1° 7’ S, 28° 38’ E, 1070 m ; Epulu, *Hart* 470 (BR), 1986, 1° 25’ N, 28° 35’ E, 750 m ; Epulu, *Hart* 1219 (BR), 1991, 1° 25’ N, 28° 35’ E, 750 m ; Ironga, *Gutzwiller* 2832 (BR), 1958, 2° 2’ S, 28° 32’ E, 1080 m ; Manyema, *Gutzwiller* 3324 (BR, WAG), 1957, 1° 10’ S, 28° 37’ E, 1300 m ; Bambesa, *Hendrickx* 863 bot (BR), 1940, 3° 28’ N, 25° 43’ E ; Bokote, *Hulstaert* 1214 (BR), 1943, 0° 6’ S, 20° 8’ E ; Bokote, *Hulstaert* 1206 (BR), 1943, 0° 6’ S, 20° 8’ E ; Boteka, *Hulstaert* 899 (BR), 1943, 0° 20’ S, 19° 6’ E ; Bokuma, *Hulstaert* 309 (BR), 1941, 0° 6’ S, 18° 41’ E ; Boende, *Hulstaert* 1055 (BR, WAG), 0° 13’ S, 20° 52’ E ; Imbonga, *Hulstaert* 1490 (BR), 1948, 0° 42’ S, 19° 44’ E ; Yangambi, *J. Louis* 1104 (BR), 1936, 0° 46’ N, 24° 27’ E ; Yangambi, *J. Louis* 6875 (BR), 1937, 0° 46’ N, 24° 27’ E ; Songo, *Jespersen* 159 (BR), 1925, 1° 5’ N, 19° 55’ E; Ganga, *Jespersen* 12 (BR), 1910, 3° 23’ N, 26° 0’ E; Ikenge, *Huyghe* s.n. (BR), 1907, 0° 6’ S, 18° 46’ E ; mogandjo, *M. Laurent* 1411 (BR), 1905, 1° 21’ N, 24° 20’ E ; mogandjo, *M. Laurent* 1404 (BR), 1906, 1° 21’ N, 24° 20’ E ; Lac Tumba, *E. & M. Laurent* s.n. (BR), 1903, 0° 50’ S, 18° 0’ E ; Injolo, *M. Laurent* 1434 (BR), 1906, 0° 11’ S, 18° 28’ E ; Imese, *E. & M. Laurent* s.n. (BR), 1903, 2° 7’ N, 18° 7, E ; Bomaneh, *M. Laurent* 1435 (BR), 1906, 1° 19’ N, 23° 48’ E ; Eala, *M. Laurent* 1121 (BR), 1905, 0° 3’ N, 18° 19’ E ; Barumbu, *M. Laurent* 1027 (BR), 1906, 1° 14’ N, 23° 31’ E; Mossoli, *Ledoux & Huyghe* 13 (BR), 0° 5’ S, 18° 22’ E; Wendji, *Lebrun* 295 (BR), 1930, 0° 4’ S, 18° 10’ E; Mambasa, *Lebrun* 4115 (BR), 1931, 1° 21’ N, 29° 3’ E; île Kongolo, *Lejoly* 4426 (BR), 1978, 0° 34’ N, 25° 5’ E; île Kongolo, *Lejoly* 2655 (BR), 1978, 0° 34’ N, 25° 5’ E; île Kongolo, *Lejoly* 1045 (BR), 1977, 0° 34’ N, 25° 5’ E; Mobwasa, *Lemaire* 399 (BR), 1913, 2° 40’ N, 23° 11’ E; Mobwasa, *Lemaire* 270 (BR), 1913, 2° 40’ N, 23° 11’ E ; Bikoro, *J. Léonard* 448 (BR), 1946, 0° 45’ S, 18° 7’ E ; Kitshanga, *A. Léonard* 2480 (BR), 1959, 1° 19’ S, 28° 31’ E, 1400 m; Musenge, *A. Léonard* 2084 (BR), 1958, 1° 38’ S, 28° 16’ E, 800 m; Wanie Rukula, *Lisowski* 15706 (BR), 1972, 0° 12’ N, 25° 35’ E; Wanie Rukula, *Lisowski* 15565 (BR), 1973, 0° 12’ N, 25° 35’ E; Likati, *Lisowski* 46500 (BR), 1977, 3° 20’ N, 23° 57’ E; Ubukala, *Lisowski* 44443 (BR), 1977, 0° 44’ S, 26° 35’ E; Nduye, *Lisowski* 41510 (BR), 1976, 1° 50’ N, 28° 59’ E; Kisangani, *Lisowski* 40521 (BR), 1975, (BR), 0° 31’ N, 25° 11’ E; Kisangani, *Lisowski* 18326 (BR), 1973, 0° 31’ N, 25° 11’ E; Yangambi, *J. Louis* 934 (BR), 1936, 0° 46’ N, 24° 27’ E ; Yangambi, *J. Louis* 748 (BR), 1935, 0° 46’ N, 24° 27’ E; Lolifa, *J. Louis* 2089 (BR), 1936, 0° 1’ N, 18° 21’ E; Yangambi, *J. Louis* 8708 (BR), 1938, 0° 46’ N, 24° 27’ E; Yangambi, *J. Louis* 7149 (BR), 1937, 0° 46’ N, 24° 27’ E; Yangambi, *J. Louis* 11295 (BR), 1938, 0° 46’ N 24° 27’ E; Yangambi, *J. Louis* 11532 (BR), 1938, 0° 46’ N, 24° 27’ E; Otobora, *Pierlot* 1676 (BR), 1957, 1° 47’ S, 28° 23’ E, 880 m; île Kongolo, *Pauwels* 6715 (BR), 1983, 0° 34’ N, 25° 5’ E; Yakusu, *Pauwels* 6566 (BR), 1982, 0° 34’ N, 25° 1’ E; Wamba, *Nsola* 1218 (BR), 1988, 0° 1’ N, 22° 33’ E; Lolungu, *Nannan* 145 (BR), 1914, 0° 10’ S, 18° 26’ E; Dundusana, *Mortehan* 619 (BR), 1913, 2° 53’ N, 22° 23’ E; Kisangani,

Mosango 3063 (BR), 1982, 0° 31’ N, 25° 11’ E; Bambesa, *Pittery* 132 (BR), 1936, 3° 28’ N, 25° 43’ E; Eala, *Pynaert* 1045 (BR), 1907, 0° 3’ N, 18° 19’ E; Eala, *Pynaert* 901 (BR), 1907, 0° 3’ N, 18° 19’ E; Eala, *Pynaert* 856 (BR), 1906, 0° 3’ N, 18° 19’ E; Epulu, *Putman* 68 (BR), 1935, 1° 25’ N, 28° 35’ E; Mobwasa, *Reygaert* 947 (BR), 1913, 2° 40’ N, 23° 11’ E; Mobwasa, *Reygaert* 926 (BR), 1913, 2° 40’ N, 23° 11’ E; Mobwasa, *Reygaert* 826 (BR), 1913, 2° 40’ N, 23° 11’ E; Mobwasa, *Reygaert* 786 (BR), 1913, 2° 40’ N, 23° 11’ E; Dundusana, *Reygaert* 32 (BR), 1913, 2° 53’ N, 22° 23’ E; Mobwasa, *Reygaert* 1341 (BR), 1913, 2° 40’ N, 23° 11’ E; Mobwasa, *Reygaert* 1261 (BR), 1913, 2° 40’ N, 23° 11’ E; Mobwasa, *Reygaert* 1257 (BR), 1913, 2° 40’ N, 23° 11’ E; Mobwasa, *Reygaert* 1185 (BR), 1913, 2° 40’ N, 23° 11’ E; Liwea, *Robyns* 978 (BR), 1925, 2° 12’ N, 21° 39’ E; Isiro, *Szafranski* 1324 (BR), 1988, 2° 46’ N, 27° 38’ E; Eala, *Staner* 1577 (BR, C, CAS, K, MO,P, WAG), 1930, 0° 3’ N, 18° 19’ E; Musa, *Sparano* 35 (BR), 1913, 2° 40’ N, 19° 16’ E; Bamania, *Schouteden* 184 (BR), 1921, 0° 1’ N, 18° 19’ E; Bolombo, *Thonner* 97 (BR), 1896, 2° 38’ N, 21° 36’ E; lac Tumba, *Thonner* 150 (BR, WAG), 1957, 0° 50’ S, 18° 0’ E; Irangi, *Troupin* 12552 (BR), 1960, 1° 53’ S; 28° 27’ E, 860 m; Irangi, *Troupin* 10790 (BR), 1959, 1° 53’ S, 28° 27’ E, 860 m; Kaliko, *Devillé* 176 (BR), 1958, 3° 0’ N, 30° 45’ E, 1160 m; Lekwa, *Devillé* 276 (BR), 1959, 2° 2’ N, 30° 32’ E; rivière Denge, *Devillé* 504 (BR), 1959, 2° 0’ N, 31° 5’ E, 1430 m; Kaliko, *Froment* 311 (BR, MO), 1958, 3° 0’ N, 30° 45’ E, 1200 m; rivière Ruida, *Taton* 731 (BR), 1947, 2° 10’ N, 30° 40’ E, 1800 m; rivière Nyaleke, P.N.A., *de Witte* 13006 (BR), 1956, 0° 28’ N, 29° 32’ E, 1000 m; Rutshuru, *Ghesquière* 4401 (BR), 1937, 1° 11’ S, 29° 27’ E; Muyilya, *Gutzwiller* 2590 (BR), 1958, 1° 10’ S, 28° 37’ E, 1060 m; île Idjwi, *Cambridge Congo Expedition* 262 (BR), 1959, 2° 0’ S, 29° 0’ E, 2000 m; rivière Mamudioma, P.N.A., *de Witte* 9735 (BR, MO), 1954, 0° 43’ N, 29° 45’ E, 1000 m; mt Kinyamuhari, P.N.A., *de Witte* 14147 (BR), 1957, 1° 18’ S, 29° 33’ E, 1000 m; Kashebere, *Gutzwiller* 1043 (BR), 1957, 1° 19’ S, 28° 41’ E, 1550 m; Kikoma, *Gutzwiller* 1630 (BR), 1958, 1° 33’ S, 28° 41’ E, 1650 m; Turole, *Gutzwiller* 2295 (BR), 1957, 2° 4’ S, 28° 34’ E, 1000 m; Karunda, *Gutzwiller* 3259 (BR), 1957, 1° 16’ S, 28° 45’ E, 1400 m; Ruwenzori, *Humbert* 8801 (BR, LISC), 1929, 0° 20’ N, 29° 50’ E, 1800 m; vallée de la Semliki, *Humbert* 8763 (BR), 1929, 1° 13’ N, 30° 32’ E, entre 800 et 1000 m; Botale, *Scaetta* 703 (BR), 2° 20’ S, 28° 35’ E; Bendera, *Schmitz* 6495 (BR), 1959, 5° 2’ S, 28° 57’ E, 1675 m; Mwenda, P.N.A., *de Wilde* 62 (BR), 1948, 0° 25’ N, 29° 46’ E; Irangi, *Troupin* 10211 (BR), 1959, 1° 53’ S, 28° 27’ E, 860 m. **Rwanda:** Rangiro, *Troupin* 16060 (BR), 1978, 2° 28’ S, 29° 5’ E, 1550 m. **Burundi :** Mugomero, *Reekmans* 10614 (BR), 1981, 3° 13’ S, 29° 31’ E, 2100, m.

Pseuderanthemum lindavianum De Wild. & T.Dur.

R.D. Congo: Malela, *Bequaert* 7979 (BR), 1915, 5° 59’ S, 12° 37’ E; km 63 Moanda, *Breyne* 4333 (BR), 1982, 5° 53’ S, 12° 45’ E; entre Malemba et Matamba ma Ka, *Wagemans* 1569 (BR, K), 1957, 5° 49’ S, 12° 34’ E; Mbola, *Wagemans* 1701 (BR), 1957, 5° 58’ S, 12° 37’ E; *de Briey* s.n. (BR), 1913 ; Chimbété, *Dewèvre* 317 (BR), 1895, 5° 2’ S, 12° 36’ E; Luki, *Matton* 7 (BR, CAS), 1957, 5° 38’ S, 13° 4’ E; Kizu, *Wellens* 277 (BR), 1923, 4° 59’ S, 12° 59’ E ; Matadi, *Callens* 2694 (BR), 1950, 5° 49’ S, 13° 28’ E; Matambama Kanzi, *Wagemans* 2223 (BR, MO), 1959, 5° 49’ S, 12° 34’ E ; Kondo, *Breyne* 2774 (BR), 1975, 5° 35’ S, 13° 0’ E ; Luki, *Brixhe* 18 (BR), 1910, 5° 31’ S, 13° 22’ E ; Boma Vonde, *Cabra* 21 (BR), 5° 8’ S, 12° 43’ E; vallée de la Ntosi, *Toussaint* 2406 (BR), 1947, 5° 38’ S, 13° 7’ E; Luki, *Wagemans* 546 (BR), 1953, 5° 38’ S, 13° 4’ E; Matadi, *Dacremont* 174 (BR), 1932, 5° 49’ S, 13° 28’ E; Moanda, *Gillet* 3234 (BR), 1903, 5° 56’ S, 12° 21’ E; Moanda, *Vanderyst* s.n. (BR), 1913, 5° 56’ S, 12° 21’ E; Banana, *Verschueren* 441 (BR), 1913, 6° 0’ S, 12° 24’ E.

Thunbergia hockii De Wild. subsp. *hockii*

R.D. Congo: Kabwe, P.N. Upemba, *de Witte* 3867 (BR), 1948, 8° 47’ S, 26° 52’ E; Kamina, *Mullenders* 1154 (BR), 1947, 8° 44’ S, 25° 0’ E, 1120 m ; Kapanga, *Overlaet* 680 (BR), 1953, 8° 21’ S, 22° 34’ E ; Pastorale, *Quarré* 2702 (BR, K, MO), 1931, 7° 0’ S, 24° 30’ E ; Kiembe, *Breyne* 3728 (BR), 1979, 11° 6’ S, 27° 18’ E ; Lubudi, *Cabu* 123 (BR), 1937, 9° 55’ S, 25° 58’ E ; Pepa, *Devred* 3668 (BR), 1957, 7° 42’ S, 29° 47’ E ; Kilata, *D'Hose* 34 (BR), 1986, 12° 20’ S, 28° 27’ E ; Lubumbashi, *Hock* s.n. (BR), 1911, 11° 40’ S, 27° 28’ E ; rivière Luanza, *Schmitz* 6253 (BR, K), 1958, 10° 10’ S, 28° 9’ E ; entre rivières Buye Bala et Ka, *de Witte* 4340 (BR), 1948, 8° 54’ S, 26° 52’ E ; Selembe, *Symoens* 2927 (BR), 1956, 8° 2’ S ; 29° 44’ E, 1770 m ; Kapanga, *Overlaet* 682 (BR), 1933, 8° 21’ S, 22° 34’ E; Kabongo, *Pole Evans & Erens* 1864 (BR), 1938, 7° 20’ S, 25° 35’ E; Luiswishi, *Bulaimu* 688 (BR), 1973, 11° 31’ S, 27° 27’ E, 1208 m ; Kiunda, *Dubois* 1253 (BR), 1944, 7° 20’ S, 29° 54’ E, 1800 m; Lubumbashi, *Quarré* 3185 (BR), 1933, 11° 40’ S, 27° 28’ E; Lukonzolwa, *Quarré* 3295 (BR), 1933, 8° 47’ S, 28° 38’ E ; Karavia, *Quarré* 3504 (BR, CAS), 1933, 11° 39’ S, 27° 25’ E ; Muyeye, *Risopoulos* 793 (BR, CAS), 1958, 10° 21’ S, 22° 28’ E ; Lubumbashi, *Salésiens* 324 (BR), 1937, 11° 40’ S, 27° 28’ E ; Lubumbashi, *Salésiens* 189 (BR), 1937, 11° 40’ S, 27° 28’ E ; Lubumbashi, *Salésiens* 2040 (BR), 1937, 11° 40’ S, 27° 28’ E ; Mokambo, *D'Hose* 7 (BR), 1986, 12° 26’ S, 28° 20’ E ; Luiswishi, *Malaisse* 7504 (BR), 1971, 11° 31’ S, 27° 27’ E, 1208 m ; Luiswishi, *Malaisse* 7507 (BR), 1971, 11° 31’ S, 27° 27’ E, 1208 m ; Luiswishi, *Malaisse* 12339 (BR, WAG), 1982, 11° 31’ S, 27° 27’ E , 1208 m ; Kipopo, *Schmitz* 5831 (BR), 1957, 11° 33’ S, 27° 21’ E ; Lubumbashi, *Péture* 3012 (BR), 1935, 11° 40’ S, 27° 28’ E ; Kibembe, *Quarré* 638 (BR), 1927, 11° 35’ S, 27° 30’ E ; Elakat, *Quarré* 1386 (BR), 1928, 11° 42’ S, 27° 32’ E ; Pastorale, *Quarré* 2702 (BR), 1931, 7° 0’ S, 24° 30’ E ; Karavia, *Quarré* 3551 (BR, B), 1933, 11° 39’ S, 27° 25’ E ; Karavia, *Quarré* 3617 (BR), 1933, 11° 39’ S, 27° 25’ E ; Katuba, *Quarré* 4302 (BR), 1934, 11° 42’ S, 27° 27’ E ; Lubumbashi, *Schmitz* 4762 (BR), 1954, 11° 40’ S, 27° 28’ E ; Kipopo, *Schmitz* 8202 (BR), 1962, 11° 33’ S, 27° 21’ E. **Burundi:** Randa, *Lewalle* 3062 (BR), 1968, 3° 9’ S, 29° 22’ E, 900 m; Randa, *Lewalle* 1070 (BR), 1966, 3° 9’ S, 29° 22’ E, 950 m; Ruyigi, *Michel & Reed* 386 (BR), 1951, 3° 28’ S, 30° 15’ E; Ruyigi, *Michel & Reed* 11 (BR, A), 1951, 3° 28’ S, 30° 15’ E ; Ruyigi, *Michel & Reed* 11 (BR, B), 1951, 3° 28’ S, 30° 15’ E ; Kiofi, *Rammeloo* 4855 (BR), 1974, 4° 2’ S, 30° 7’ E, 1150 m ; Randa, *Reekmans* 1493 (BR), 1972, 3° 9’ S, 29° 22’ E, 900 m ; Randa, *Reekmans* 3629 (BR), 1974, 3° 9’ S, 29° 22’ E, 900 m ; vallée de la Kagunuzi, *Lewalle* 3878 (BR), 1969, 3° 5’ S, 29° 24’ E, 900 m ; Randa, *Reekmans* 5336 (BR), 1976, 3° 8’ S, 29° 24’ E, 950 m ; Randa, *Reekmans* 2815 (BR), 1973, 3° 8’ S, 29° 24’ E, 900 m ; Giharo, *Reekmans* 2684 (BR), 1973, 3° 47’ S, 30° 14’ E, 1300 m.

Thunbergia hockii De Wild. subsp. *parvicapsula* Champl.

R.D. Congo: km 36 Kolwezi, *Bamps & Malaisse* 8132 (BR, MO), 1986, 10° 50’ S, 25° 14’ E, 1490 m; Mukulakulu, *De Troyer* XVI (BR), 1953, 9° 33’ S, 25° 48’ E; Mabwe, P.N. Upemba, *de Witte* 4626 (BR, MO, K, CAS, WAG), 1948, 8° 39’ S, 26° 31’ E; Bukena, P.N. Upemba, *de Witte* 5193 (BR), 1949, 7° 42’ S, 27° 10’ E, 617 m; km 75 Mitwaba, *Bamps & Malaisse* 8508 (BR, MO), 1986, 8° 37’ S, 27° 20’ E, 740 m; Lusaka, *Quarré* 7575 (BR), 1945, 7° 10’ S, 29° 27’ E, 1200 m; Lualaba, Biano, *Homblé* s.n. (BR), 1920, 9° 55’ S, 26° 15’ E; vallée de la Kapiri, *Homblé* 1191 (BR, K), 1913, 10° 17’ S, 26° 11’ E; entre Mutaka et Nguba, *Pauwels* 7305 (BR), 1989, 10° 40’ S, 26° 27’ E; Samba, *Descamps* s.n. (BR), 1891, 10° 0’ S, 24° 30’ E; P.N. Upemba, *de Witte* 4625 (BR), 1948, 8° 52’ S, 26° 37’ E; entre rivières Kanonga et Luba, *de Witte* 5376 & 5554 (BR), 1949, 9° 16’ S, 26° 8’ E, 675 m; entre rivières Kanonga et Luba, *de Witte* 5376 (BR), 1949, 9° 16’ S, 26° 8’ E, 675 m; Kolwezi,

Schaijes 1825 (BR), 1983, 10° 44’ S, 25° 28’ E, 1070 m; Kiala, *Thiébaud* 462 (BR), 7° 16’ S, 26° 47’ E.

Brachystephanus congensis Champl. subsp. *congensis*

R.D. Congo: Benga, *Vanderyst* 15770 (BR), 1926, 5° 50’ S, 16° 0’ E; Butulu, *Vanderyst & Lambrette* 5625 (BR), 1915, 3° 59’ S, 16° 28’ E. Bombo Makuka, *Pauwels* 3536 (BR,WAG), 1959,5° 26’ S, 16° 19’ E ; rivière Ngweme, *Germain* 2663 (BR), 1944, 5° 20’ S, 16° 20’ E ; Mpese, *Vanderyst* 7618 (BR), 1919, 5° 14’ S, 15° 32’ E ; Goa, *Vanderyst* 19121 (BR), 1926, 5° 42’ S, 16° 35’ E ; Kinkosi, *Pauwels* 3635 (BR), 1959, 5° 38’ S, 15° 40’ E ; Kwango, *Vanderyst* 15661 (NR), 1925, 3° 16’ S, 17° 22’ E.

Brachystephanus congensis Champl. subsp. *latipaniculatus* Champl.

Usage : décoction de feuilles contre la blennorragie
R.D. Congo: Lula, *Robyns* 1462 (BR), 1926, 0° 27’ N, 25° 12’ E; Yambata, *Claessens* 648 (BR), 1910, 2° 26’ N, 22° 2’ E; Mandika, *Claessens* 706 (BR), 1910, 2° 38’ N, 22° 5’ E ; Beni, *Gille* 24 (BR), 1937, 0° 29’ N, 29° 28’ E, 1100 m ; Irangi, *Christiaensen* 2064 (BR), 1957, 1° 53’ S, 28° 27’ E, 900 m ; Epulu, *Putman* 93 (BR), 1935, 1° 23’ N, 28° 36’ E; Mobanga, *Germain* 7696 (BR), 1952, 4° 15’ S, 26° 35’ E; chutes de l'Amunyala, *Lejoly* 4835 (BR), 1979, 0° 12’ N, 25° 35’ E; km 76 Weko, *J. Louis* 612 (BR), 1935, 1° 1’ N, 24° 31’ E; Yatolema, *J. Léonard* 1502 (BR), 1947, 0° 19’ N, 24° 32’E.

Thunbergia oblongifolia Oliv.

R.D. Congo: entre Katenya et Kariba, *de Witte* 1949 (BR, MO, CAS), 6381, 9° 10’ S, 27° 3’ E; Kibambula, *Dubois* 1944 (BR, K, WAG), 1248, 9° 25’ S, 26° 20’ E, 600 m; Munama, *Kerkvoorde*, (BR), 204, 11° 47’ S, 27° 29’ E; Lubumbashi, *Schmitz* 1954 (BR), 4728, 11° 40’ S, 27° 28’ E; Lukafu, *Verdick* 1899 (BR), 14, 10° 31’ S, 27° 33’ E; Kipopo, *Schmitz* 1955 (BR), 5084, 11° 33’ S, 27° 21’ E; Lubudi, *Cabu* 1937 (BR), 27, 9° 55’ S, 25° 58’ E; P.N. Upemba, *Heine* (BR), U 37, 8° 52’ S, 26° 37’ E; Kilwezi, P.N. Upemba, *de Witte* 1948 (BR), 4067, 9° 5’ S, 26° 45’ E; Kabenga, P.N. Upemba, *de Witte* 1949 (BR), 6397, 9° 10’ S, 27° 3’ E, 1300 m; Kiamakoto, P.N. Upemba, *de Witte* 1949 (BR, K), 6523, 9° 9’ S, 27° 10’ E, 1100 m; Kapulo, *Brédo* 1939 (BR), 3499, 8° 18’ S, 29° 15’ E; rivière Lungeya, *de Wilde* 1958 (BR), 5/685, 9° 52’ S, 26° 15’ E.

