



REPUBLIQUE DU BURUNDI
Ministère de l'Eau, de l'Environnement, de l'Aménagement
du Territoire et de l'Urbanisme

ISSN 2220-6973 (En imprimé)

**Bulletin scientifique de l'Institut
national pour l'environnement
et la conservation de la nature**

ISSN 2220-6981 (En ligne)



*Bulletin Scientifique de l'Institut National pour
l'Environnement et la Conservation de la Nature*

Bulletin n° 10

*Numéro spécial dédié à 10 ans
d'Anniversaire du C-H/M-Burundais*



Bujumbura, Septembre 2012

BULLETIN 10

Bulletin Scientifique de l'Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature publié annuellement.

Siège de publication:

Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature

Editeur: Centre d'Echange d'Informations en matière de Diversité Biologique, CHM (Clearing House Mechanism)

© INECN-CHM

B.P. 2757 Bujumbura

Tél.: (257)22234304

E-mail: inecn.biodiv@cbinf.com

Site web: <http://bi.chm-cbd.net>

Comité de rédaction

Rédacteur en Chef:

NZIGIDAHERA Benoît,
INECN

Rédacteurs associés:

HABONIMANA Bernadette,
Université du Burundi, Faculté des Sciences Agronomiques

FOFO Alphonse
(INECN)

Comité scientifique:

1. **BANDUSHUBWENGE Denis**, Université du Burundi, Institut Supérieur d'Agriculture
2. **BANGIRINAMA Frédéric**, Ecole Normale Supérieure du Burundi
3. **BIGAWA Samuel**, Université du Burundi, Faculté des Sciences, Département de Biologie
4. **BIGIRIMANA Joseph**, Université du Burundi, Faculté des Sciences Agronomiques
5. **BIZURU Elias**, Université Nationale du Rwanda, Faculté des Sciences, Département de Biologie
6. **BOGAERT Jan**, Université de Liège/ Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage
7. **GAUGRY Yves**, Flora Fauna & Man Ecological Services Ltd., Afrique du Sud
8. **MPAWENAYO Balthazar**, Université du Burundi, Faculté des Sciences, Département de Biologie
9. **NDAYIRAGIJE Pascal**, Institut des Sciences Agronomiques du Burundi, Département des Productions
10. **NTAKIMAZI Gaspard**, Université du Burundi, Faculté des Sciences, Département de Biologie
11. **SUSINI Marie-Lucie**, Institut Royal des Sciences Naturelles de Bruxelles, Centre d'Echange d'Information en Biodiversité, CHM-Belge

Dépôt des exemplaires:

- Bibliothèque de l'INECN
- Bibliothèque du Ministère de l'Eau, de l'Environnement, de l'Aménagement du Territoire et de l'Urbanisme
- Bibliothèque Centrale de l'Université du Burundi
- Bibliothèque de l'Ecole Normale Supérieure
- Département de la Recherche Scientifique du
- Ministère de l'Education Nationale et de la Culture
- Archives Nationales

CONTENU

Analyse de la flore des jachères du Burundi

Frédéric Bangirinama, Marie José Bigendako,
François Havyarimana, Jan Bogaert 1-19

De la conservation à la restauration écologique:

Démarche méthodologique

Bangirinama Frédéric, Paul Hakizimana & Jan Bogaert 20-24

Dynamique forestière sous l'effet de lisière au Parc National de la Kibira (Burundi)

Bararunyeretse Prudence, Jan Bogaert, Nzigidahera Benoit,
Tatien Masharabu et Habonimana Bernadette 25-34

Vulnérabilité des forêts ombrophiles de montagne aux changements climatiques au Burundi:

Renforcement de leur pouvoir d'adaptation

Nzigidahera Benoît 35-45

Sur le rapport entre la physionomie forestière et la structure et l'abondance de la litière: *Approche méthodologique et application aux forêts naturelles du Burundi*

Benoît Nzigidahera 46-61

Clé de détermination des restes crâniens de poissons collectés sur les rives nord du lac Tanganyika et de ses environs

Régine Pacis Nasasagare et Roland Libois 62-72



Analyse de la flore des jachères du Burundi

Frédéric Bangirinama¹, Marie José Bigendako², François Havyarimana², Jan Bogaert³

¹ Ecole normale supérieure (ENS), BP 6983, Bujumbura, bangifre2003@yahoo.fr

² Université du Burundi (UB), BP 2700, Bujumbura, jbigendako@yahoo.fr, frhavyarimana@yahoo.fr

³Unité Biodiversité et Paysage, Université de Liège/Gembloux Agro-Bio Tech, Passage des Déportés, 2 B-5030 Gembloux, j.bogaert@ulg.ac.be

Reçu: le 21 Juin 2011

Accepté: le 12 Septembre 2011

Publié: le 28 Octobre 2011

RESUME

Mots clés: trait biologique, spectre biologique, phytogéographie, variabilité spatiale

Cette étude est une contribution à la connaissance de la diversité floristique du Burundi en général et des jachères en particulier. Les données traitées proviennent d'un échantillonnage dans 4 stations représentatives des districts phytogéographiques du Burundi. Sur base d'un inventaire floristique, les espèces récoltées ont été classées dans les taxons supérieurs. Une analyse des spectres des traits biologiques a été effectuée. Enfin, une comparaison entre les sites a permis de mettre en évidence le facteur le plus déterminant de la variabilité de la flore des jachères étudiées.