Thunbergia marunguensis Champl.

R.D. Congo: km 60 Likasi, *Brynaert* 1956 (BR), 601, 10° 59’ S, 26° 44’ E; Kolwezi, *Schaijes* 1982 (BR), 1558, 10° 44’ S, 25° 28’ E, 1400 m; Marungu, *Vanden Brande* 1939 (BR), 206, 8° 10’ S, 30° 5’ E; Pweto, *Robyns* 1926 (BR), 2159, 8° 28’ S, 28° 54’ E, 1350 m; Kinkola, *Dubois* 1944 (BR), 1276, 7° 20’ S, 29° 54’ E, 2000 m; Pepa, *Quarré* 1945 (BR), 7162, 7° 42’ S, 29° 47’ E, 2000 m; rivière Lushipuka, *Schmitz* 1954 (BR), 4636, 10° 35’ S, 27° 50’ E; Shyamwange, *Vanden Brande* (BR), 206, 10° 47’ S, 26° 37’ E; km 30 Likasi-Mitwaba, *Brynaert* 1956 (BR), 569, 10° 59’ S, 26° 44’ E; Pepa; *Quarré* 1945 (BR), 7161, 7° 42’ S, 29° 47’ E, 2000 m; Marungu, *Quarré* 1945 (BR), 7428, 7° 40’ S, 30° 5’ E; Puta, *Huart* 1958 (BR), 25, 8° 17’ S, 29° 16’ E.

Barleria grandicalyx Lindau

R.D. Congo: Luvungi, *Germain* 1950 (BR), 6181, 2° 52’ S, 29° 2’ E; Lubarika, *A. Léonard* 1959 (BR), 4321, 2° 49’ S, 28° 57’ E; **Rwanda:** *Becquet* 1933 (BR), 577, 1° 45’ S, 30° 45’ E; Bilengero, P.N. Akagera, *Bouxin & Radoux* 1969 (BR), 361, 1° 49’ S, 30° 45’ E, 1400 m; Bugesera, *Troupin* 1958 (BR), 8382, 2° 20’ S, 30° 9’ E, 1320 m; Kindama, *Troupin* 1958 (BR), 9125, 2° 20’ S, 30° 5’ E, 1450 m; Lulama, P.N. Akagera, *Troupin* 1958 (BR), 7382, 1° 52’ S, 30° 45’ E, 1320 m; plateau de Matinza, *Bouxin & Radoux* 1969 (BR), 1016, 1° 55’ S, 30° 40’ E, 1400 m; **Burundi :** plaine dela Rusizi, *Lewalle* 1971 (BR), 5900, 3° 21’ S, 29° 17’ E, 800 m; Cibitoke, *Lewalle* 1971 (BR), 5209, 2° 53’ S, 29° 7’ E, 950 m; Gihungwe, *Reekmans* 1975 (BR), 4514, 3° 8’ S, 29° 16’ E, 800 m; Gihanga, *Lewalle* 1968 (BR), 2832, 3° 12’ S, 29° 18’ E; Cibitoke, *Reekmans* 1971 (BR), 130, 2° 53’ S, 29° 7’ E, 900 m; Cibitoke, *Reekmans* 1976 (BR), 5623, 2° 54’ S, 29° 8’ E, 850 m.

Barleria velutina Champl.

R.D. Congo: chute Mulamba, *Bodenghien* 1984 (BR), 280, 10° 19’ S, 26° 12’ E; Kaponda, *Detilleux* 1957 (BR), 908, 11° 45’ S, 27° 20’ E; Mukumbi, *Duvigneaud & Timperman* 1956 (BR), 2033 B1, 11° 0’ S, 26° 31’ E; Kasompi, *Duvigneaud & Timperman* 1956 (BR), 2061 B, 10° 59’ S, 25° 53’ E; Menda, *Duvigneaud & Timperman* 1956 (BR), 2093, 10° 58’ S, 25° 56’ E; Kolwezi, *Duvigneaud* 1957 (BR), 3510 Ba, 10° 44’ S, 25° 28’ E; Shinkolobwe, *Malaisse & Goetghebeur* 1985 (BR), 885, 11° 2’ S, 26° 34’ E, 1300 m; Tshilongo, *Pauwels* 1988 (BR), 7056, 10° 31’ S, 26° 1’ E; Shaba sud, *Schaijes* 1986 (BR), 3118, 10° 30’ S, 25° 24’ E, 1225 m; Lubudi, *Schmitz* 1952 (BR), 3968, 9° 58’ S, 26° 4’ E, 1500 m; Lubudi, *Schmitz* 1952 (BR), 3968, 9° 58’ S, 26° 4’ E, 1500 m; Kipopo, *Schmitz* 1957 (BR, K), 5953, 11° 33’ S, 27° 21’ E; rivière Mankebwe, *Schmitz* 1962 (BR), 7698, 11° 30’ S, 27° 20’ E; Katofio, *Schmitz* 1950 (BR), 2902, 11° 3’ S, 28° 1’ E; *Schaijes* 1986 (BR), 3118, 10° 30’ S, 25° 24’ E, 1225 m; Kasompi, *Duvigneaud & Timperman* 1956 (BR), 2146, 10° 59’ S, 25° 52’ E; Menda, *Duvigneaud* 1957 (BR), 3315, 10° 58’ S, 25° 56’ E; Kasompi, *Duvigneaud & Timperman* 1956 (BR), 2052 B, 10° 58’ S, 25° 56’ E; Kasompi est, *Duvigneaud & Timperman* 1956 (BR), 2123, 10° 59’ S, 25° 55’ E; Kasompi, *Duvigneaud & Timperman* 1956 (BR), 2136, 10° 59’ S, 25° 53’ E; Kasompi ouest, *Duvigneaud & Timperman* 1956 (BR), 2085 B, 10° 58’ S, 25° 56’ E.

Lepidagathis scariosa Nees subsp. *scariosa*

R.D. Congo: chutes Kaloba, *Malaisse & Goetghebeur* 1985 (BR), 971, 10° 16’ S, 27° 36’ E, 1000 m ; Gombela, *Malaisse & Robbrecht* 1982 (BR, K, CAS, MO), 1855, 10° 46’ S, 27° 48’ E, 1500 m ; Shaba sud, *Schaijes* 1986 (BR), 2953, 10° 20’ S, 25° 20’ E, 1050 m ; Kolwezi, *Schaijes* 1986 (BR), 3053, 10° 44’ S, 25° 28’ E, 1362 m ; Likasi, *Wechuysen* 1977 (BR), 563, 10° 59’ S, 26° 44’ E ; sud Katanga, *Schaijes* 1986 (BR), 2953, 10° 20’ S, 25° 20’ E, 1050 m ; Kolwezi, *Schaijes* 1986 (BR), 3053, 10° 44’ S, 25° 28’ E, 1360 m ; Kaloba (chute), *Malaisse & Goetghebeur* 1985 (BR), 971, 10° 16’ S, 27° 36’ E, 1000 m ; Gombela-Luishi, *Malaisse & Robbrecht* 1982 (BR), 1855, 10° 46’ S, 27° 48’ E, 1500 m ; *Malaisse & Robbrecht* 1982 (BR), 2792.

Lepidagathis scariosa Nees subsp. *parvifolia* Champl.

R.D. Congo: Lubumbashi, *Bequaert* 1912 (BR), 464, 11° 40’ S, 27° 28’ E; Katuba, *Quarré* 1927 (BR), 455, 11° 42’ S, 27° 27’ E; Lubumbashi, *Bequaert* 1912 (BR), 464, 11° 40’ S, 27° 28’ E ; N'Guba, *Wechuysen* 1977 (BR), 563, 10° 40’ S, 26° 27’ E ; Lubumbashi, *Salésiens* 1937 (BR), 358, 11° 40’ S, 27° 28’ E ; Lubumbashi, *Salésiens* 1937 (BR), 2095, 11° 40’ S, 27° 28’ E ; Lukafu, *Verdick* 1900 (BR), 531, 10° 31’ S, 27° 33’ E ; Lubumbashi, *Quarré* 1935 (BR), 4677, 11° 40’ S, 27° 28’ E ; Katuba, *Quarré* 1927 (BR), 455, 11° 42’ S, 27° 27’ E.

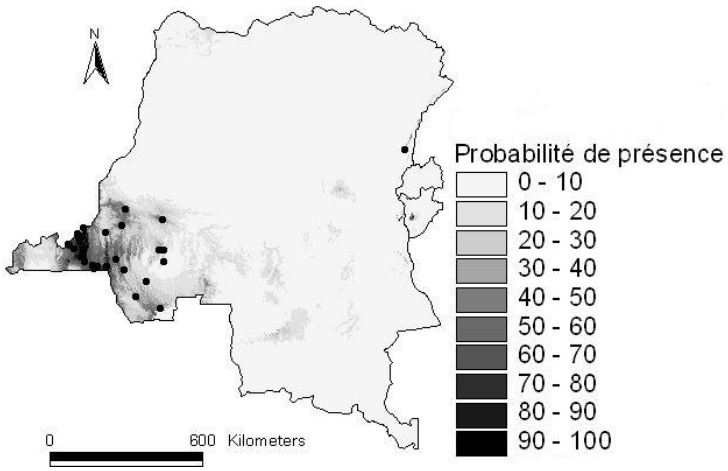
Anisosepalum humbertii (Mildr.) E.Hossain subsp. *humbertii*

R.D. Congo: Tshibati, *Christiaensen* 8 (BR), 1953, 2° 14’ S, 28° 47’ E; Tshibinda *Humbert* 7489 (BR), 1929, 2° 19’ S, 28° 45’ E, 1900m; entre Kannoli et Lubango, *Lebrun* 4807 (BR), 1932, 0° 15’ S, 29° 15’ E, entre 2000 et 2400 m ; Walikale et Kalehe, *Lebrun* 5376 (BR), 1932, 2° 7’ S, 28° 55’ E, 2270 m ; piste Biega, *A. Léonard* 3565 (BR), 1959, 2° 23’ S, 28° 40’ E, 2210 m; km 34 Kavumu, *Pierlot* 1613 (BR), 1957, 2° 18’ S, 28° 49’ E, 2300 m ; Lacs Mokoto, *Claessens* 85 (BR), 1925, 1° 15’ S, 29° 0’ E; Tshibati, *Ern* 70 (BR), 1970, 2° 14’ S, 28° 47’ E, 2050 m; Nyawarongo, *Léonard* A 4033 (BR), 1959, 1° 58’ S, 28° 52’ E, 2200 m; Tshibinda, *Scaetta* 606 (BR), 1928, 2° 19’ S, 28° 45, E. **Rwanda :** forêt de Nyungwe, *Bouxin* 472 (BR), 1971, 2° 30’ S, 29° 12’ E, 2300 m; forêt de Nyungwe, *Bouxin & Radoux* INRS 611 (BR), 1969, 2° 30’ S, 29° 12’ E, 2360 m ; km 105 Astrida, *Hendrickx* 8035 (BR), 1960, 2° 36’ S, 29° 44’ E, 2200 m ; Uwinka, *Troupin* 9848 (BR), 1959, 2° 29’ S, 29° 12’ E; forêt de Nyungwe, *Roche* 22 (BR), 1980, 2° 30’ S, 29° 12’ E, 2000 m ; Uwinka, *Christiaensen* 1537 (BR), 1956, 2° 29’ S, 29° 12’ E, 2000 m ; Uwinka, *Reekmans* 4954 (BR), 1976, 2° 29 S, 29° 12 E, 2300 m ; forêt de Nyungwe, *Bouxin & Radoux* 694 (BR), 1969, 2° 30’ S, 29° 12’ E, 2200 m ; Uwinka, *Bouxin* 592 (BR), 1971, 2° 29’ S, 29° 12’ E, 2490 m ; Uwinka, *Bouxin* 779 (BR), 1971, 2° 29’ S, 29° 12’ E, 2460 m ; forêt de Nyungwe, *Bouxin* 911 (BR), 1971, 2° 30’ S, 29° 12’ E, 2410 m ; Uwinka, *Troupin* 10381 (BR), 1959, 2° 29’ S, 29° 12’ E, 2100 m ; forêt de Nyungwe, *Troupin* 11947 (BR), 1960, 2° 30’ S, 29° 12’ E, 1940 m ; Uwinka, *Troupin* 12197 (BR), 1960, 2° 29’ S, 29° 12’ E, 1920 m ; Uwinka, *Troupin* 12303 (BR), 1960, 2° 29’ S, 29° 12’ E, 2380 m ; Uwinka, *Troupin* 12427 (BR), 1960, 2° 29’ S, 29° 12’ E, 1900 m ; Wisumo, *Troupin* 14482 (BR), 1972, 2° 26’ S, 29° 14’ E, 2700 m ; Wisumo, *Troupin* 15997 (BR), 1978, 2° 26’ S, 29° 14’ E, 2200 m ; Uwinka, *Troupin* 16251 (BR), 1981, 2° 29’ S, 29° 12’ E, 2400 m ; forêt de Rwankuba, *Van der Veken* 10990 (BR), 1974, 2° 30’ S, 29° 8’ E, 2000 m. **Burundi :** rivière Siguvyaye, *Lewalle* 754 (BR), 1966, 3° 57’ S, 29° 31’ E, 1750 m ; Bugarama, *Lewalle* 949 (BR), 1966, 3° 18’ S, 29° 33’ E, 2100 m ; Bugarama, *Lewalle* 3848 (BR), 1969, 3° 18’ S, 29° 33’ E, 2100 m ; Bugarama, *Lewalle* 4683 (BR), 1970, 3° 18’ S, 29° 33’ E, 2200 m ; Kumuyange, *Lewalle* 5869 (BR), 1971, 3° 58’ S, 29° 45’ E, 2000 m ; Bugarama, *Lewalle* 6094 (BR), 1971, 3° 18’ S, 29° 33’ E, 2050 m ; rivière Siguvyaye, *Reekmans* 942 (BR), 1971, 3° 57’ S, 29° 31’ E, 1800 m ; rivière Siguyavye, *Reekmans* 966 (BR), 1971, 3° 57’ S, 29° 31’ E, 1800 m ; rivière Siguyavye, *Reekmans* 8130 (BR), 1979, 3° 58’ S, 29° 37’ E, 1850 m ; Teza, *Reekmans* 9398 (BR), 1980, 3° 10’ S, 29° 33’ E, 2000 m ; Rugazi, *Reekmans* 9406 (BR), 1980, 3° 14’ S, 29° 31’ E, 2000 m ; Mugomero, *Reekmans* 10007 (BR), 1981, 3° 13’ S, 29° 31’ E, 1900 m ; rivière Siguyavye, *Reekmans* 10396 (BR), 1981, 3° 58’ S, 29° 37’ E, 1800 m ; Mugomero, *Reekmans* 10615 (BR), 1981, 3° 13’ S, 29° 31’ E, 2100 m ; Teza, *Reekmans* 10666 (BR), 1981, 3° 13’ S, 29° 35’ E, 2100 m ; Teza, *Reekmans* 10945 (BR), 1982, 3° 13’ S, 29° 33’ E, 2050 m ; Teza, *Reekmans* 2563 (BR), 1973, 3° 13’ S, 29° 33’ E, 2300 m ; Karuzi, *Van der Ben* 2117 (BR), 1958, 3° 6’ S, 30° 9’ E, 1500 m.

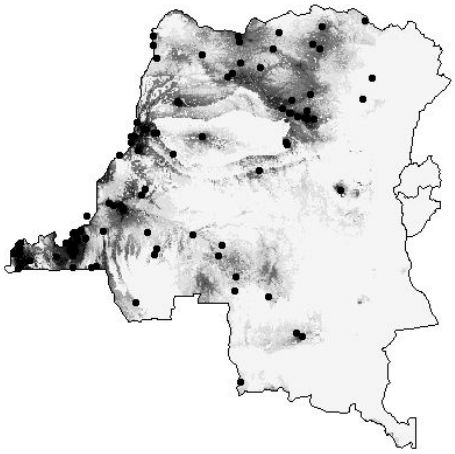
Anisosepalum humbertii (Mildr.) E.Hossain subsp. *zambiense* Champl.

R.D. Congo : km 35 Mitwaba, *Bamps & Malaisse* 8495 (BR), 1986, 8° 37’ S, 27° 20’ E, 1400 m; entre Yambela et Katwe, *Bodenghien* 133 (BR), 1984, 10° 35’ S, 27° 55’ E ; rivière Munte, P.N. Upemba, *de Witte* 2373 (BR), 1945, 8° 40’ S, 28° 45’ E, 1800 m ; Rivière Lufua, *de Witte* 3527 (BR), 1948, 9° 40’ S, 27° 11’ E, 1800 m ; Kabwe Kanono, *de Witte* 7121 (BR), 1949, 8° 56’ S, 27° 12’ E ; Katshupa, *Malaisse* 5180 (BR), 1967,10° 25’ S, 27° 55’ E, 1690 m ; rivière Minwe, *Malaisse* 13842 (BR), 1986, 10° 0’ S, 27° 50’ E, 1640 m ; Kundelungu, *Schmitz* 3178 (BR), 1950, 10° 35’ S, 27° 50’ E, 1675 m ; mont Kibwe Wa sanga, *Lisowski, Malaisse & Symoens* 11330 (BR), 1970, 9° 15’ S, 27° 49’ E, 1625 m ; rivière Luanza, *Malaisse* 4200 (BR), 1966, 10° 10’ S, 28° 9’ E, 1580 m ; Kundelungu, *Schmitz* 4738 (BR), 1954, 10° 0’ S, 27° 50’ E ; rivière Lukafu, *Quarré* 5573 (BR), 1939, 10° 31’ S, 27° 33’ E ; rivière Munte, *de Witte* 6190 (BR), 1949, 8° 40’ S, 26° 45’ E, 1340 m.

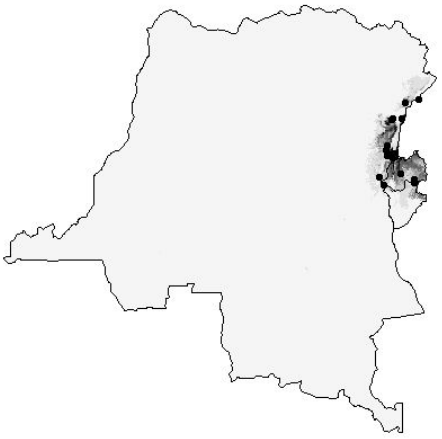
ANNEXE 6: CARTES DE DISTRIBUTION POTENTIELLE DES ESPÈCES DE LA FAMILLE DES ACANTHACEAE AVEC PLUS 10 ÉCHANTILLONS



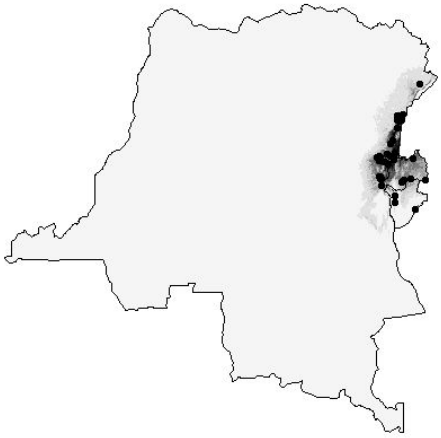
Acanthus latisepalus C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus sec (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



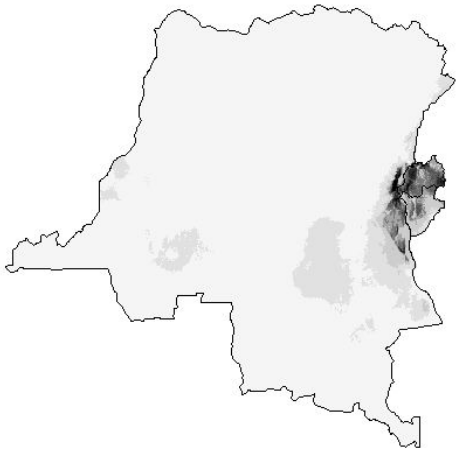
Acanthus montanus (Ness) T. Anders. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



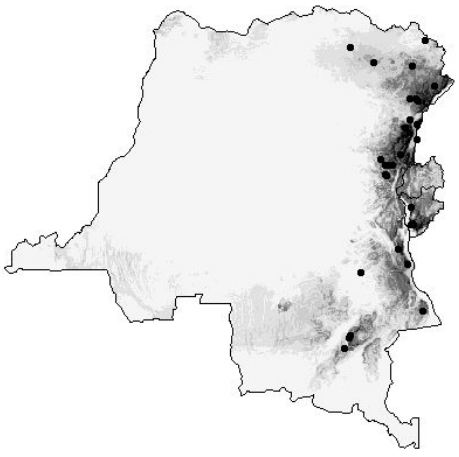
Acanthus pubescens Engl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne annuelle (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



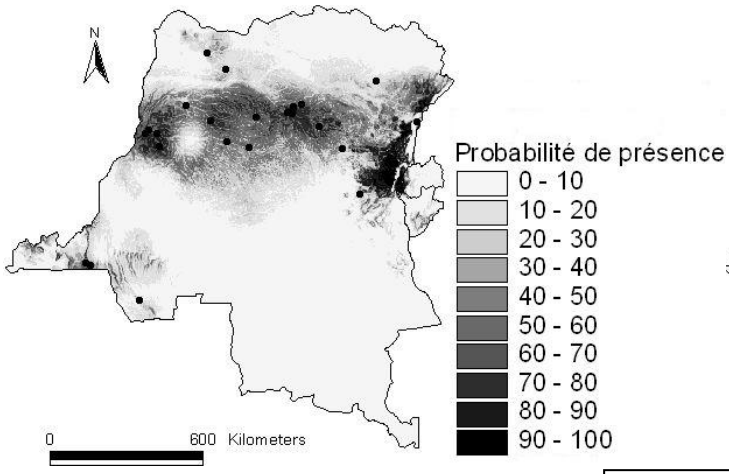
Acanthus pubescens var. *pubescens* Engl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la température (+) et la pente (-).



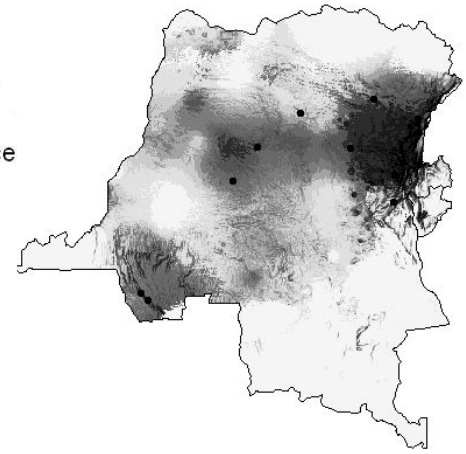
Acanthus pubescens var. *tomentosus* Engl. Le facteur environnemental déterminant est l'altitude (+ et -).



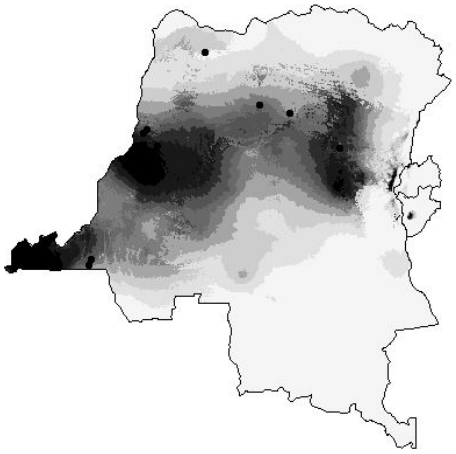
Acanthus ueleensis De Wild. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus humide (+) et la pente (-).



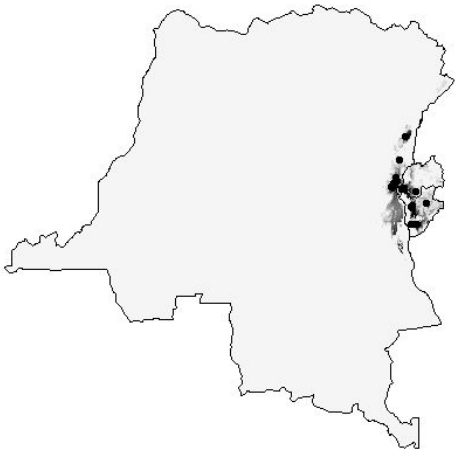
Anisosepalum alboviolaceum (R. Ben.) E. Hossain. Les facteurs environnementaux déterminants sont la Saisonnalité de la précipitation (+) et l'altitude (-).



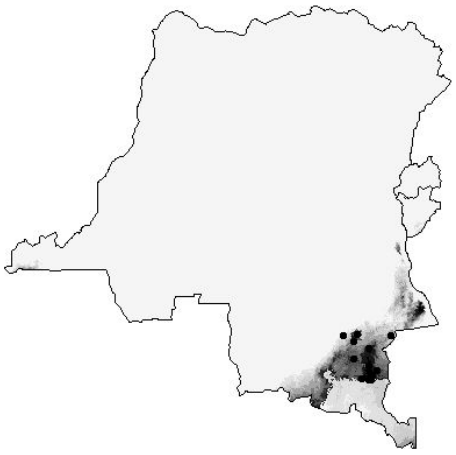
Anisosepalum alboviolaceum (R. Ben.) E. Hossain subsp. *alboviolaceum* Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la précipitation (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-).



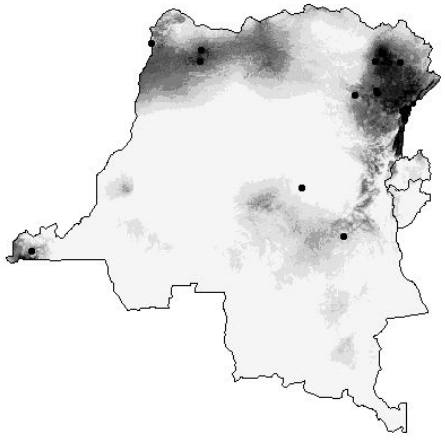
Anisosepalum alboviolaceum (R. Ben.) E. Hossain subsp. *gracilius* (Heine) Champl. Le facteur environnemental déterminant est la variation journalière moyenne des températures



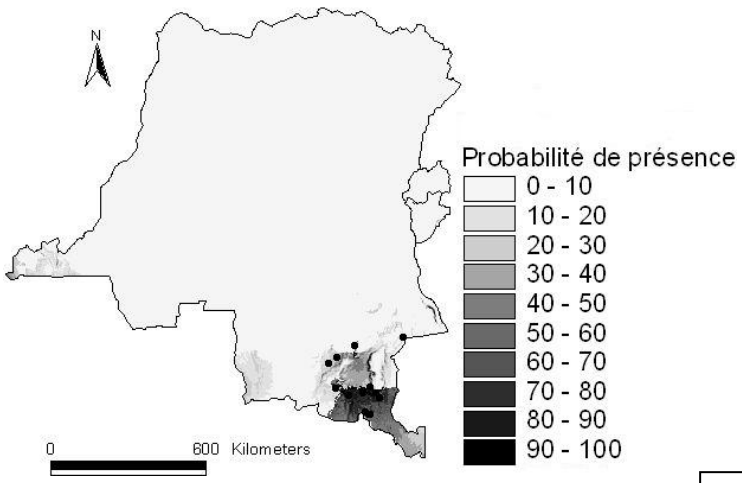
Anisosepalum humbertii (Mildr.) Hossain subsp. *humbertii* Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus chaud (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



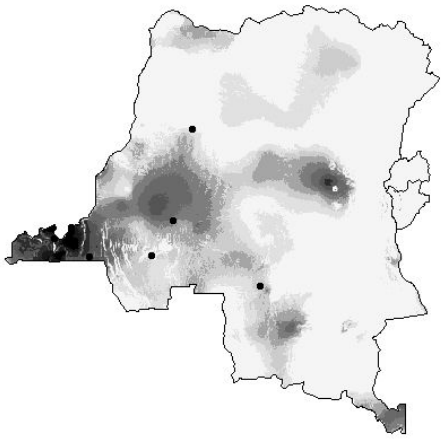
Anisosepalum humbertii (Mildr.) E. Hossain subsp. *zambiense* Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus sec (+) et le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle (-).



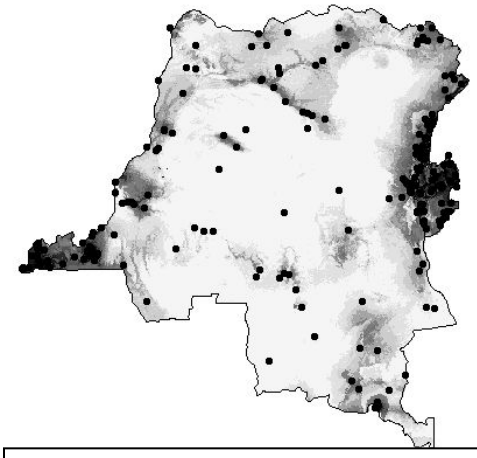
Anisotes macrophyllus (Lindau) Heine. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus sec (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



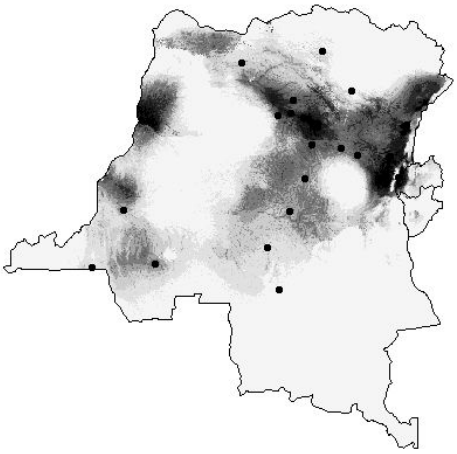
Asystasia albiflora Ensemu Kelbessa. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus sec (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-)



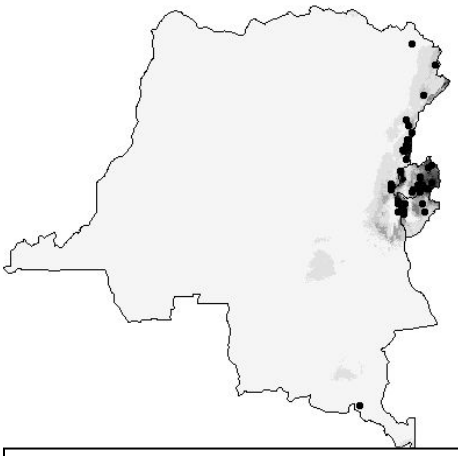
Asystasia congensis C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation journalière moyenne des températures (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



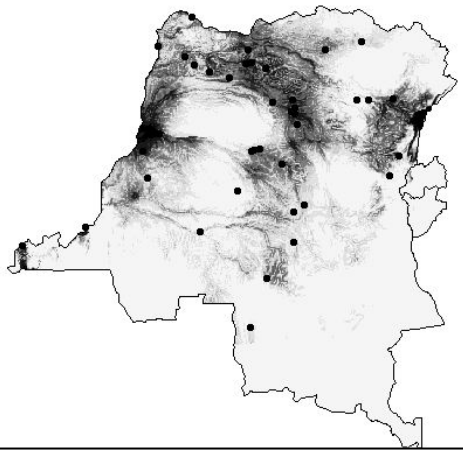
Asystasia gangetica T. Anders. subsp. *micrantha* (Nees) Ensermu Kelbessa. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



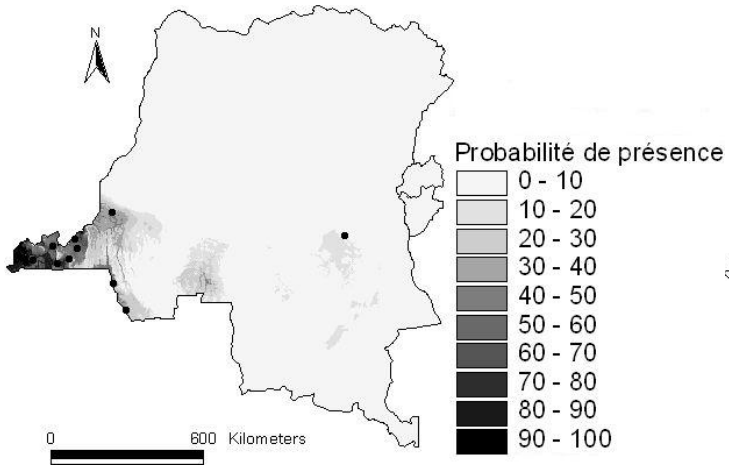
Asystasia leptostachya Lindau. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du trimestre le plus froid (+ et -).



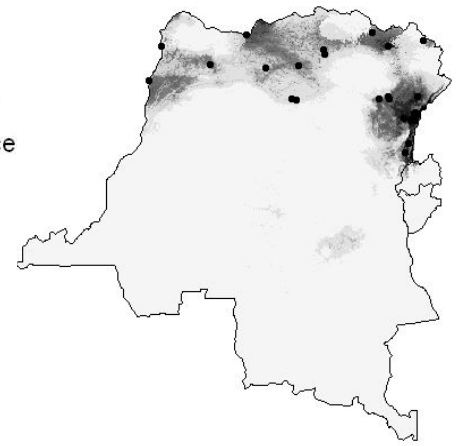
Asystasia mysorensis (Roth.) T. Anders. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et l'altitude (-).



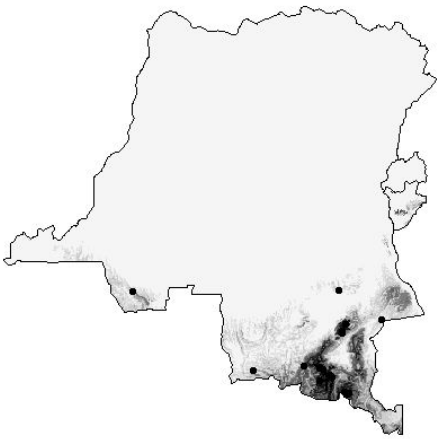
Asystasia vogeliana Benth. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la précipitation (+) et la précipitation annuelle (-).



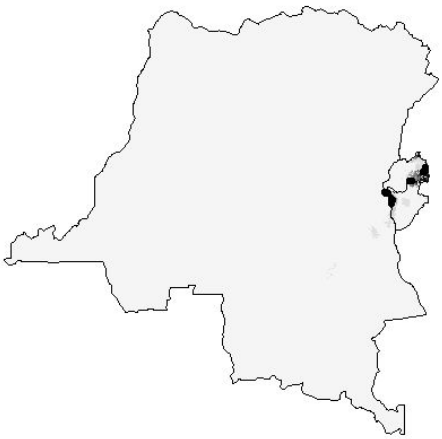
Barleria alata S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus sec (+) et l'altitude (-).



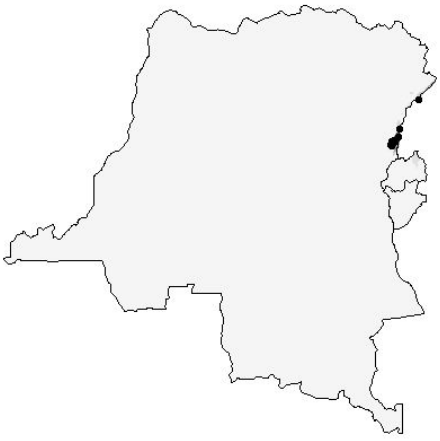
Barleria brownii S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus sec (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-).



Barleria descampsii Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la pente (-).



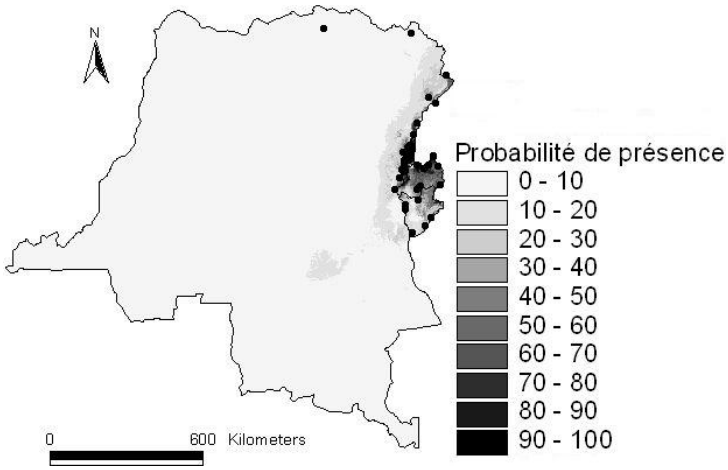
Barleria grandicalyx Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



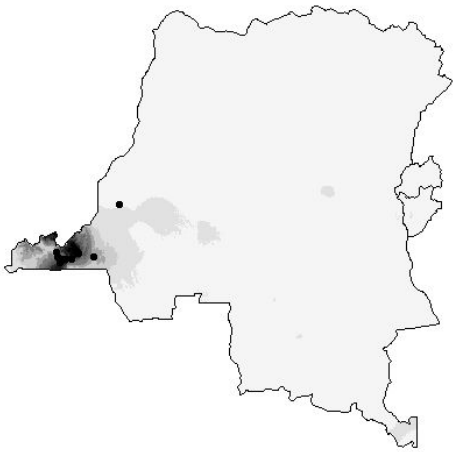
Barleria micrantha C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus humide (+) et la pente (-).



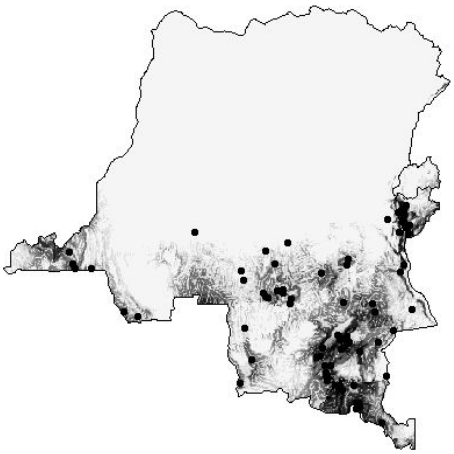
Barleria velutina Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



Barleria ventricosa Hochst. Ex. Nees. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la précipitation du mois le plus sec (-).



Barleria villosa S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus froid (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



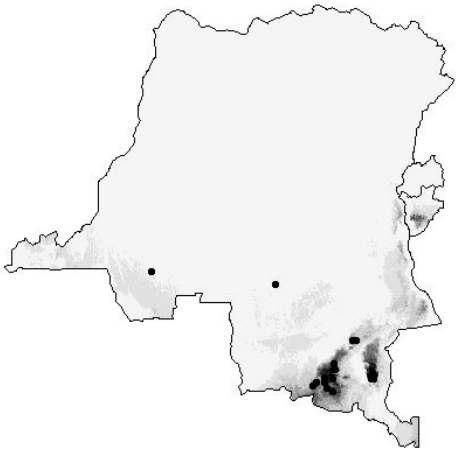
Blepharis buchneri Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus sec (+) et la pente (-).



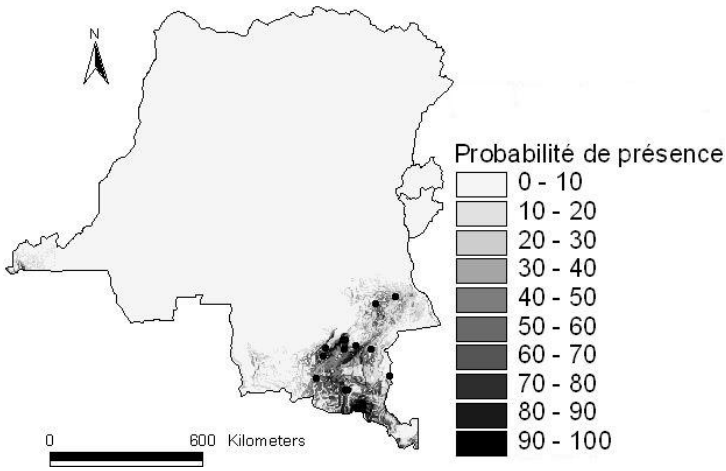
Blepharis burundiensis Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus chaud (+) et l'altitude (-).



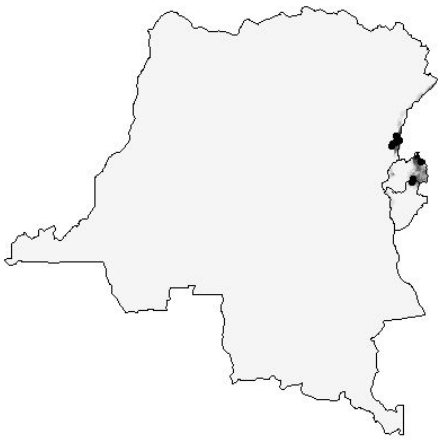
Blepharis cristata S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle (-).



Blepharis cuanzensis Welw. ex S. Moore var. *cuanzensis*. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



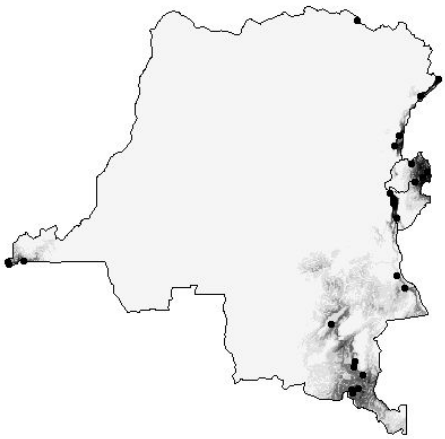
Blepharis glumacea S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus sec (+) et la pente (-)



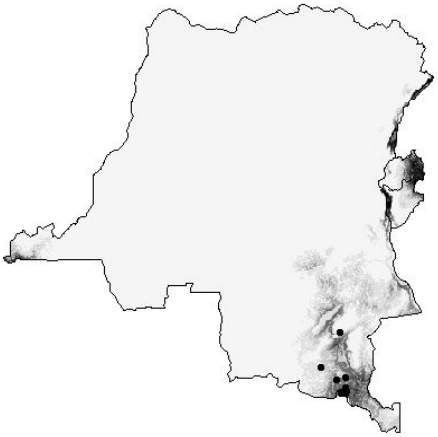
Blepharis integrifolia (L.f.) E. Meyer ex Schinz var. *integrifolia*. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la saisonnalité de la température (-).



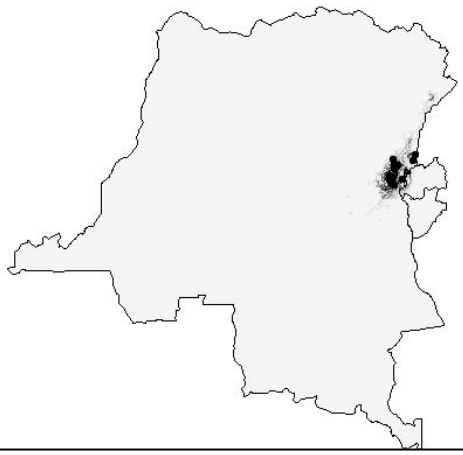
Blepharis katangensis De Wild. Les facteurs environnementaux déterminants sont le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle (+) et la précipitation annuelle (-).



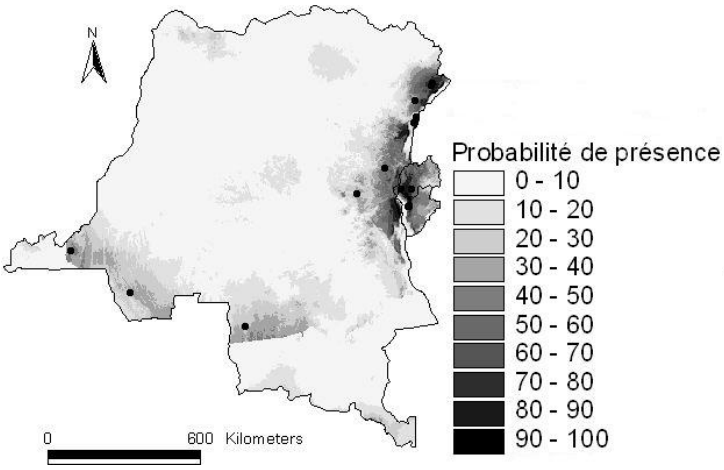
Blepharis maderaspatensis (L.) Heyne ex Roth. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation annuelle (+ et -).



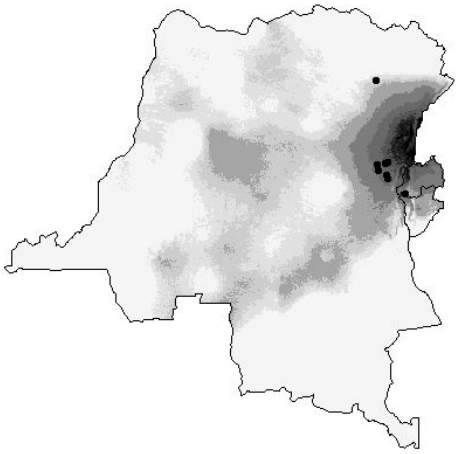
Blepharis menocotyle Milne-Redh. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-).



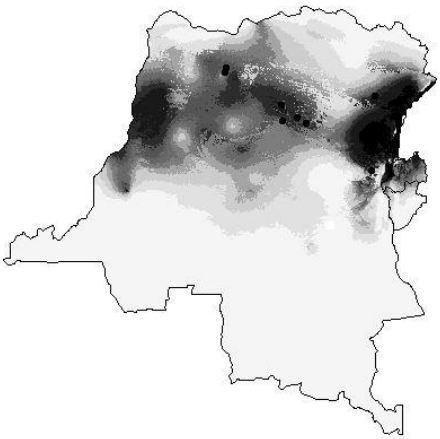
Brachystephanus africanus S. Moore subsp. *africanus*. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température maximale du mois le plus chaud (+) et la précipitation du mois le plus sec (-



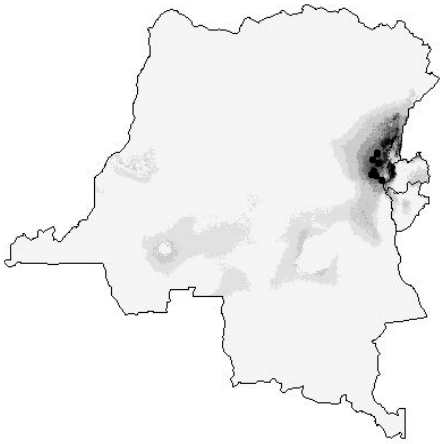
Brachystephanus africanus S. Moore subsp. *longibracteatus* Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température maximale du mois le plus chaud (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



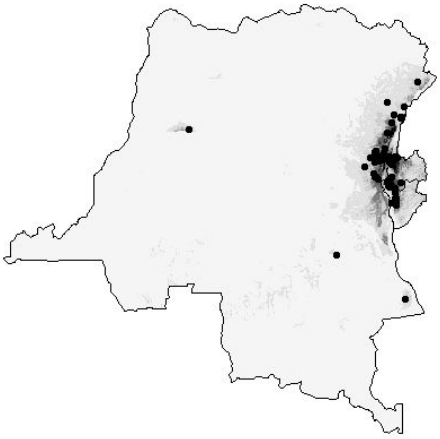
Brachystephanus africanus S. Moore subsp. *longibracteatus* Champl. var. *recuvatus* Champl. Le facteur environnemental déterminant est la saisonnalité de la température (+ et -).



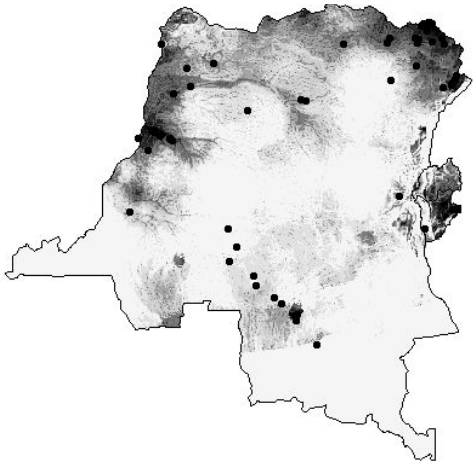
Brachystephanus congensis Champl. subsp. *latipaniculatus* Champl. Le facteur environnemental déterminant est la saisonnalité de la précipitation (+ et -).