ABSTRACT

Key words: live form attribute, biologic spectra, phytogeography, spatial variability

This study is a contribution to the knowledge of the floristic diversity of Burundi in general, and of fallows in particular. The sampling was carried in for representative stations of phytogeographic areas of Burundi. On basis of a floristic inventory, the harvested species have been classified in superior taxa. An analysis of the lives forms attributes spectrums of species has been done. Finally, a comparison between sites permitted to highlight the factor the most determinant of the variability of the studied fallows flora.

I. INTRODUCTION

Toute communauté naturelle en équilibre s'est construite sur de longues périodes de temps par le jeu de la sélection d'espèces adaptées les unes aux autres et au milieu abiotique. Dans leur fonctionnement naturel, les communautés vivantes sont perpétuellement soumises à différentes contraintes et perturbations auxquelles elles sont adaptées (Serpantié & Duvineau, 1991). Le morcellement des systèmes écologiques en zone cultivée pose, de manière très générale, le problème de la pérennité des biocénoses naturelles et celui du maintien de la diversité biologique.

Les jachères sont des systèmes qui connaissent une perturbation très importante consistant en une destruction partielle ou totale par une mise en culture et à son remplacement par d'autres types de végétations culturales et post-culturales. Les jachères constituent donc un processus de maintien ou de retour à l'équilibre des phytocénoses.

Elles représentent d'une part, une voie de reconstitution des potentiels biologiques des milieux naturels et constituent d'autre part, un champ expérimental de choix pour une approche naturaliste en vue d'étudier la résilience écologique et la dynamique temporelle des écosystèmes (Serpantié & Duvineau, 1991).

Bien que l'écosystème ainsi perturbé soit très éloigné de son état naturel, les mécanismes de la résilience sont capables de le ramener au stade de savane ou de stade préforestier quand les perturbations culturales cessent. Ainsi, la connaissance de l'interaction homme-nature est indispensable pour comprendre la structure actuelle des paysages et des communautés végétales, mais aussi pour élaborer des stratégies concertées de gestion durable et de conservation de la biodiversité.



Cette étude cherche à établir la flore des jachères du Burundi. Nous recherchons les réponses à ces différentes interrogations : Quelles sont les espèces des jachères du Burundi ? A quel degré cette flore représente-t-elle l'identité régionale en dépit de ses perturbations ? Est-elle la même à l'échelle régionale ou présente-t-elle une variabilité spatiale ? Quels sont les traits biologiques les mieux représentés dans cette flore des jachères ?

Une publication sur l'étude d'identification des différents groupements végétaux qui composent les jachères du Burundi paraîtra prochainement.

II. METHODOLOGIE

II.1. Site d'étude

Cette étude a été effectuée dans quatre stations (Réserve Naturelle Forestière de Kigwena, Réserve Naturelle Forestière de Bururi, Parc National de la Ruvubu et Réserve Naturelle de la Rusizi) choisies en considérant les districts phytogéographiques du Burundi. La station de la Réserve Naturelle de la Rusizi a été subdivisée en deux sites ce qui nous a donné cinq sites au total (Fig. 1).

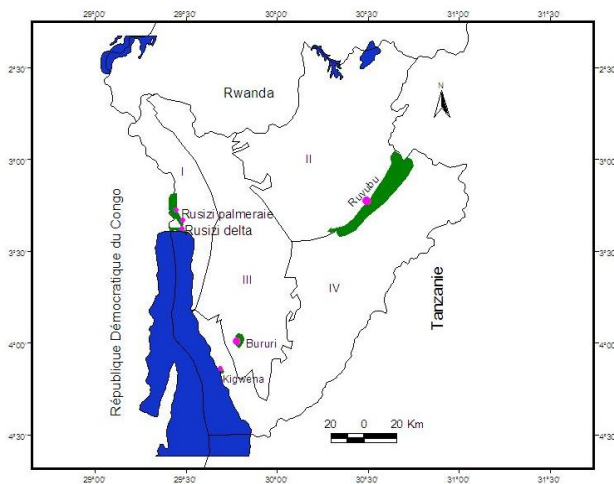


Fig. 1: Localisation des stations échantillonnées dans les districts phytogéographiques du Burundi : I: district du Graben occidental, II: district du Rwanda-Burundi, III: district afromontagnard, IV: district du Mosso et de la Malagarazi

II.2. Relevés phytosociologiques

L'approche synchronique a été retenue pour cette étude de la succession post-culturale. Les relevés phytosociologiques ont été effectués sur plusieurs types de jachères situés dans la périphérie des aires protégées ci-haut identifiées. Ces jachères ont été réparties en trois classes d'âges (0-2 ans, 3-5 ans et plus de 5 ans). L'âge de la jachère a été déterminé sur base d'une enquête menée auprès de la population riveraine.