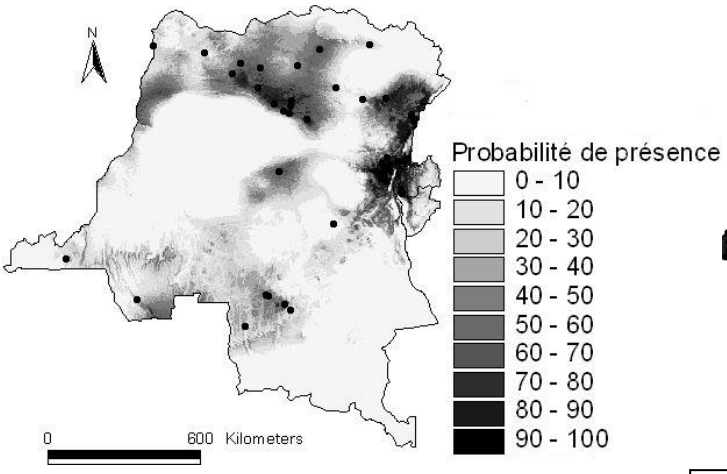
Brachystephanus myrmecophilus Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la température (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



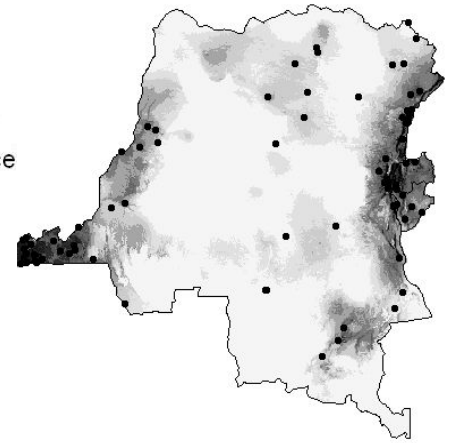
Brillantaisia kirungae Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température maximale du mois le plus chaud (+) et l'altitude (-).



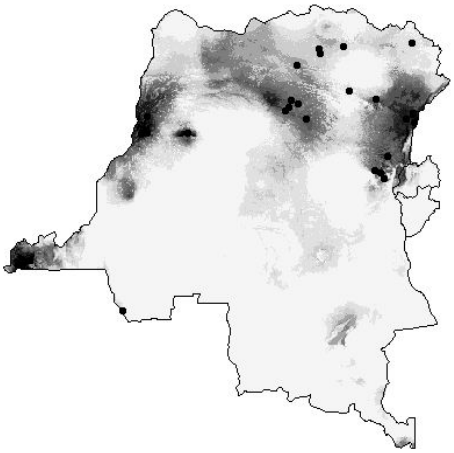
Brillantaisia lamium (Nees) Benth. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du trimestre le plus froid (+ et -).



Brillantaisia madagascariensis Lindau. Le facteur environnemental déterminant est la saisonnalité de la précipitation (+ et -).



Brillantaisia owariensis P. Beauv. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la pente (-).



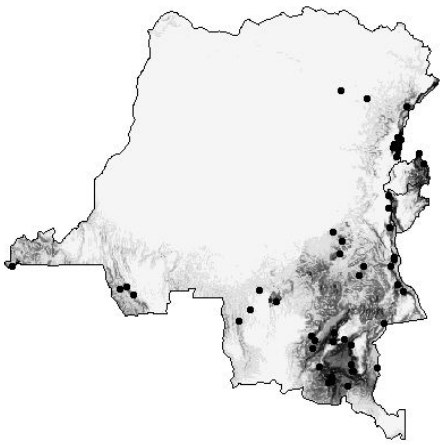
Brillantaisia vogeliana (Nees) Benth. Les facteurs environnementaux déterminants sont le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle (+) et la saisonnalité de la température (-).



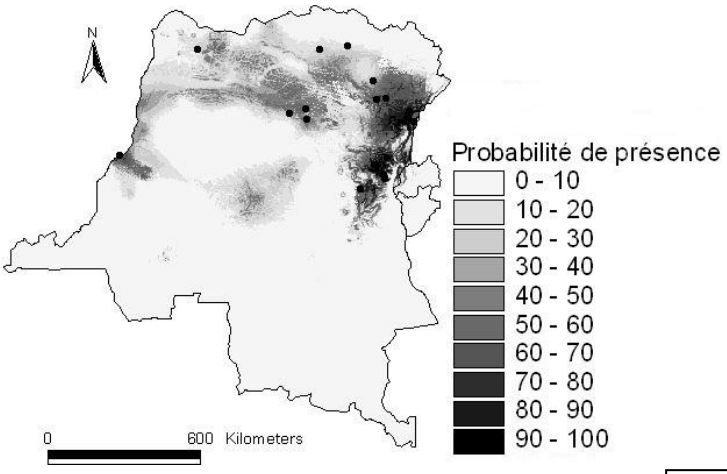
Crabbea kaessneri S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-).



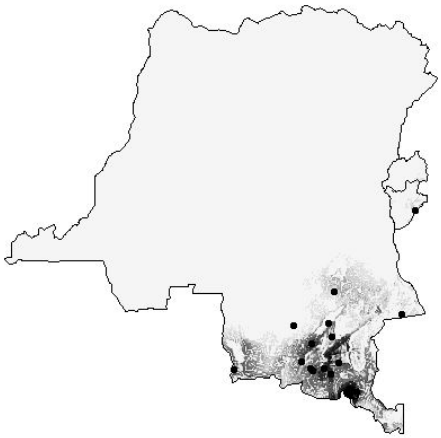
Crossandra infundibuliformis (L.) Nees subsp. *eglandulosa* Vollesen. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



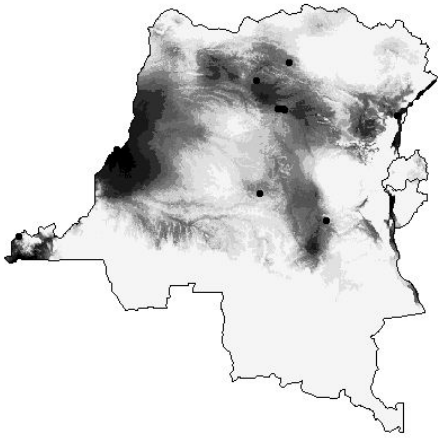
Crossandra nilotica Oliv. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation annuelle (+) et la pente (-).



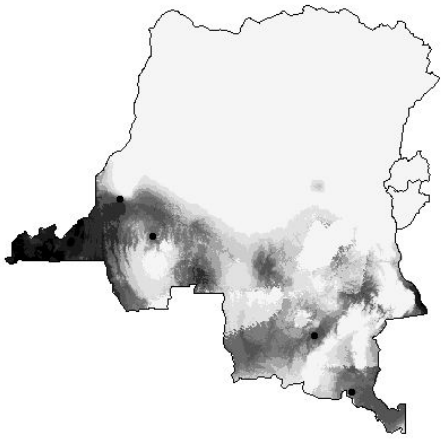
Crossandrella dusenii (Lindau) S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus sec (+) et la pente (-).



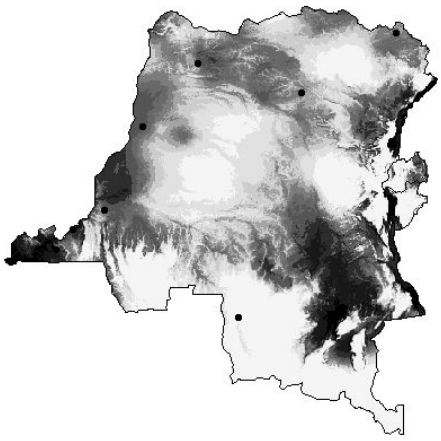
Dicliptera capitata Milne-Redh. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la précipitation (+) et la pente (-).



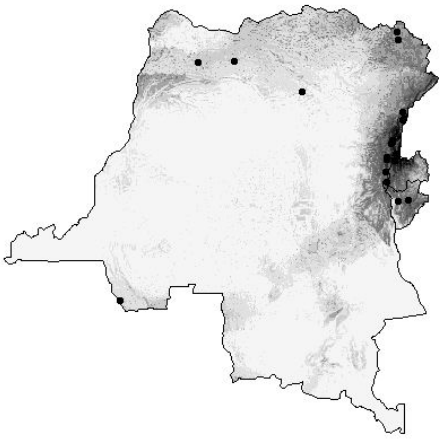
Dicliptera silvicola Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la précipitation du trimestre le plus humide (-).



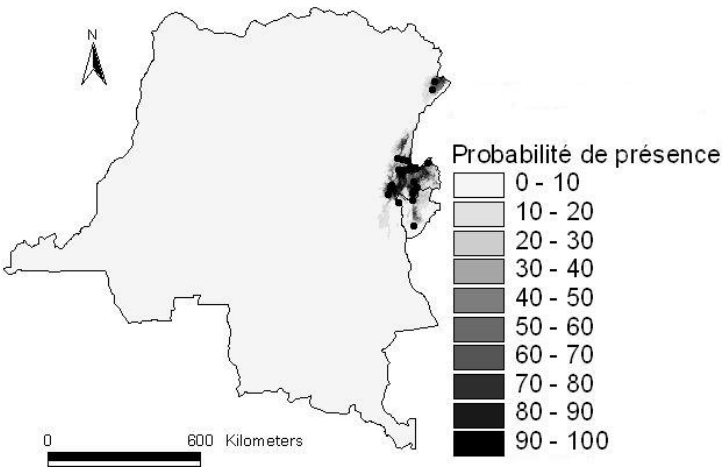
Dicliptera verticillaris Juss. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du trimestre le plus froid (+ et -).



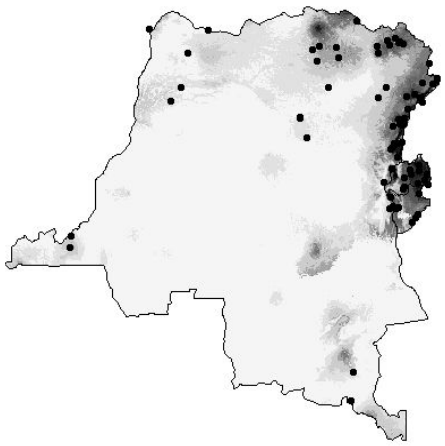
Dicliptera verticillata (Forssk.) Christ. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la pente (-).



Dicliptera wittei Mildbr. Le facteur environnemental déterminant est la pente (+ et -).



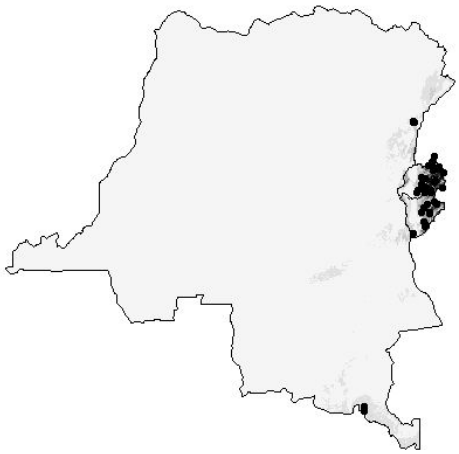
Dyschoriste clinopodioides Mildbr. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus chaud (+) et la précipitation du mois le plus sec (-).



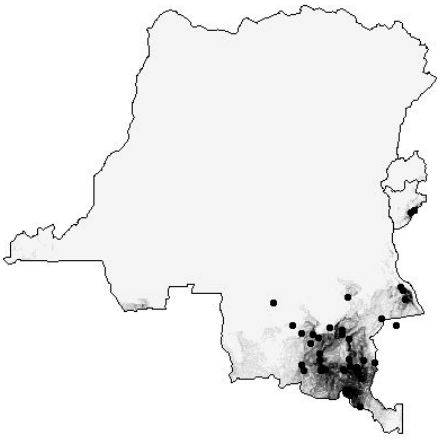
Dyschoriste nagchana (Nees) S.S.R. Bennet. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



Dyschoriste radicans (Hochst. ex A. Rich.) Nees. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la précipitation annuelle (-).



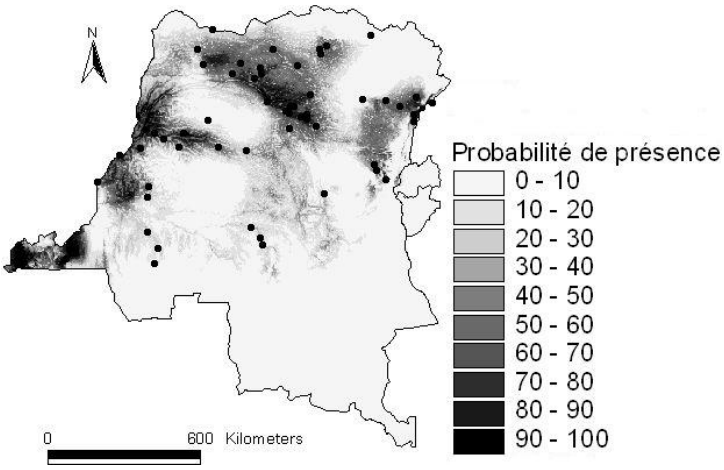
Dyschoriste trichocalyx (Oliv.) Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



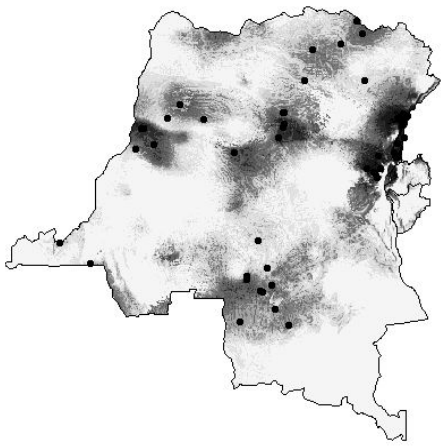
Dyschoriste verticillaris (T. Anders. ex Oliv.) C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la précipitation (+) et la pente (-).



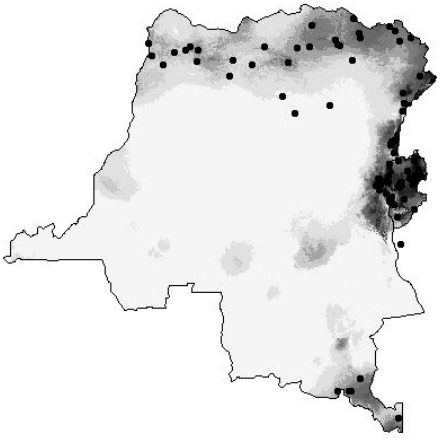
Elytraria acaulis Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus humide (+) et la précipitation annuelle (-).



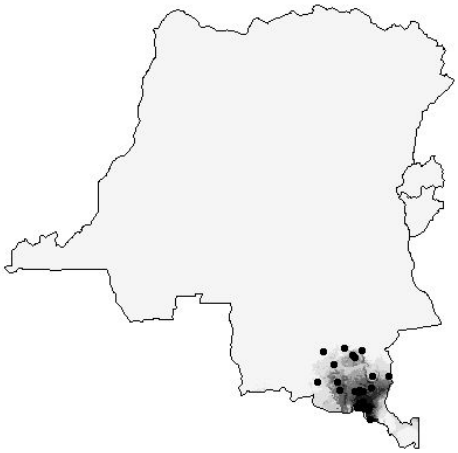
Elytraria marginata Vahl. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



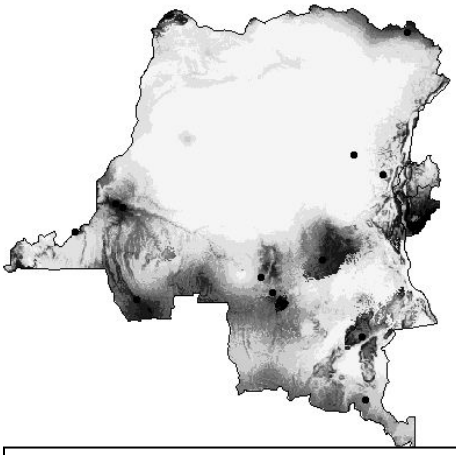
Eremomastax speciosa (Hochst.) Cuf. Le facteur environnemental déterminant est la saisonnalité de la température (+ et -).



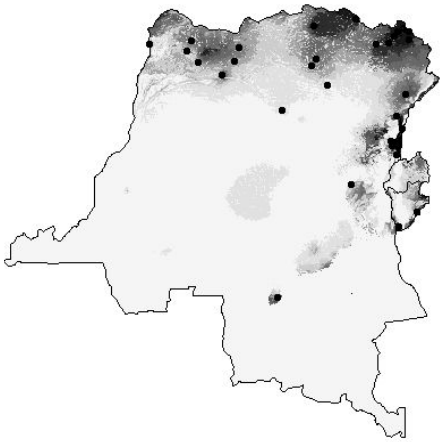
Hygrophila auriculata (Schumach.) Nees. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle (-).



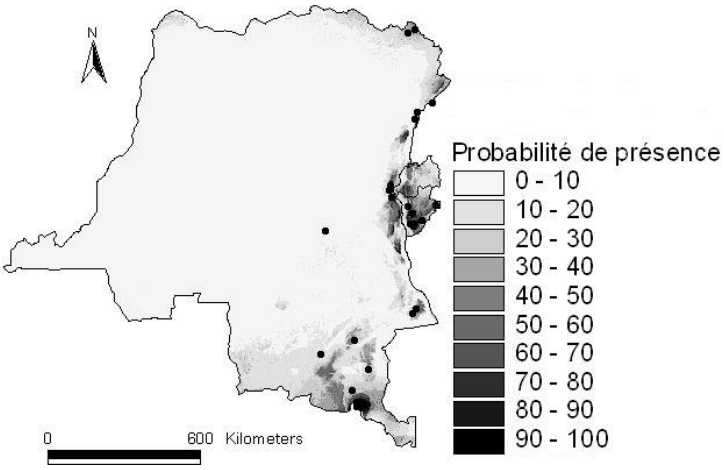
Hygrophila pilosa Burkill. Les facteurs environnementaux déterminants sont la vvariation annuelle de température (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



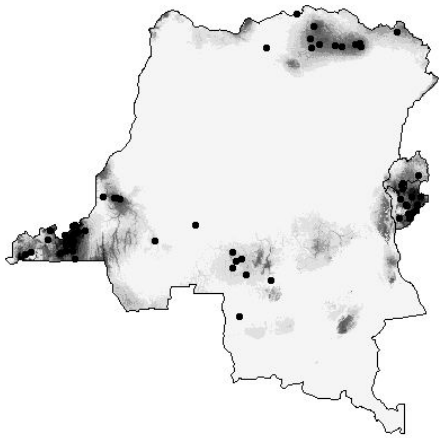
Hygrophila pobeguinii Benoist. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation annuelle (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



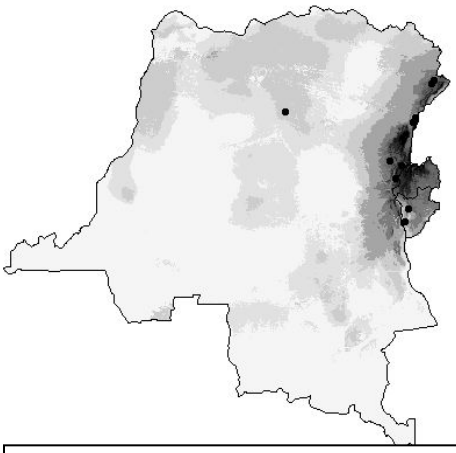
Hygrophila uliginosa S. Moore. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du trimestre le plus froid (+ et -).



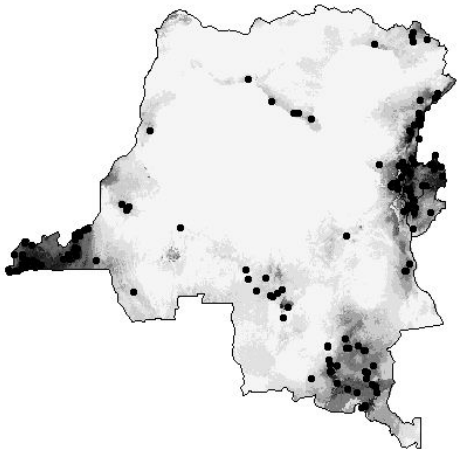
Hypoestes aristata (Vahl.) Soland. ex Roem. & Schult. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne annuelle (+) et la pente (-).



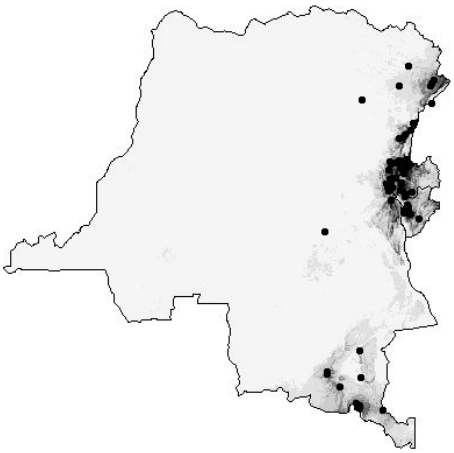
Hypoestes cancellata Nees. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus sec (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



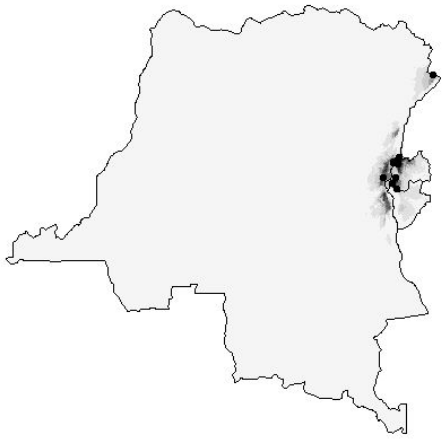
Hypoestes consanguinea Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus chaud (+) et la saisonnalité de la précipitation (-).



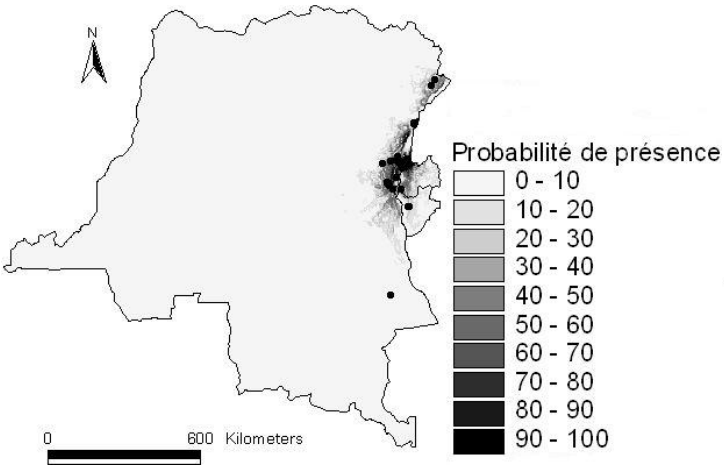
Hypoestes forskalei (Vahl.) Soland. ex Roem. & Schult. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



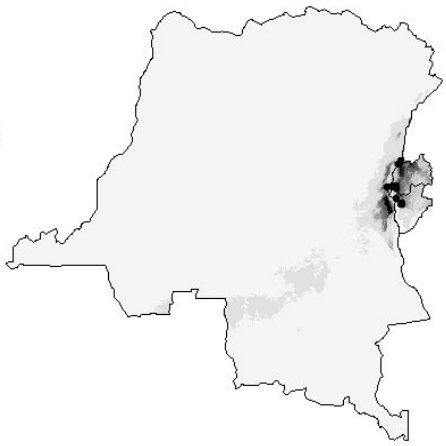
Hypoestes triflora (Forssk.) Roem. & Schult. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne annuelle (+) et la pente (-).



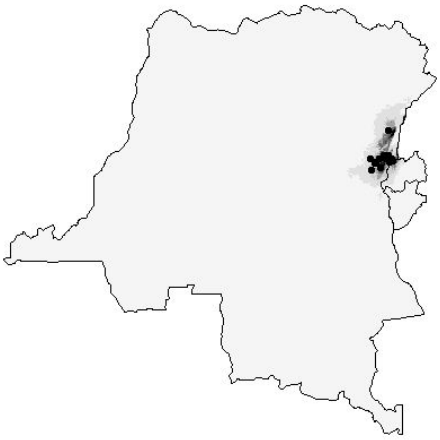
Isoglossa laxiflora Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus humide (+) et la saisonnalité de la précipitation (-).



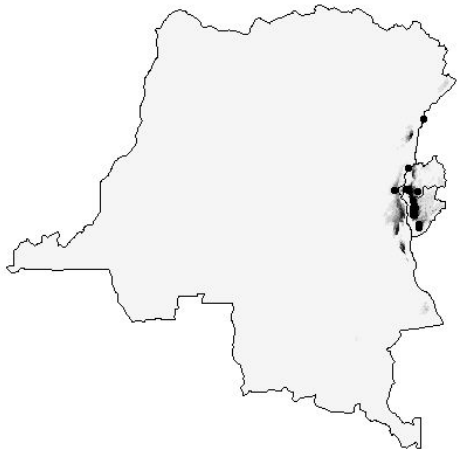
Isoglossa punctata (Vahl.) Brummit & Wood. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température maximale du mois le plus chaud (+) et la pente (-).



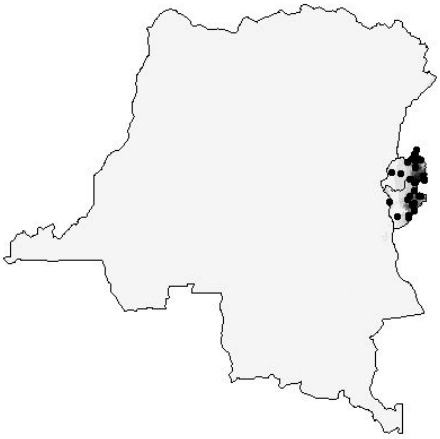
Isoglossa vulcanicola Mildbr. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus chaud (+) et la saisonnalité de la température (-).



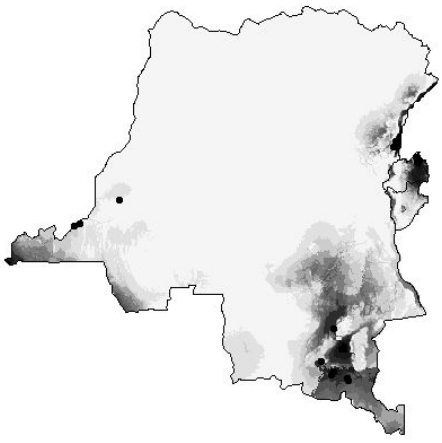
Isoglossa vulcanicola Mildbr. var. *eglandulosa* Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température maximale du mois le plus chaud (+) et la saisonnalité de la précipitation (-).



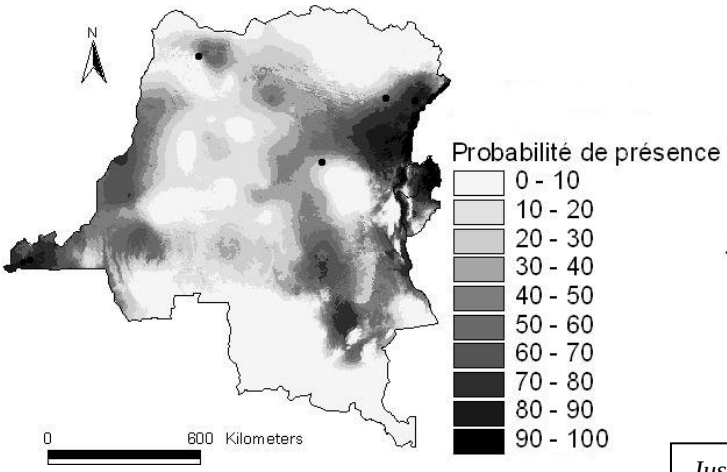
Justicia amanda Hedrén. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la précipitation annuelle (-).



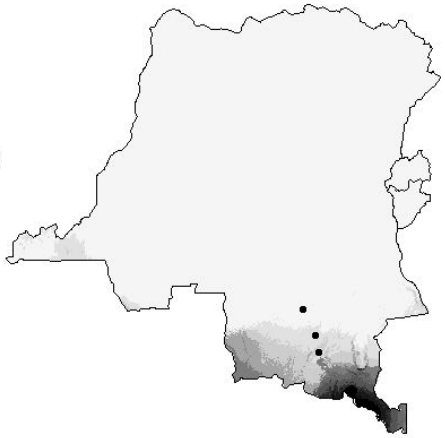
Justicia anagalloides (Nees) T. Anders. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



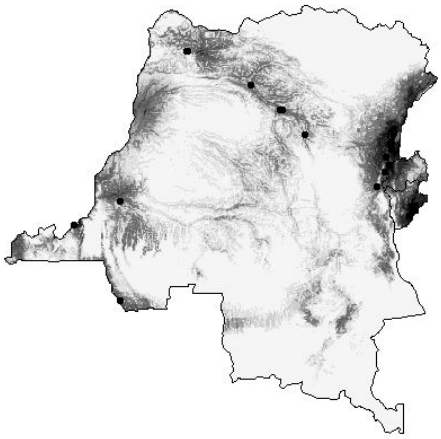
Justicia anselliana (Nees) T. Anders. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation annuelle (-).



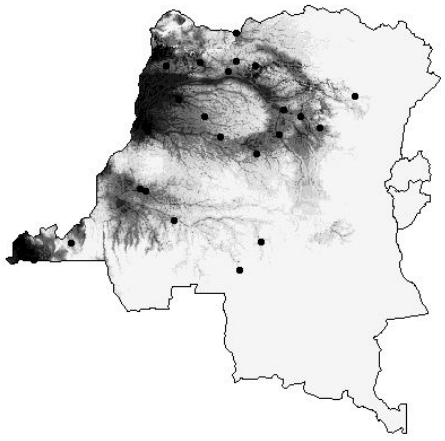
Justicia baronii V.A.W. Graham. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du trimestre le plus humide (+ et -).



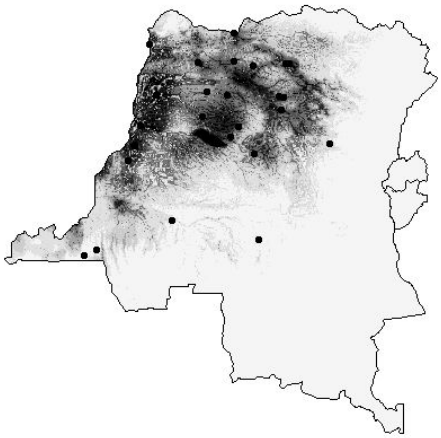
Justicia bequaertii De Wild. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-).



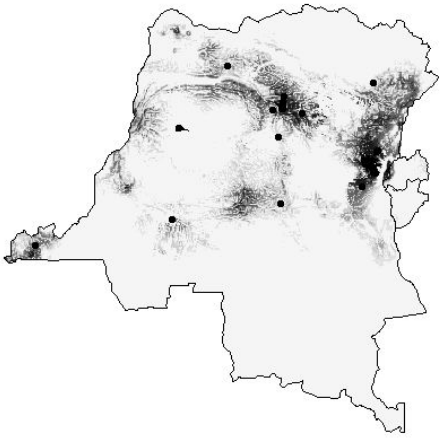
Justicia betonica L. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et l'altitude (-).



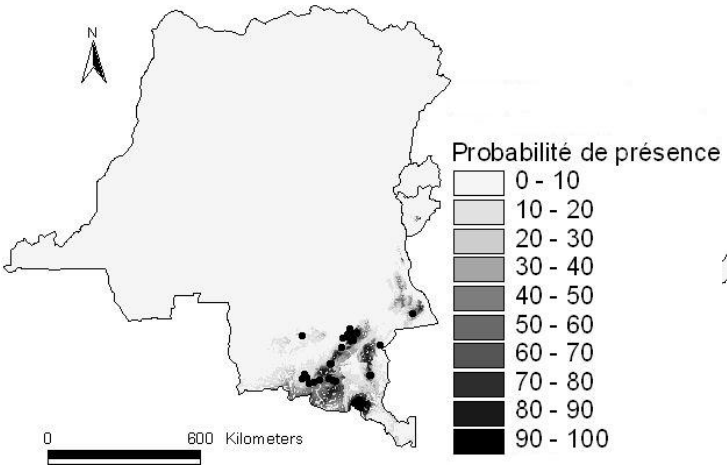
Justicia biokoensis V.A.W. Graham. Le facteur environnemental déterminant est l'altitude (+ et -).



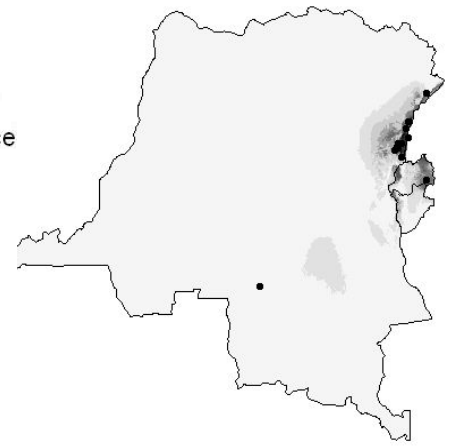
Justicia bolomboensis De Wild. Le facteur environnemental déterminant est l'altitude (+ et -).



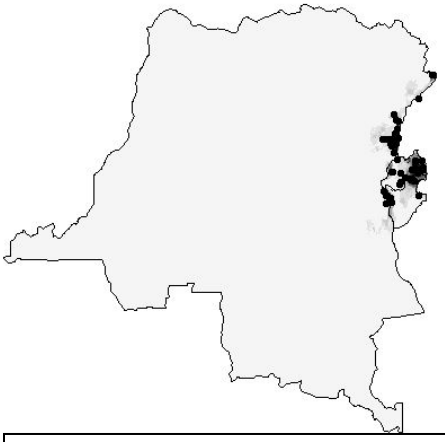
Justicia bruneelii De Wild. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la précipitation (+) et la pente (-).



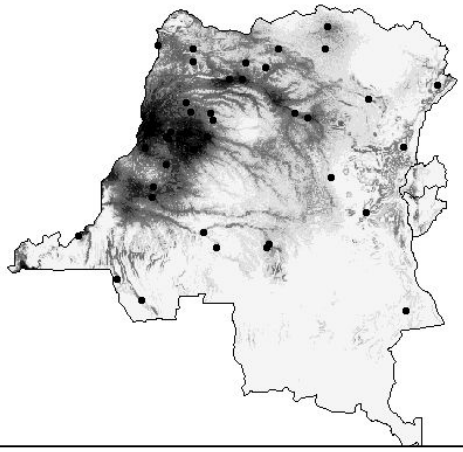
Justicia elegantula S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la pente (-).



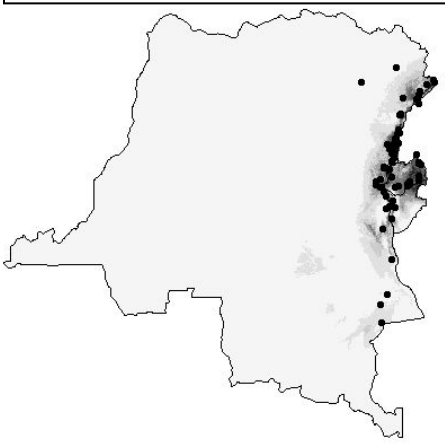
Justicia engleriana Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus humide (+) et la saisonnalité de la température (-).



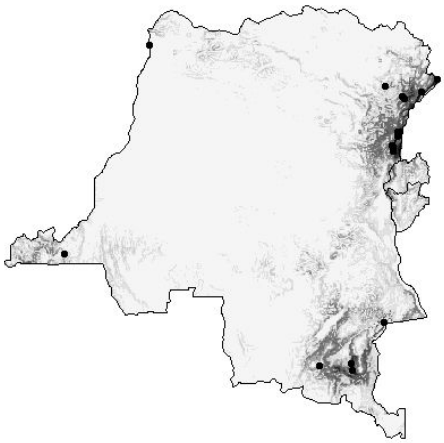
Justicia exigua S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la saisonnalité de la température (-).



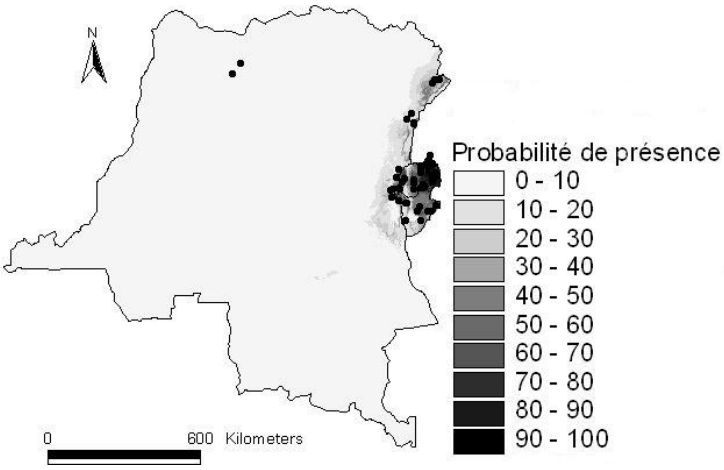
Justicia extensa T. Anders. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la pente (-).



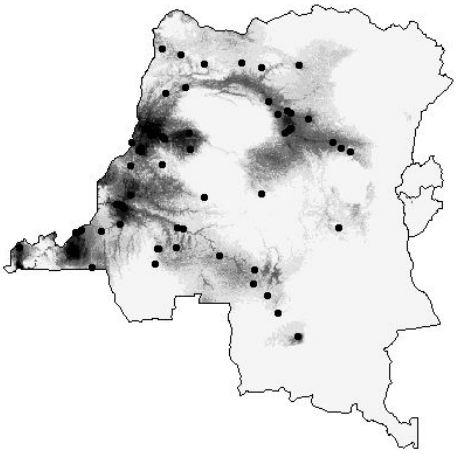
Justicia flava (Vahl.) Vahl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et



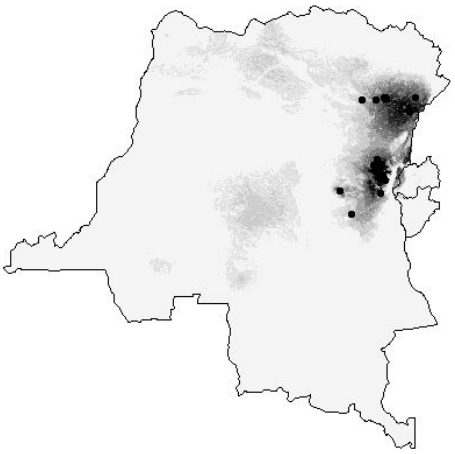
Justicia glabra Koenig ex Roxb. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus humide (+) et la pente



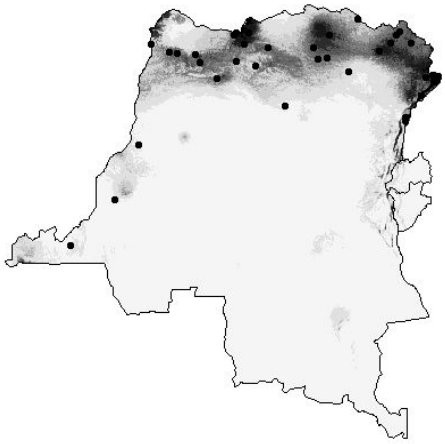
Justicia heterocarpa T. Anders. subsp. *praetermissa* Hedrén. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus chaud (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



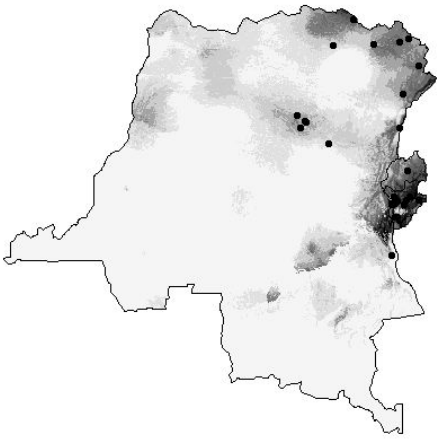
Justicia insularis T. Anders. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la précipitation annuelle (-).



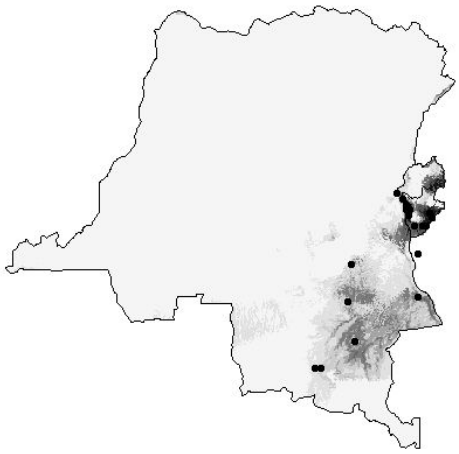
Justicia irumuensis (Lindau) Bamps & Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus sec (+) et l'altitude (-).



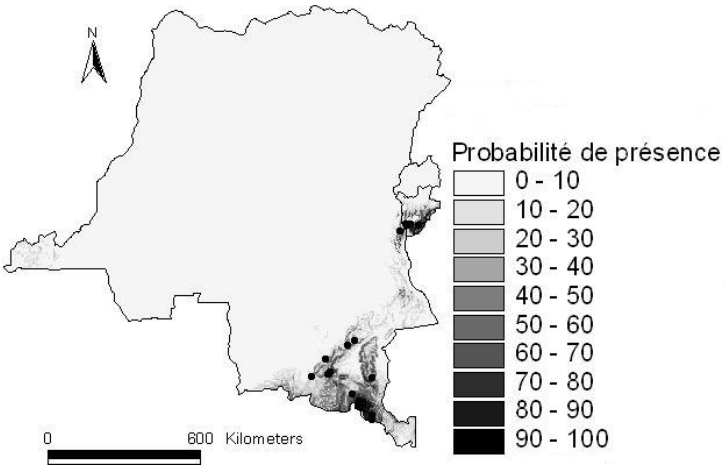
Justicia ladanoides Lam. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus sec (+) et la pente (-).



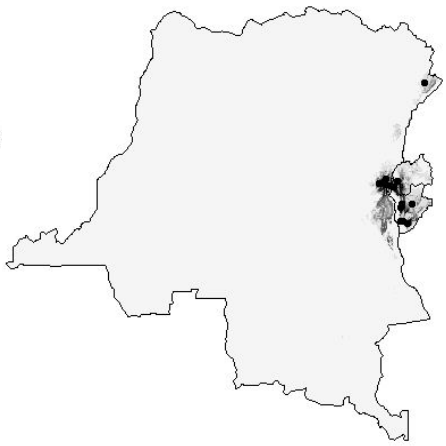
Justicia matammensis (Schweinf.) Oliv. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus chaud (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



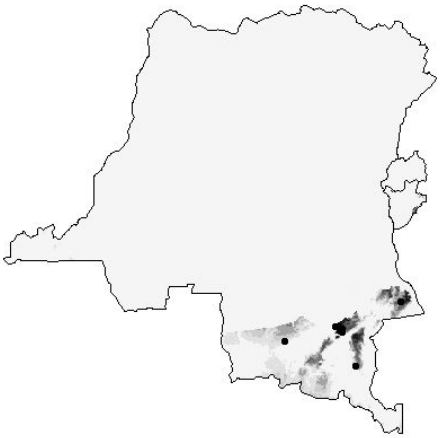
Justicia mendax (Lindau) Wassh. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus chaud (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



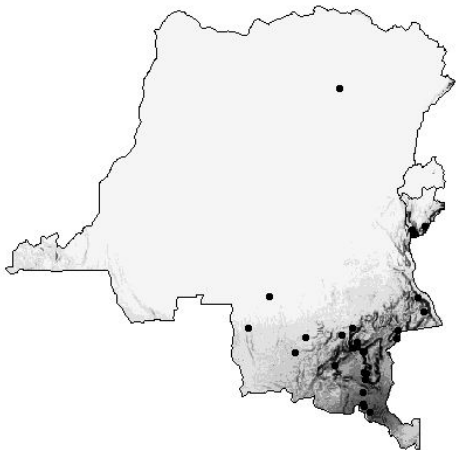
Justicia mollugo C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la pente (-).



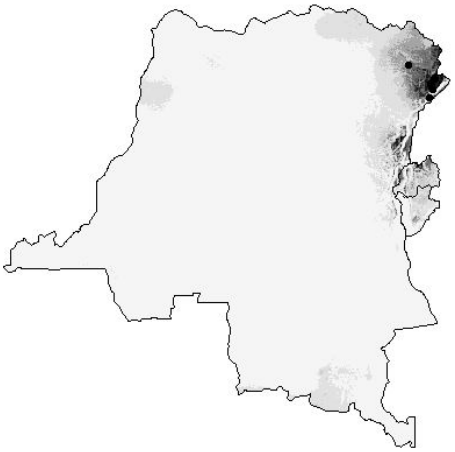
Justicia nigrescens Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus chaud (+) et le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle (-).



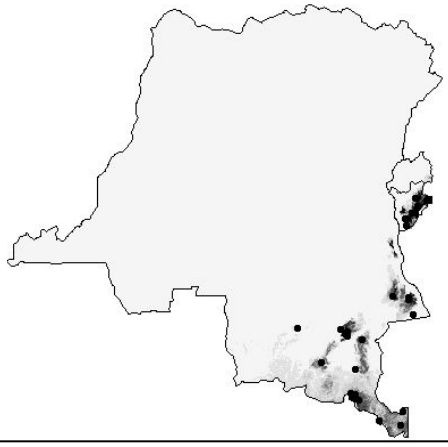
Justicia nuttii C.B.Cl. Le facteur environnemental déterminant est la pprécipitation du mois le plus sec (+ et -).



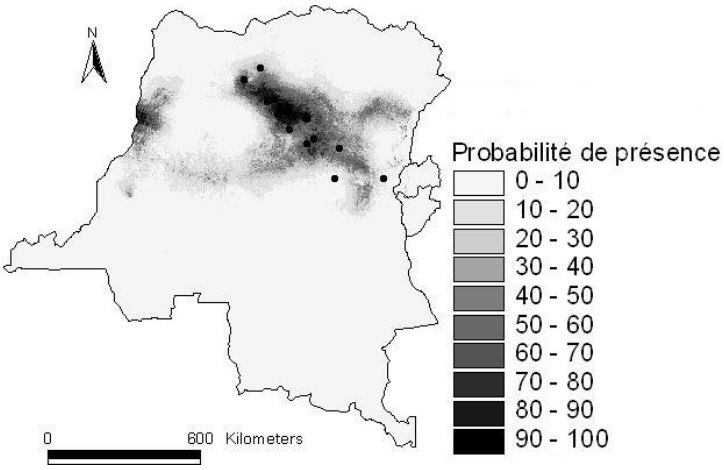
Justicia nyassana Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle (+) et la pente (-).



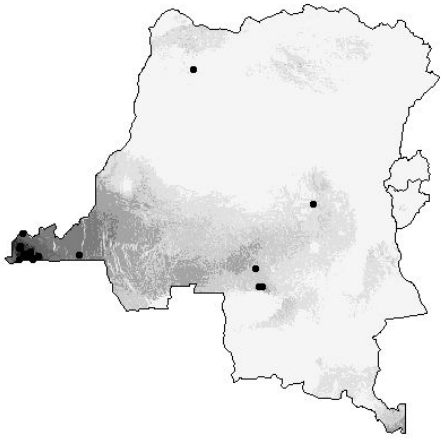
Justicia phlomoides Midbr. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la saisonnalité de la température (-).



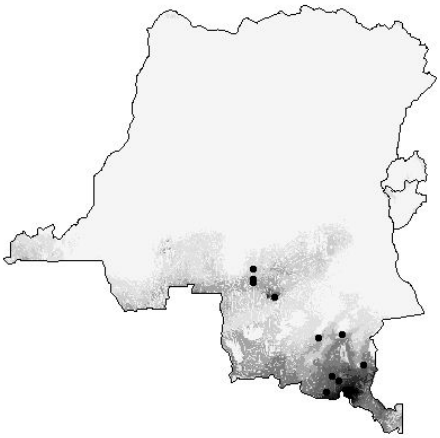
Justicia phyllostachys C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus froid (+) et la pente (-).