En deux années (2007-2008), 150 relevés phytosociologiques ont été effectués selon la méthode sigmatiste de Braun-Blanquet (1932). Pour chaque relevé, les informations concernant aussi bien la station que la végétation ont été notées à savoir la localisation de la station, la date et le numéro de relevé, l'altitude, le caractère du substrat, le degré de recouvrement, la liste des espèces, leurs coefficients d'abondance-dominance et leurs formes biologiques. L'identification des spécimens a été guidée par des différentes flores du Rwanda-Urundi (Troupin, 1978, 1983, 1985, 1988) et le concours de spécialistes en Botanique. La nomenclature adoptée pour les différents taxons inventoriés est celle de Lebrun & Stork (1991-1997).

II.3. Similitude floristique entre les sites

Le degré d'affinités entre les sites étudiés a été évalué grâce à l'option Cluster Analysis du logiciel MVSP (Multi-Variate Statistical Package, Kovach, 2003). Nous avons préféré l'option UPGMA (Unweighted Pair-Group Mean Average) basée sur la moyenne des groupes et qui constitue la méthode la plus largement utilisée (Senterre, 2005). Parmi les nombreux indices de similarité ou de distance floristique, celui que l'on peut utiliser avec des données d'abondance est celui de Bray-Curtis, équivalent quantitatif de l'indice de Sorensen en présence-absence (Legendre & Legendre, 1998). Cet indice est plus préférable en ce sens qu'il donne, contrairement à la distance métrique de Canberra autant de poids aux différences d'abondance observées pour les espèces rares que pour les espèces abondantes (Senterre, 2005). Indice de dissimilarité de Bray-Curtis :

$$BCd_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^n |X_{ik} - X_{jk}|}{\sum_{k=1}^n (X_{ik} + X_{jk})}$$

avec i et j : les lignes (relevés) de la matrice de données, k : une colonne de la matrice de données (espèces), X_{ik} : valeur de la variable k (abondance de l'espèce k) pour la ligne i , X_{jk} : valeur de la variable k (abondance de l'espèce k) pour la ligne j , n : nombre total de variables (espèces) dans la matrice.

II.4. Spectres des traits biologiques des espèces récoltées

Les traits biologiques retenus dans cette étude concernent les types biologiques, la distribution géographique des espèces, les types de diaspores et les types foliaires. Le spectre pondéré (SP) est donné par l'expression suivante :

$$SP = \frac{\sum \text{Rec. Moy. pour un trait biologique considéré}}{\sum \text{Rec. Moy. pour tous les traits biologiques identifiés}}$$

Les traits biologiques retenus ont été définis de la manière suivante :

1° Les types biologiques liés à l'état phénologique de l'espèce rencontrée: nous avons utilisé le système de Raunkiaer (1934) modifié par Lebrun (1947): phanérophytes, chaméphytes, hémicryptophytes, thérophytes et géophytes ;

2° Les types phytogéographiques admis pour l'Afrique (White, 1979 & 1983; Lubini, 1982): espèces à large distribution sur le globe terrestre (cosmopolites, pantropicales, paléotropicales et afro-américaines), espèces africaines largement répandues (afro-malgaches, afro-tropicales et plurirégionales africaines), les espèces à distribution régionale (soudano-zambéziennes, guinéo-congolaises et afro-montagnardes) et les espèces de liaison ;

3° Les types de diaspores comme définis par Dansereau & Lems (1957) : zoochores (desmochores et sarcochores), anémochores (sclérochores, ptérochores et pogonochores), autochores (barochores, ballochores) et hydrochores (pléochores) ;

4° Les types foliaires issus de la classification de Raunkiaer (1934): aphyllés, leptophyllés, nanophyllés, microphyllés, mésophyllés, macrophyllés et mégaphyllés.

III. RESULTATS

III.1. Analyse de la flore

III.1.1. Bilan floristique des jachères

Sur les 150 relevés réalisés, 532 espèces réparties dans 309 genres et 89 familles ont été inventoriées (Tableau 1 et annexe). Les Dicotylédones renferment 421 espèces, soit 80,9% tandis que les Monocotylédones comprennent 107 espèces, soit 15,7%. Les Ptéridophytes et les Gymnospermes sont faiblement représentées avec respectivement 3 et 1 espèces. Les familles les mieux représentées, c'est-à-dire, ayant au moins dix espèces sont mentionnées au tableau 2.