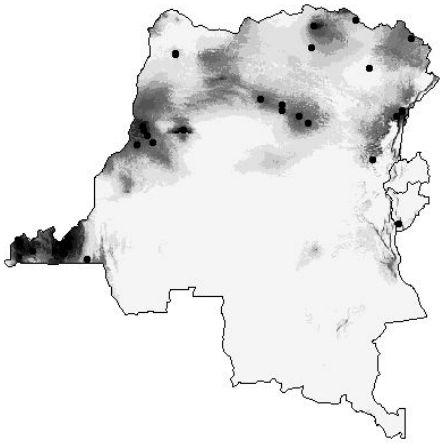
Justicia pynaertii De Wild. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la précipitation (+) et la saisonnalité de la température (-)



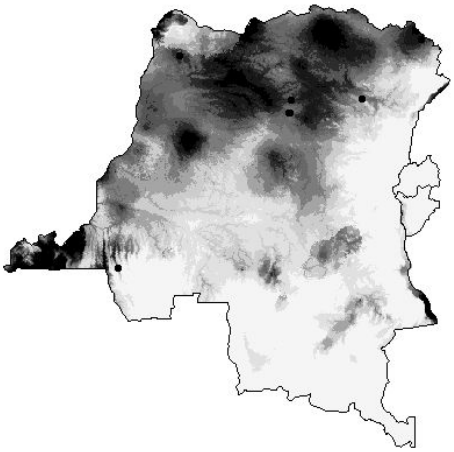
Justicia striata (Klotzsch) Bull.subsp. *occidentalis* Morton. Le facteur environnemental déterminant est le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle (+ et -).



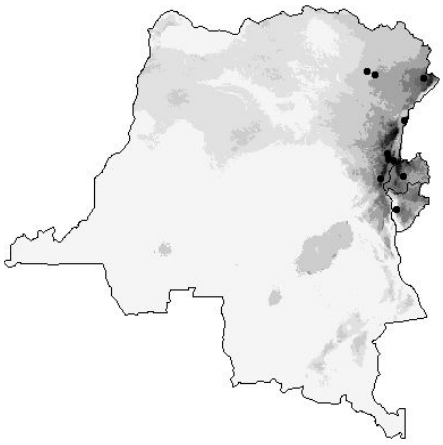
Justicia striata (Klotzsch) Bull. subsp. *striata* var. *striata*. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la pente (-).



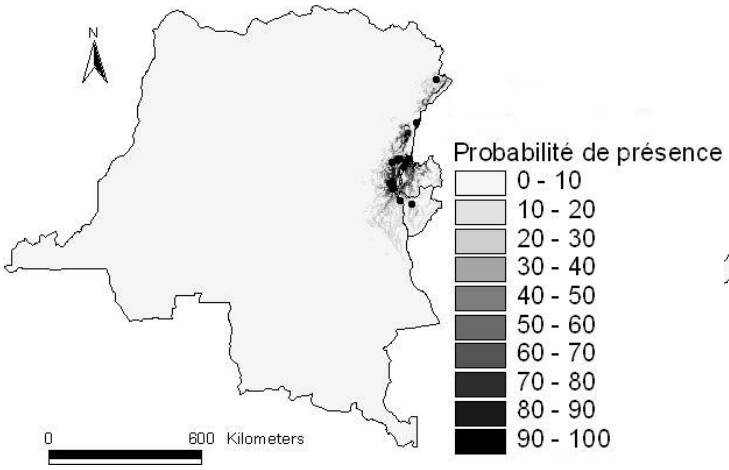
Justicia tenella (Nees) T. Anders. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation journalière moyenne des températures (+) et la saisonnalité de la température (-).



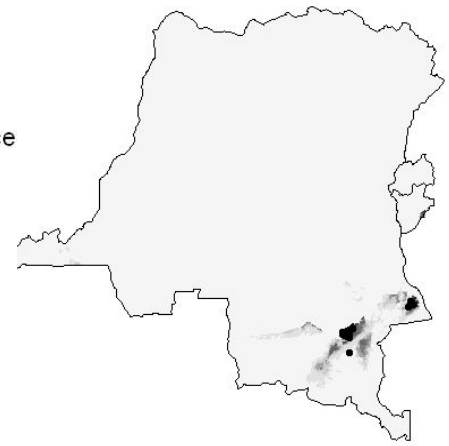
Justicia tutukuensis Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus chaud (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



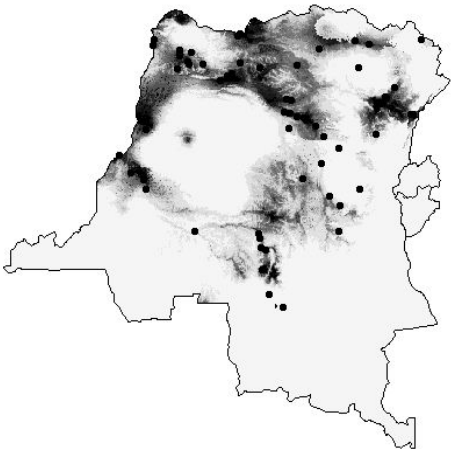
Justicia unyorensis S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus humide (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



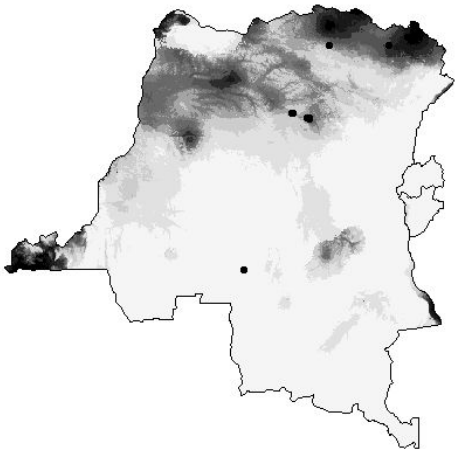
Justicia unyorensis S. Moore var. *unyorensis*. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température maximale du mois le plus chaud (+) et la pente (-).



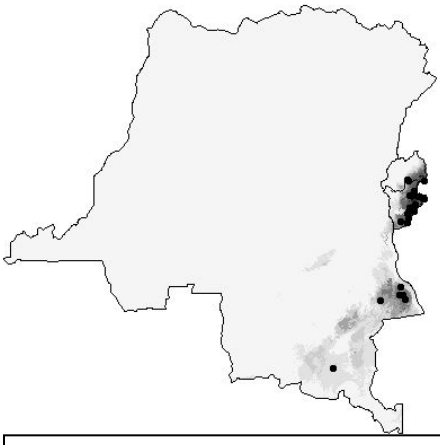
Justicia upembensis Hedrén. . Le facteur environnemental déterminants est la précipitation du mois le plus sec (+ et -).



Lankesteria elegans (P. Beauv.) T. Anders. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus sec (+) et la précipitation annuelle (-).



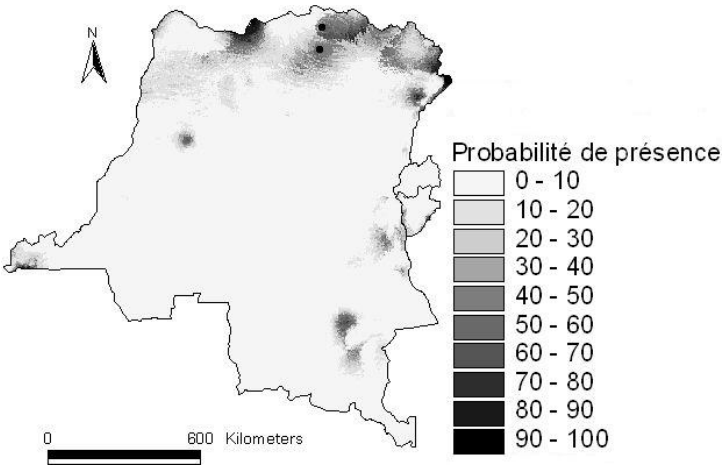
Lepidagathis alopecuroides (Vahl.) R.Br. ex Grised. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus chaud (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



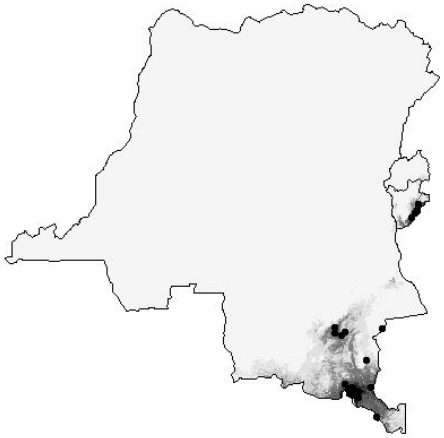
Lepidagathis andersoniana Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne annuelle (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



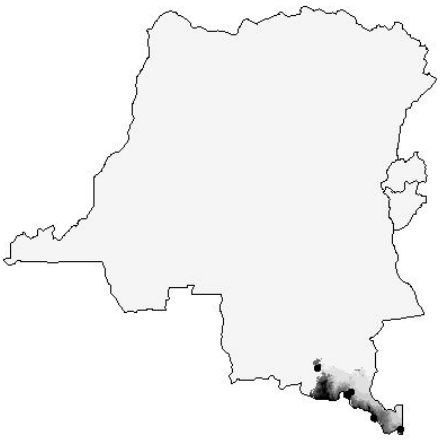
Lepidagathis ciliata Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-).



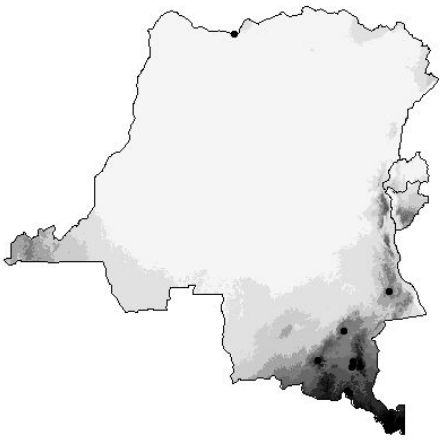
Lepidagathis diversa C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus chaud (+) et la saisonnalité de la précipitation (-).



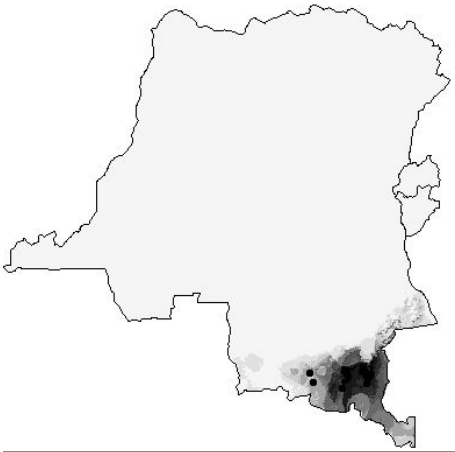
Lepidagathis fischeri C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



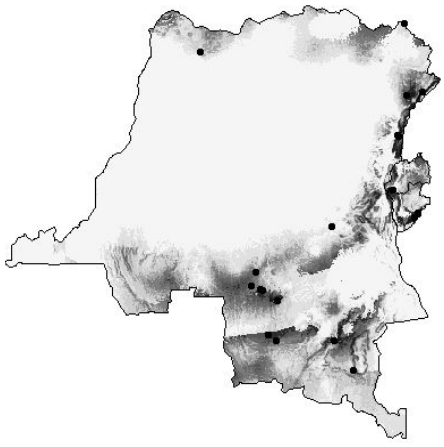
Lepidagathis gossweileri S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-).



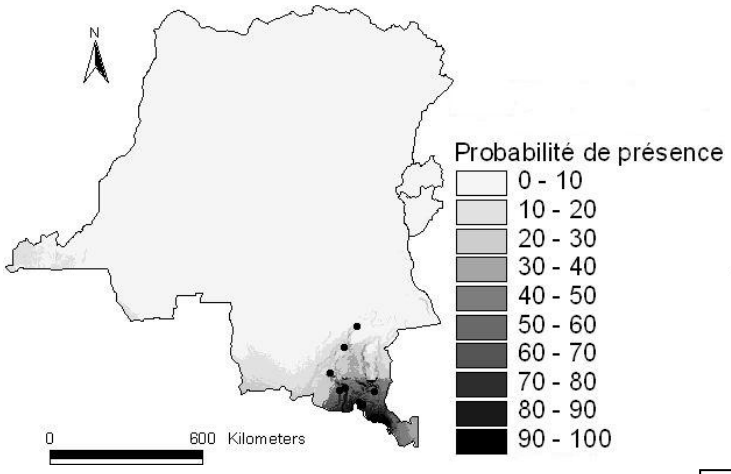
Lepidagathis lanatoglabra C.B.Cl. Le facteur environnemental déterminant est le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle (+ et -).



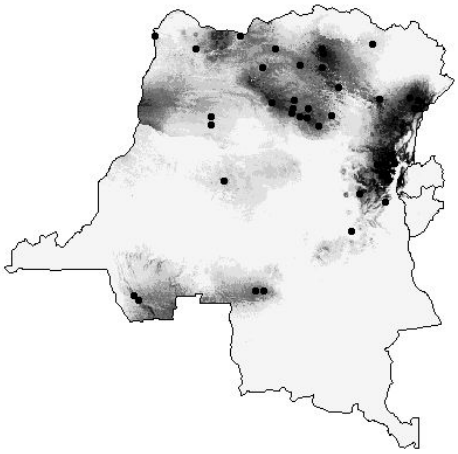
Lepidagathis scariosa Nees. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du trimestre le plus sec (+ et -).



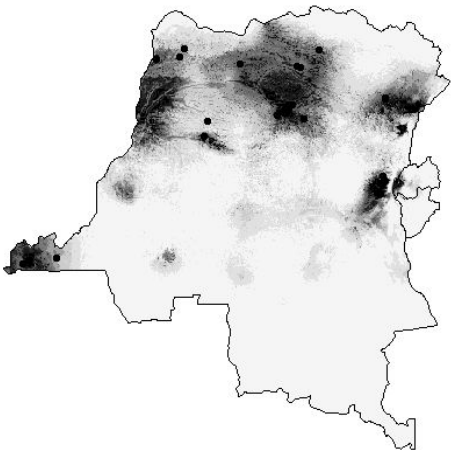
Mellera lobulata S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne annuelle (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



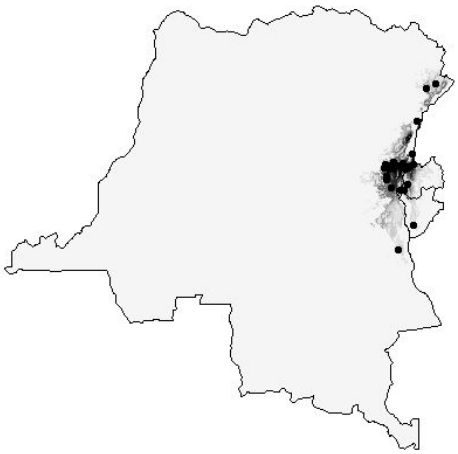
Mellera submutica C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-).



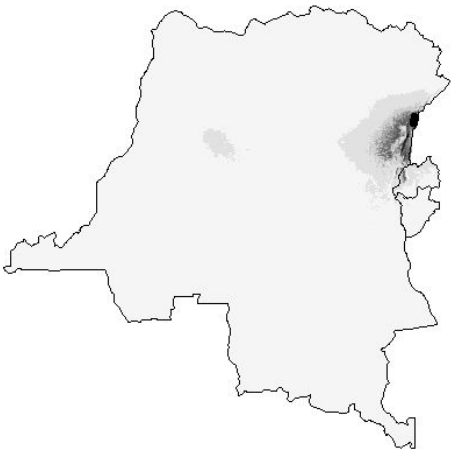
Mendoncia gilgiana (Lindau) Benoist. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus sec (+) et l'altitude (-).



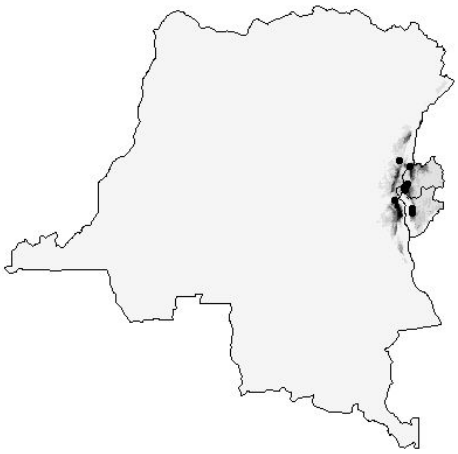
Mendoncia lindaviana (Gilg) Benoist. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus froid (+) et le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle (-).



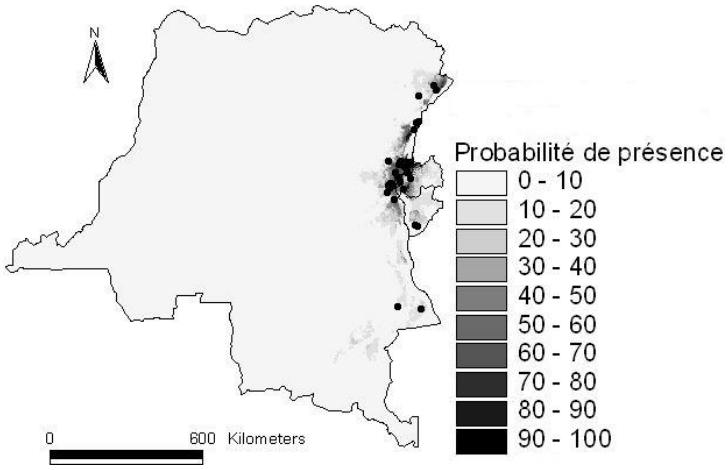
Mimulopsis arborescens C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température maximale du mois le plus chaud (+) et la pente (-).



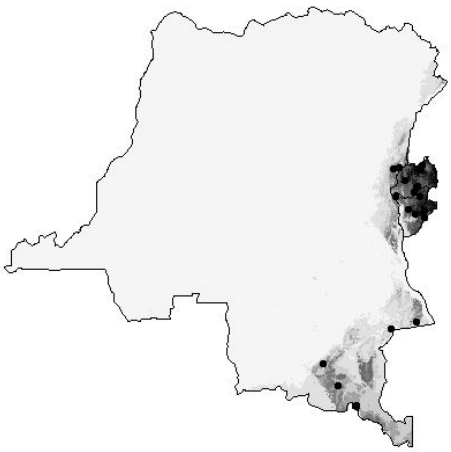
Mimulopsis elliotii C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus humide (+) et la pente (-).



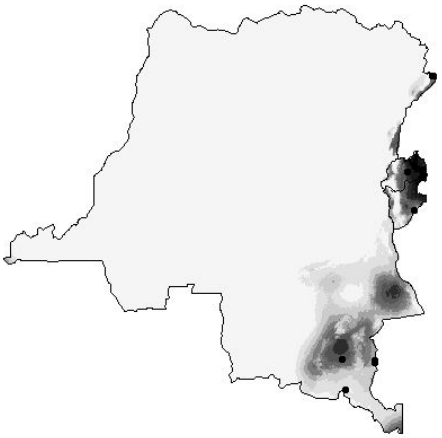
Mimulopsis excellens Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus chaud (+) et la saisonnalité de la température (-).



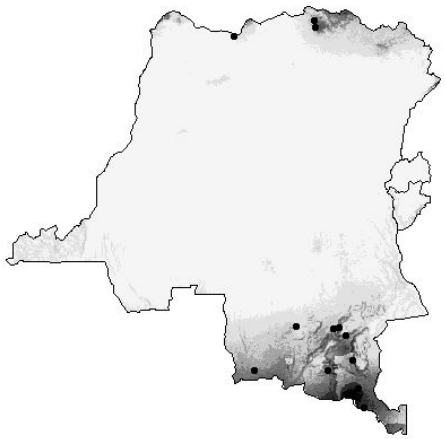
Mimulopsis solmsii Schweinf. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température maximale du mois le plus chaud (+) et la saisonnalité de la précipitation (-).



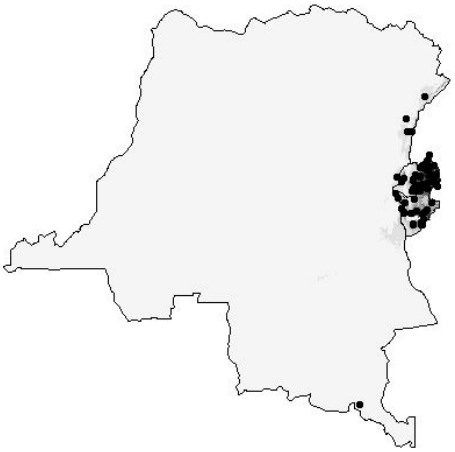
Monechma bracteatum Hochst. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



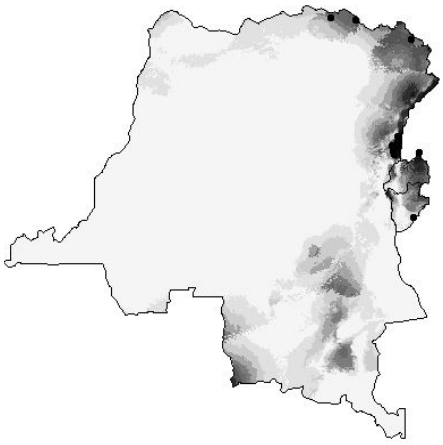
Monechma debile (Forssk.) Nees. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation annuelle (+ et -).



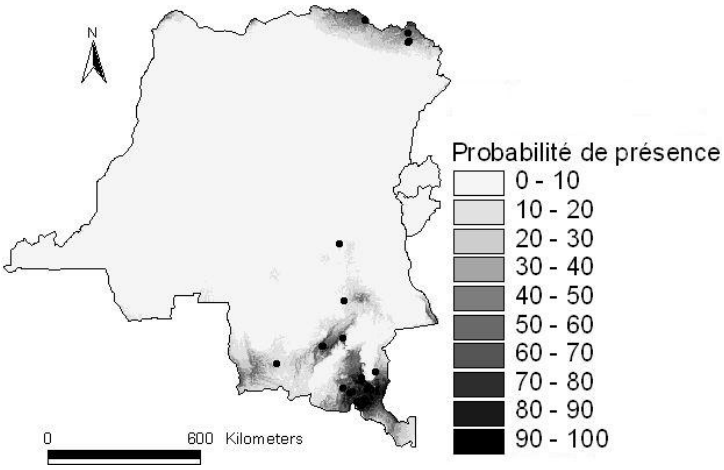
Monechma depauperatum (T. Aders.) C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la température maximale du mois le plus chaud (-).



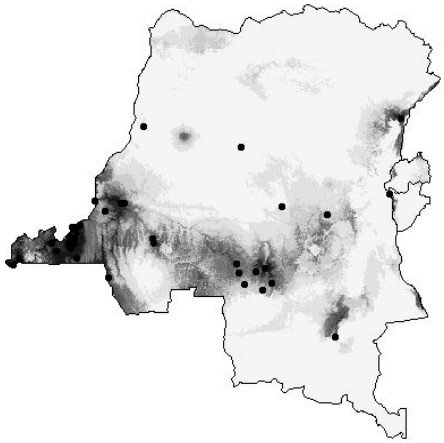
Monechma subsessile (Oliv.) C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la pprécipitation du trimestre le plus humide (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



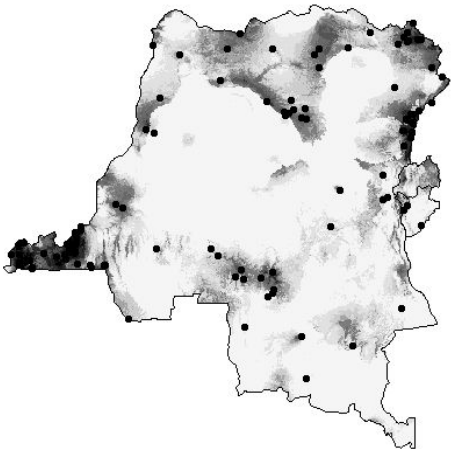
Monothecium glandulosum (Nees) Hochst. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus humide (+) et la variation journalière moyenne des températures (-).



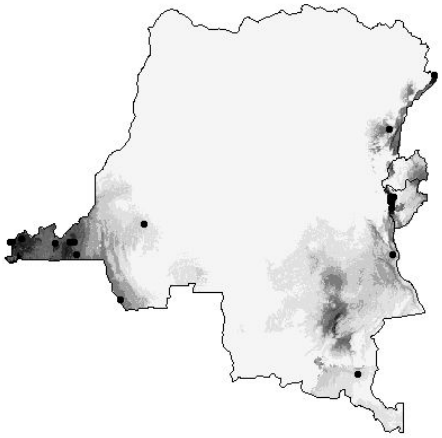
Nelsonia canescens (Lam.) Spreng. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la température maximale du mois le plus chaud (-).



Nelsonia feracissima Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-).



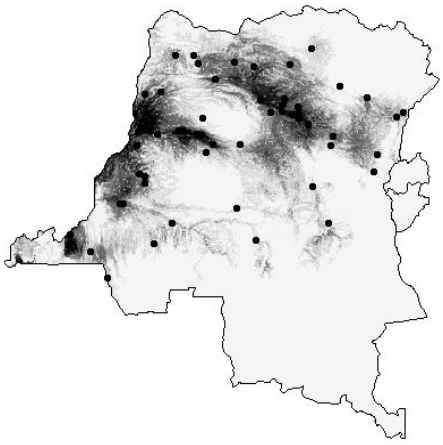
Nelsonia smithii Oerst. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la température (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



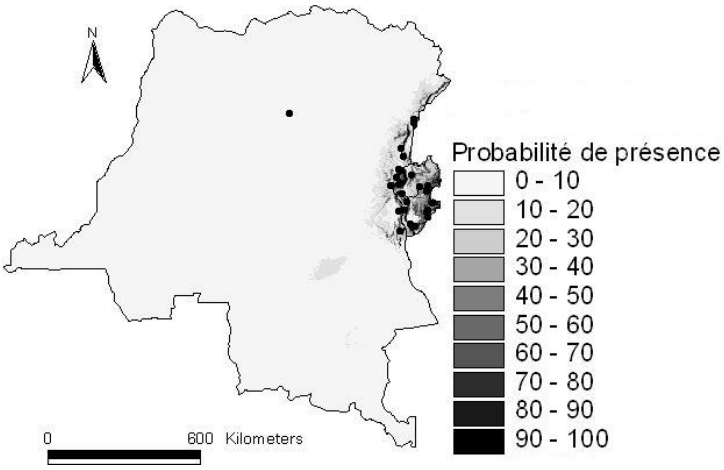
Peristrophe paniculata (Forssk.) Brummit. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation annuelle (+) et la précipitation du trimestre le plus



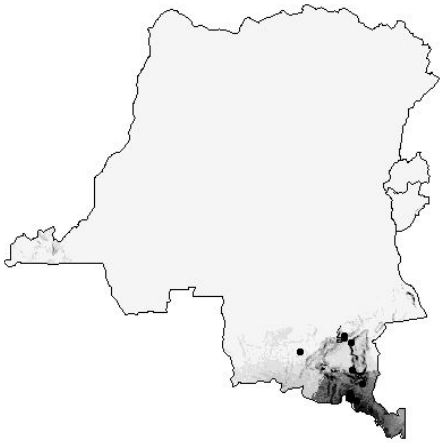
Phaulopsis aequivoca Mantktelow. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-).



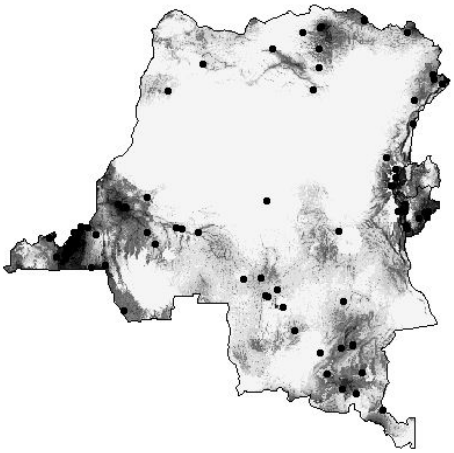
Phaulopsis angolana S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



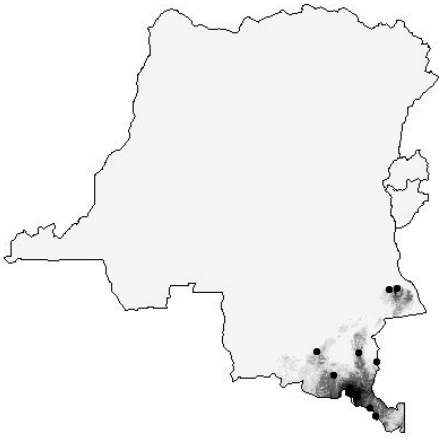
Phaulopsis imbricata (Forssk.) Swelt. subsp. imbricata. Le facteur environnemental déterminant est la pente (+ et -).



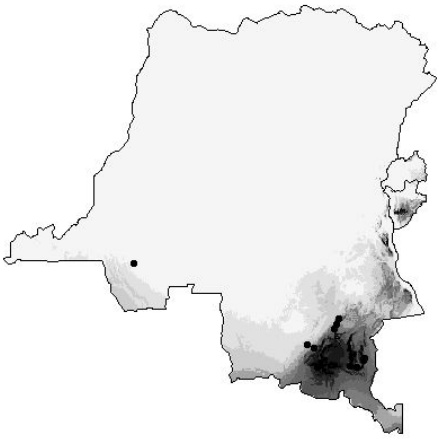
Phaulopsis imbricata (Forssk.) Swelt. subsp. *pallidifolia* Manktelow. Les facteurs environnementaux déterminants sont le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle (+) et la pente (-).



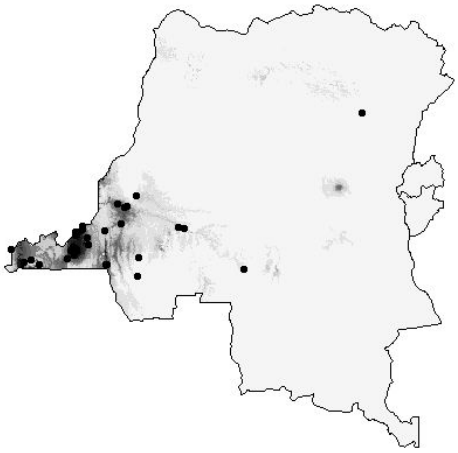
Phaulopsis imbricata (Forssk.) Swelt. subsp. *poggei* (Lindau) Manklow. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation annuelle (+) et la pente (-).



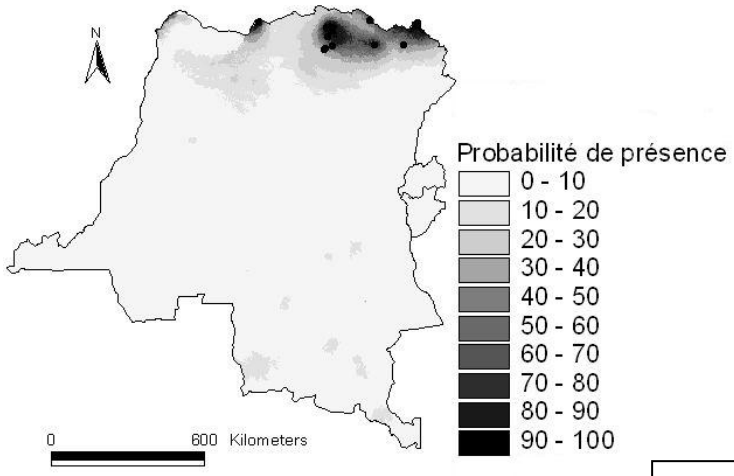
Phaulopsis johnstonii C.B.Cl. Le facteur environnemental déterminant est la saisonnalité de la précipitation (+ et -).



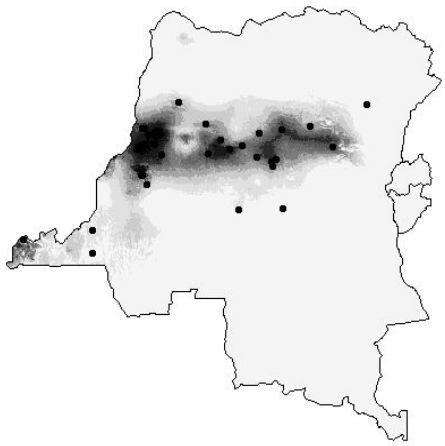
Phaulopsis lindaviana De Wild. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



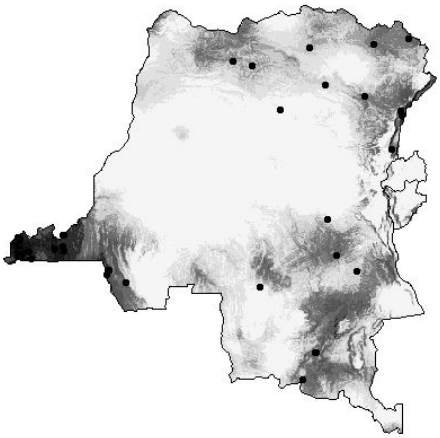
Phaulopsis micrantha (Benth.) C.B.Cl. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du trimestre le plus chaud (+ et -).



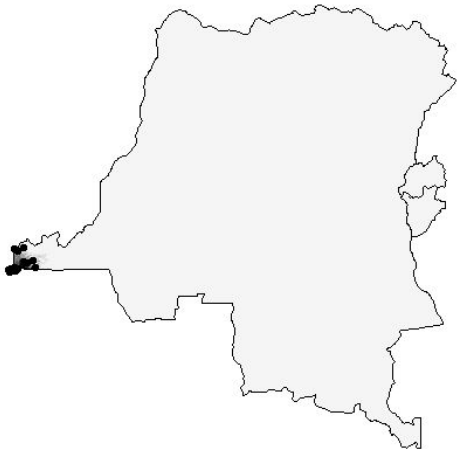
Phaulopsis savannicola Mantktelow. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température maximale du mois le plus chaud (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



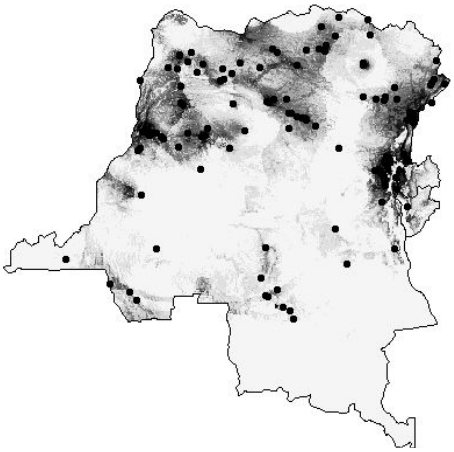
Physacanthus batanganus (J. Braun & K. Schum.) Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la précipitation du trimestre le plus sec (-).



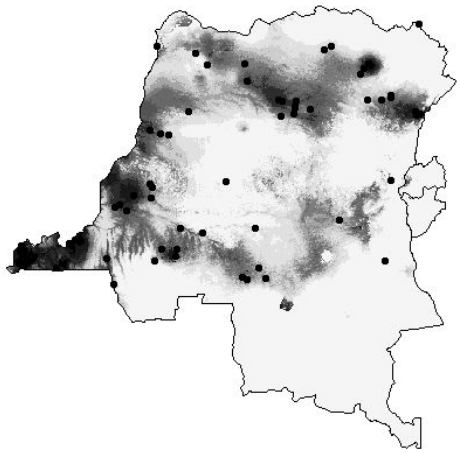
Pseuderanthemum albocoeruleum Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la température (+) et la pente (-).



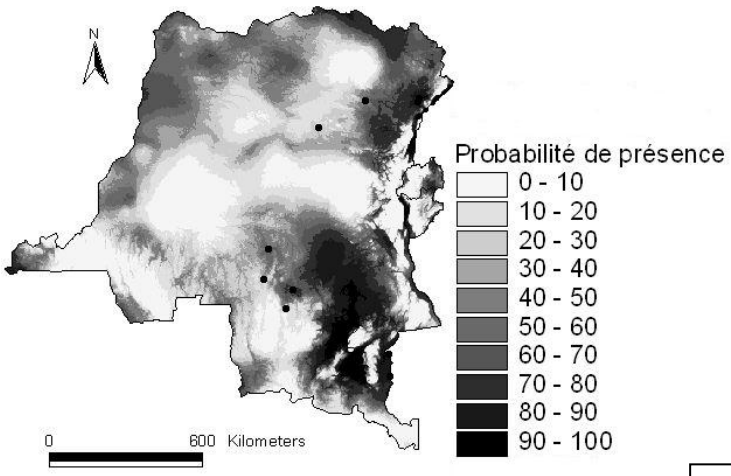
Pseuderanthemum lindavianum De Wild. & T. Dur. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la saisonnalité de la température (-).



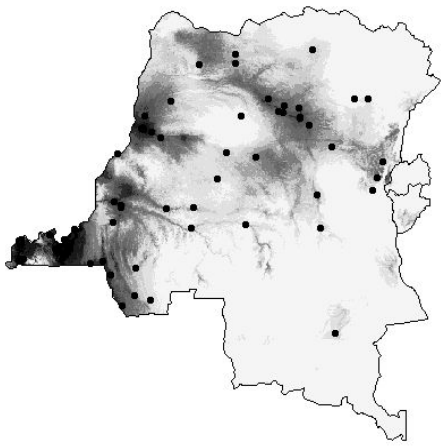
Pseuderanthemum ludovicianum (Büttn.) lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus froid (+) et la pente (-).



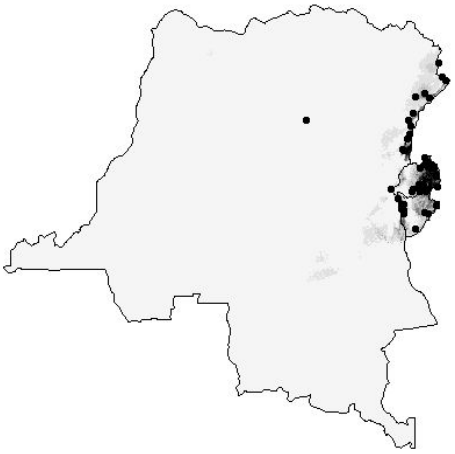
Pseuderanthemum tunicatum (Afz.) Milne-Redh. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation journalière moyenne des températures (+) et la précipitation du trimestre le plus humide (-).



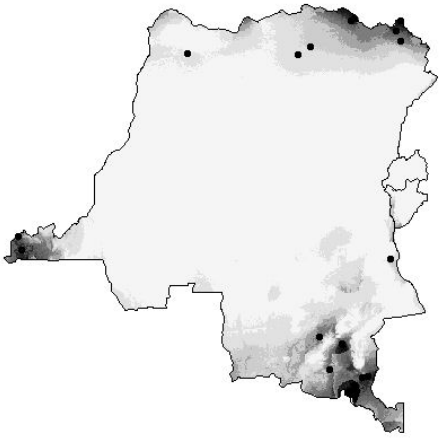
Pseudocalyx saccatus Radlk. Le facteur environnemental déterminant est la température moyenne annuelle (+ et -).



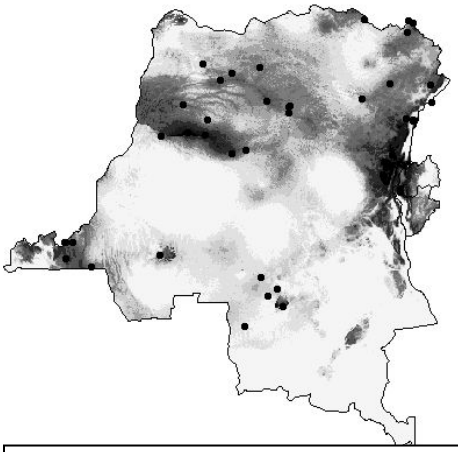
Rhinacanthus virens (Nees) Milne-Redh. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation journalière moyenne des températures (+) et l'altitude (-).



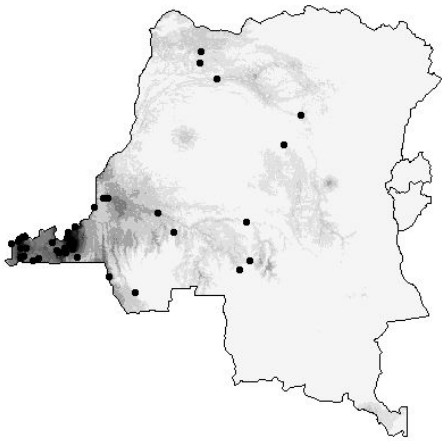
Ruellia patula Jacq. & Vars. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



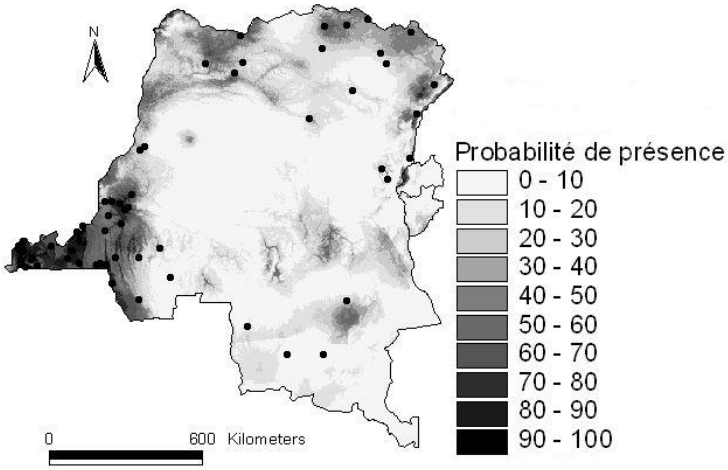
Ruellia praetermissa Schweinf. ex Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la température (+) et la température maximale du mois le plus chaud (-).



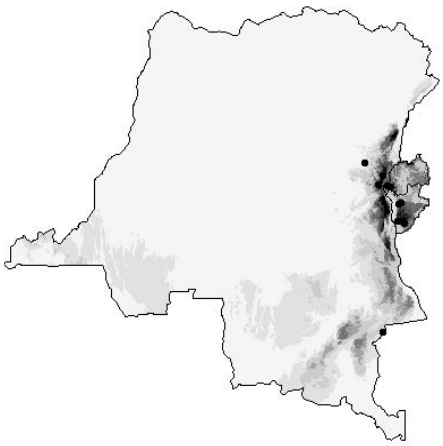
Rungia buettneri lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne annuelle (+) et Précipitation du trimestre le plus humide (-).



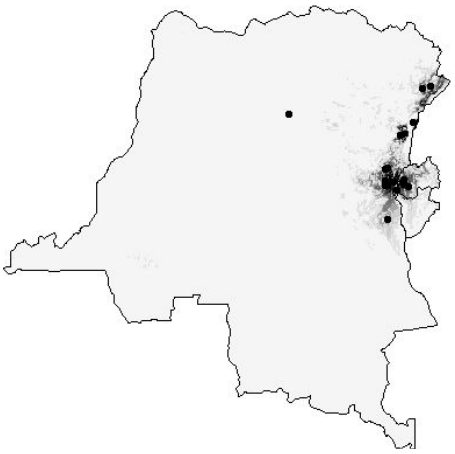
Rungia congoensis C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la température (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



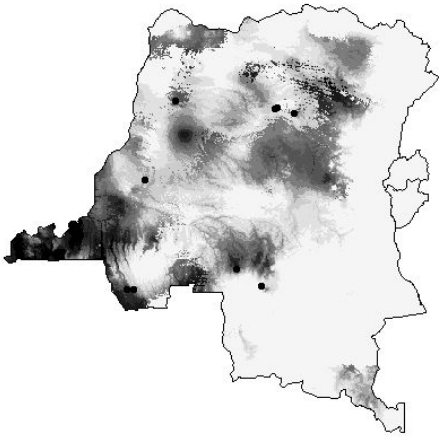
Rungia grandis T. Anders. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la précipitation annuelle (-)



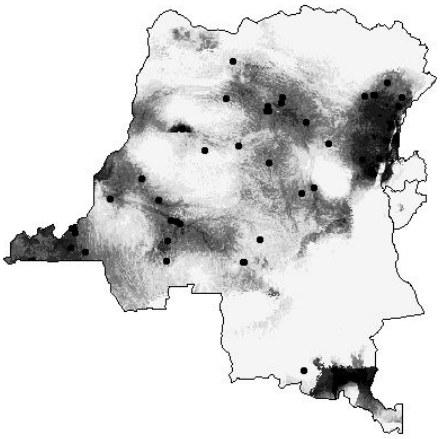
Saintpauliopsis lebrunii Staner. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus chaud (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



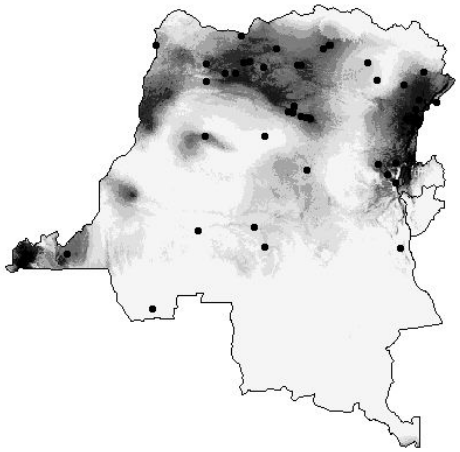
Sclerochiton bequaertii De Wild. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température maximale du mois le plus chaud (+) et la pente (-).



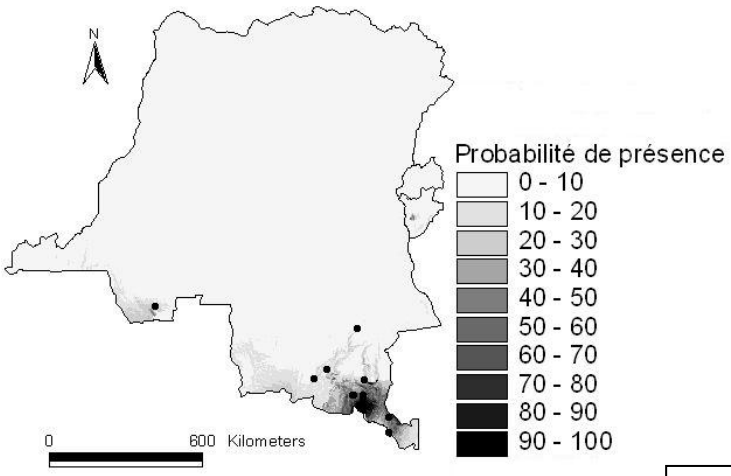
Sclerochiton nitidus (S. Moore) C.B.Cl. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du trimestre le plus chaud (+ et -).



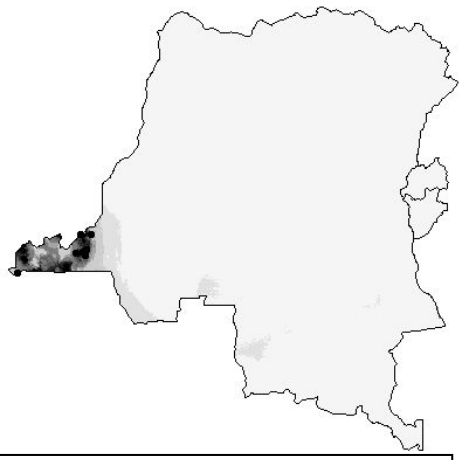
Sclerochiton vogelii (Nees) T. Anders. subsp. *congolanus* (De Wild.) Vollesen. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du trimestre le plus chaud (+ et -).



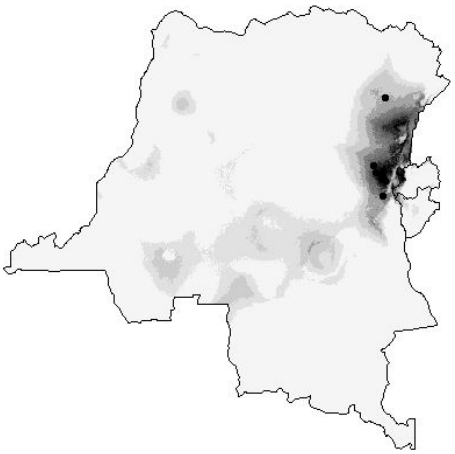
Stenandrium guineense (Nees) Vollesen. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la précipitation (+) et la pente (-).



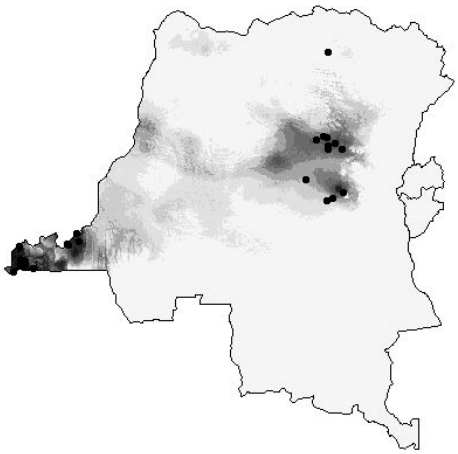
Strobilanthopsis linifolia (T. Anders. ex C.B.Cl.) Milne-Redh. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la pente (-).



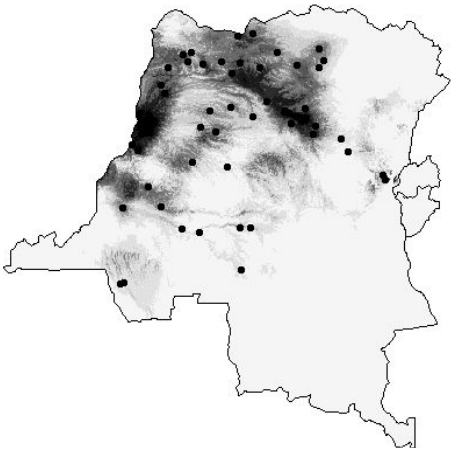
Thomandersia butayei De Wild. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus froid (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-).



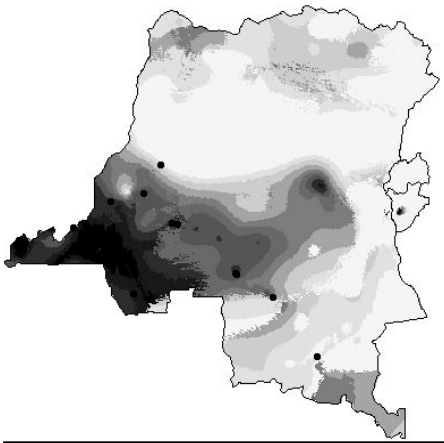
Thomandersia collina Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la température (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



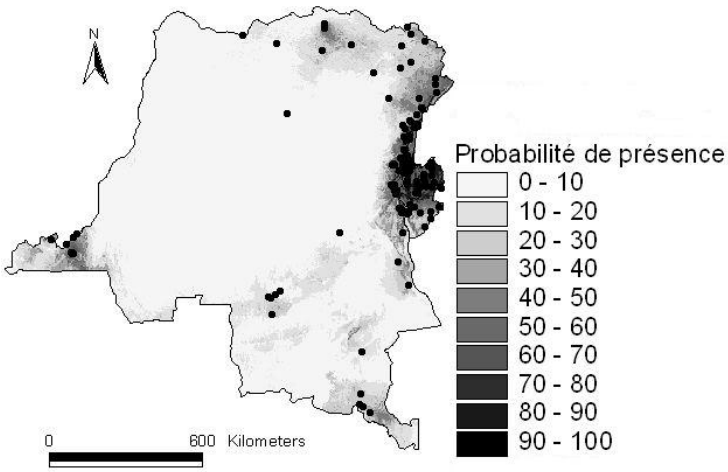
Thomandersia congolana De Wild. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation journalière moyenne des températures (+) et Précipitation du mois le plus humide (-).



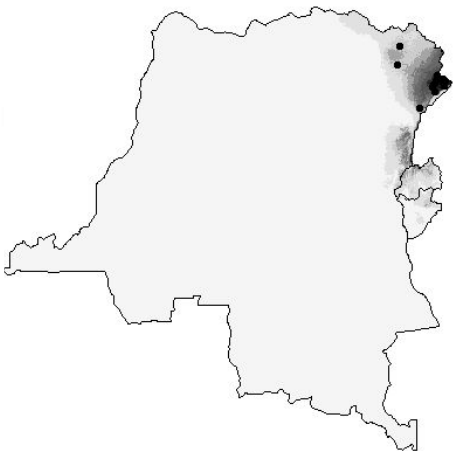
Thomandersia hensii De Wild. & T.Dur. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la précipitation



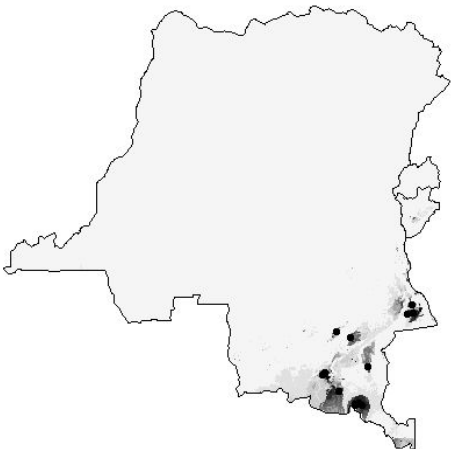
Thunbergia affinis S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus sec (+) et la précipitation du trimestre le plus chaud (-).



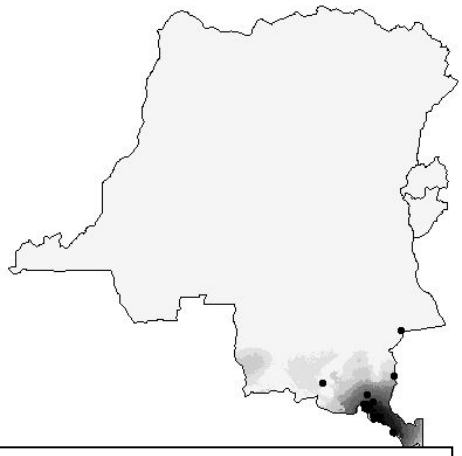
Thunbergia alata Boj. ex Sims. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la pente (-).



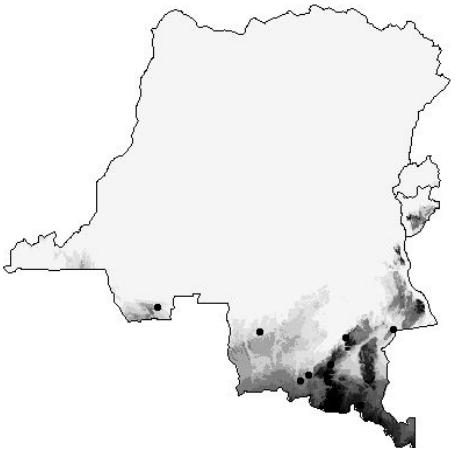
Thunbergia alata Boj. ex Sims var. *bikimensis* Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus humide (+) et la saisonnalité de la précipitation (-).



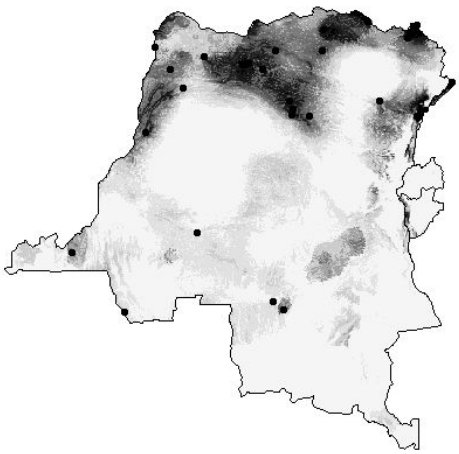
Thunbergia ciliata De Wild. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus sec (+) et la pente



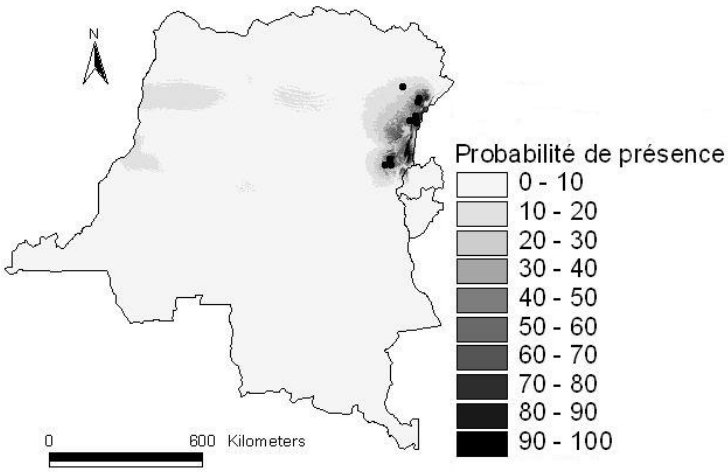
Thunbergia crispa Burkill. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la température moyenne annuelle (-).



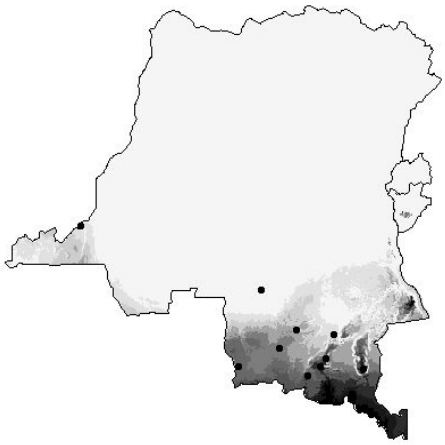
Thunbergia cynanchifolia Benth. subsp. *subsessilifolia* Champl. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du mois le plus sec (+ et -).



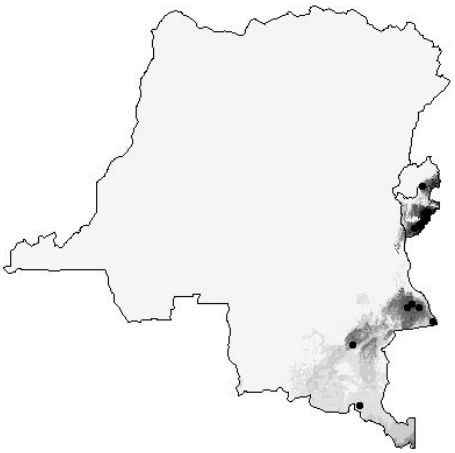
Thunbergia erecta (Benth.) T. Anders. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus froid (+) et la précipitation annuelle (-).



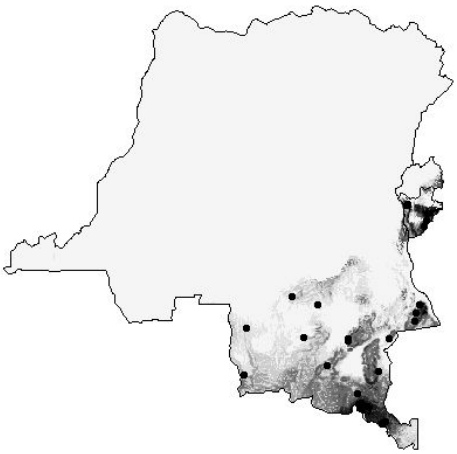
Thunbergia fasciculata Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du mois le plus humide (+) et la saisonnalité de la précipitation (-).



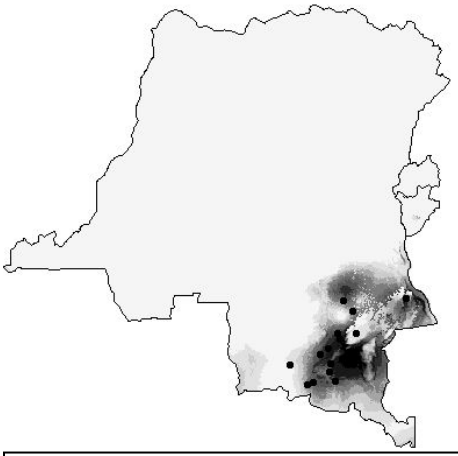
Thunbergia gentianoides Radlk. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du trimestre le plus froid (+ et -).



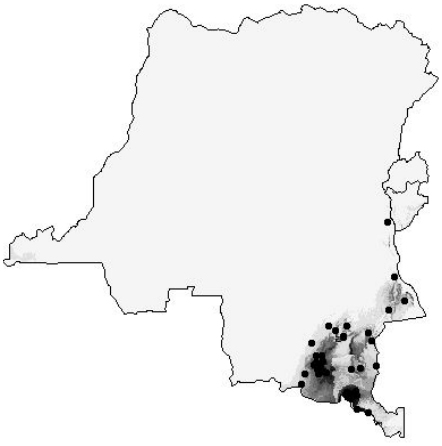
Thunbergia gregorii S. Moore. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-



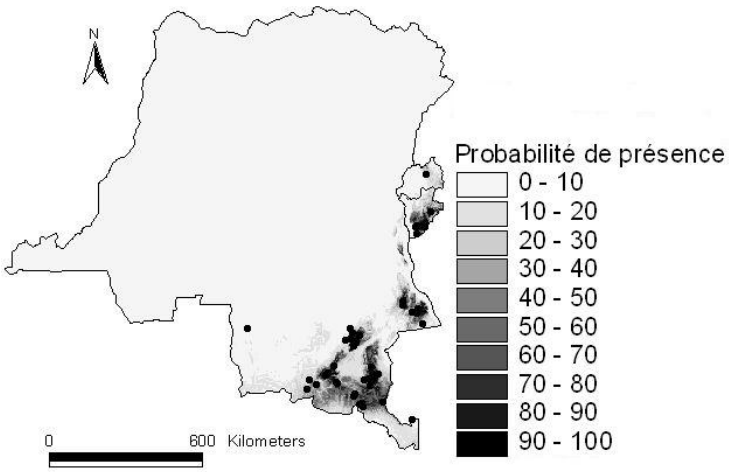
Thunbergia hockii De Wild. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus sec (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



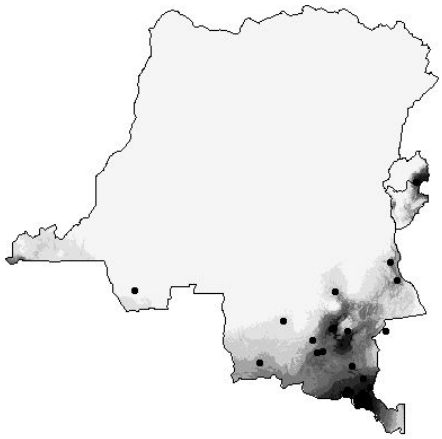
Thunbergia hockii De Wild. subsp. *parvicapsula* Champl. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du trimestre le plus froid (+ et -).



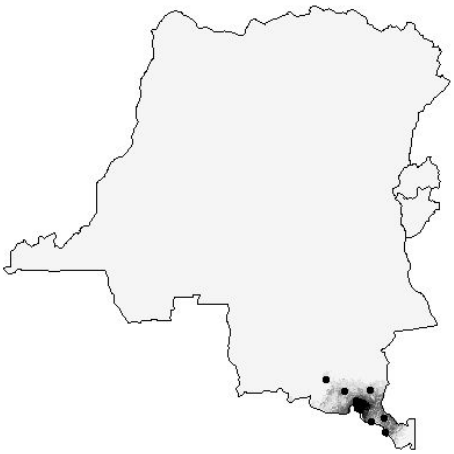
Thunbergia kirkiana T. Anders. Les facteurs environnementaux déterminants sont le ratio de l'amplitude thermale journalière sur l'amplitude thermale annuelle (+) et la précipitation annuelle (-).



Thunbergia lamellata Heine. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la pente (-).



Thunbergia lancifolia T. Anders. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la précipitation du mois le plus sec (-).



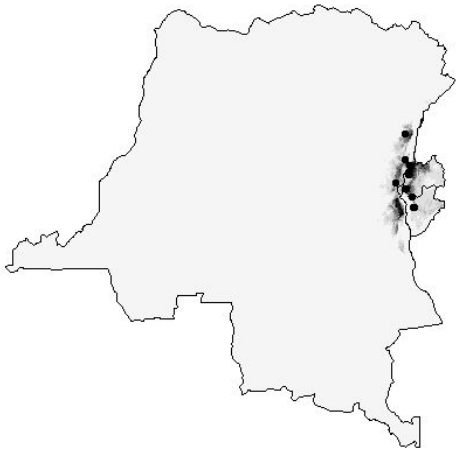
Thunbergia lathyroides Burkill. Les facteurs environnementaux déterminants sont la variation annuelle de température (+) et la température minimale du mois le plus froid (-).



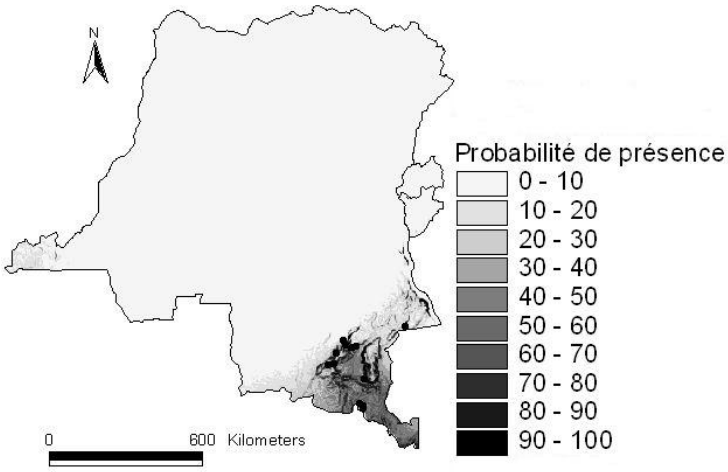
Thunbergia manikensis De Wild. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température minimale du mois le plus froid (+) et la précipitation du trimestre le plus froid (-).



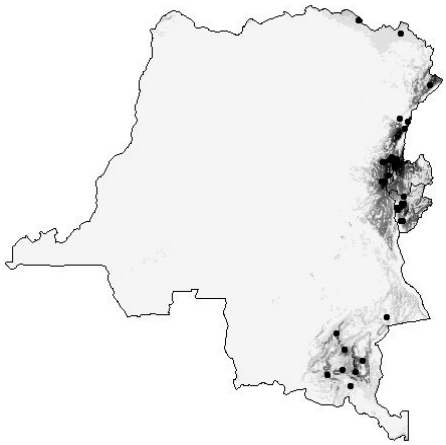
Thunbergia marunguensis Champl. Le facteur environnemental déterminant est la précipitation du trimestre le plus sec (+ et -).



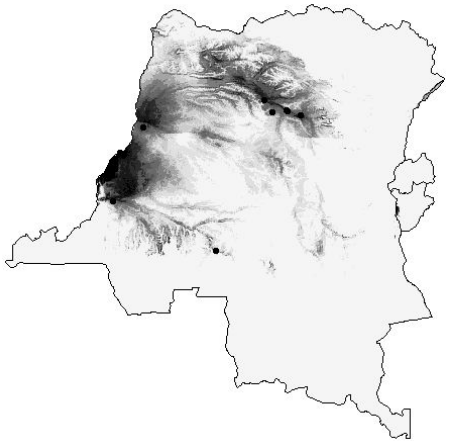
Thunbergia mildbraediana Lebrun & Toussaint. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus chaud (+) et la saisonnalité de la température (-).



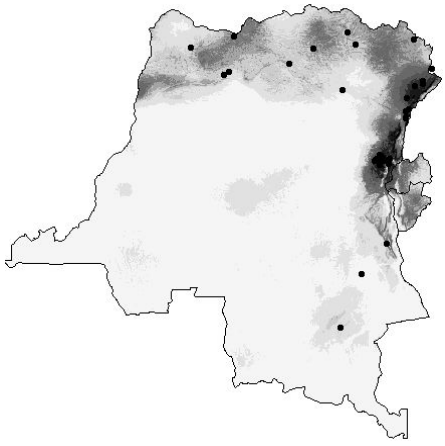
Thunbergia oblongifolia Oliv. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus sec (+) et la pente



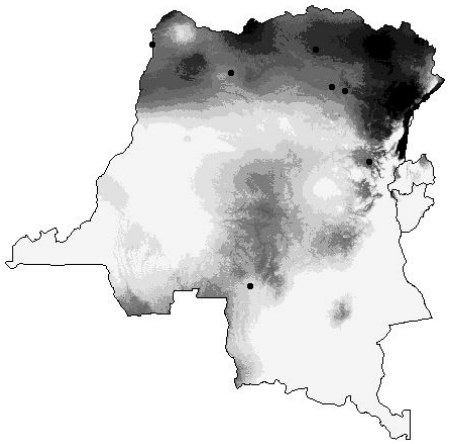
Thunbergia petersiana Lindau. Les facteurs environnementaux déterminants sont l'altitude (+) et la pente (-).



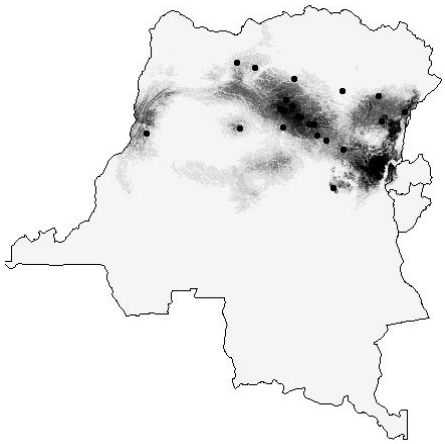
Thunbergia pynaertii De Wild. Le facteur environnemental déterminant est l'altitude (+ et -).



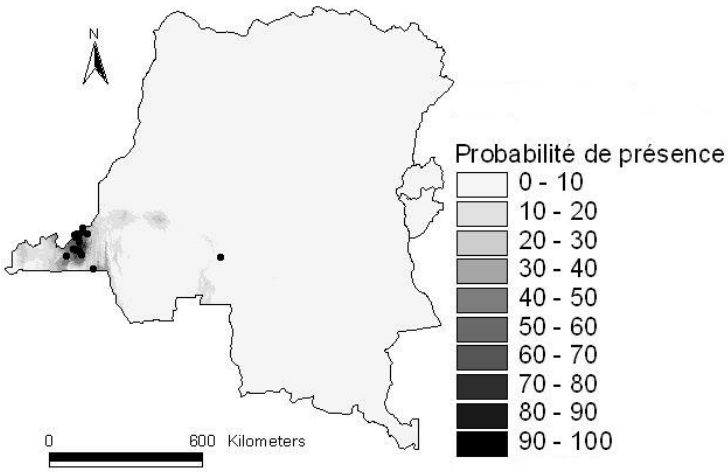
Thunbergia vogeliana Benth. var. *parvifolia* Benth. Les facteurs environnementaux déterminants sont la température moyenne du trimestre le plus humide (+) et la pente (-).



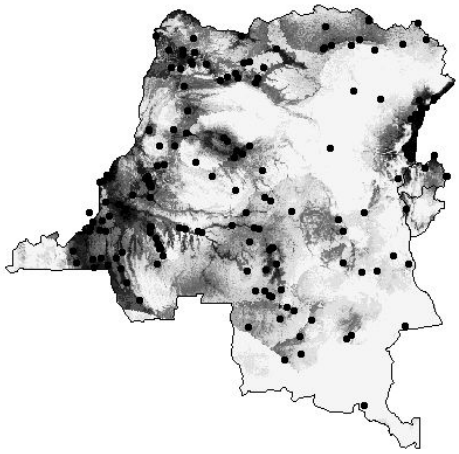
Thunbergia vogeliana Benth. var. *vogeliana* Champl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus froid (+) et la saisonnalité de la précipitation (-



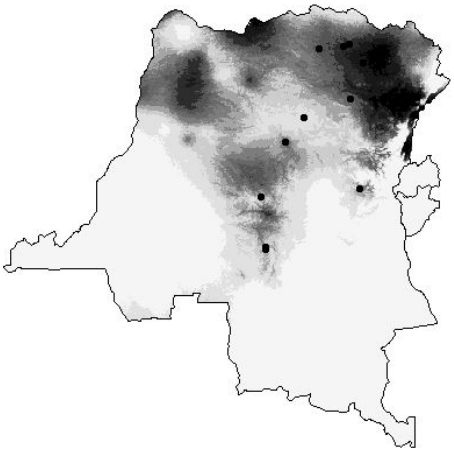
Whitfieldia arnoldiana De Wild. & T. Dur. Le facteur environnemental déterminant est la saisonnalité de la précipitation (+ et -).



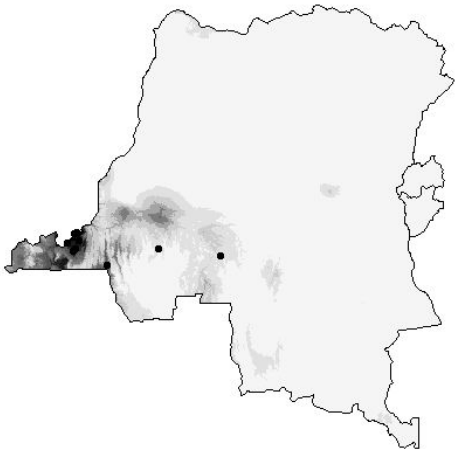
Whitfieldia brazzae (Baill) C.B.Cl. Les facteurs environnementaux déterminants sont la saisonnalité de la température (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).



Whitfieldia elongata (P. Beauv.) De Wild. & T. Dur. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus humide (+) et la pente (-).



Whitfieldia stuhlmannii (Lindau) C.B.Cl. Le facteur environnemental déterminant est la saisonnalité de la précipitation (+ et -).



Whitfieldia thollonii (Baill.) Benoist. Les facteurs environnementaux déterminants sont la précipitation du trimestre le plus froid (+) et la précipitation du mois le plus humide (-).