Trois familles dominent à savoir les Fabaceae avec 15,6%, les Poaceae avec 10,9% et les Asteraceae avec 10,5%.

Tableau 1: Répartition des espèces récoltées en taxons supérieurs

Taxons Supérieurs	Classes	Familles	%	Genres	%	Espèces	%
Ptéridophytes		2	2,2	2	0,6	3	0,6
Gymnospermes		1	1,1	1	0,3	1	0,2
Angiospermes	Monocotylédones	14	15,7	49	15,9	107	20,1
	Dicotylédones	72	80,9	257	83,2	421	79,1
Total		89	100,0	309	100,0	532	100,0

Tableau 2: Richesse en espèces pour les familles les mieux représentées (dépassant 10 espèces)

Familles	Nombre espèces	%
Fabaceae	83	15,6
Poaceae	58	10,9
Asteraceae	56	10,5
Rubiaceae	24	4,5
Lamiaceae	24	4,5
Euphorbiaceae	23	4,3
Cyperaceae	16	3,0
Malvaceae	14	2,6
Solanaceae	12	2,3
Verbenaceae	12	2,3
Convolvulaceae	11	2,1
Amaranthaceae	11	2,1

III.1.2. Différenciation floristique des sites

Une comparaison faite entre la composition floristique des différents sites échantillonnés révèle une grande variabilité spatiale.

Les cinq sites sont bien distincts (Fig. 2). Les deux secteurs de la Réserve Naturelle de la Rusizi ont naturellement une similitude (40 %) élevée dans leur composition floristique. Le rapprochement entre la flore du site de la Ruvubu et celle de Kigwena provient du fait que nous avons travaillé dans la partie savane située au nord de la forêt. La similitude entre les quatre sites principaux est dans tous les cas inférieure à 35%.

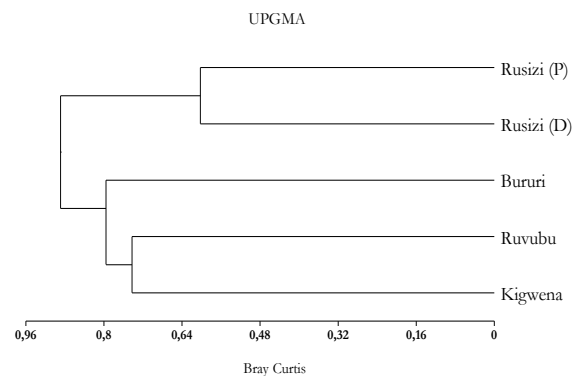


Fig. 2: Classification hiérarchique ascendante des sites étudiés en fonction de leur composition spécifique (P : palmeraie et D : delta)

En étudiant la végétation des jachères du Burundi, nous avons aussi recherché à déterminer le facteur le plus déterminant de la variabilité de leur flore. On aurait pensé que les jachères de même classe d'âges auraient la même flore indépendamment du site. La classification hiérarchique faite sur la matrice espèces-type de jachère (Fig. 3) indique que la flore des jachères est d'abord déterminée par les caractéristiques du site. Le rôle de l'âge de la jachère est secondaire et trouve son importance à l'intérieur d'un même site. Quel que soit l'âge de la jachère, la flore reste rattachée aux caractéristiques écologiques de la station.

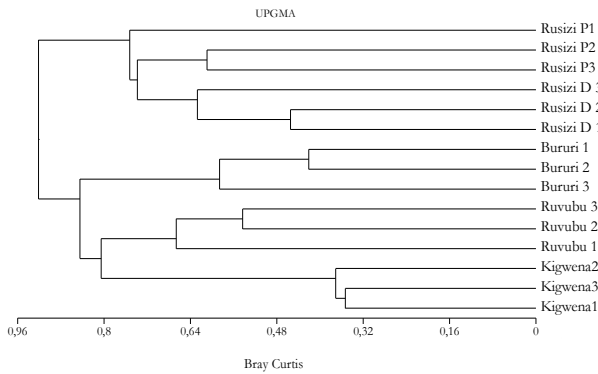


Fig. 3: Classification hiérarchique ascendante des jachères étudiées en fonction de leur composition en espèces (P: palmeraie et D: delta, 1: jachères de 0-2 ans, 2: jachères de 3-5 ans et 3: jachères de plus de 5 ans)

III.1.3 Analyse de traits biologiques

III.1.3.1 Types biologiques

Les types biologiques (Fig. 4) les plus représentés dans la flore des jachères étudiées sont les phanérophytes avec 33,5% suivies des thérophytes avec 27,5%. Les chaméphytes sont aussi plus représentées avec 24,4% de l'ensemble des types biologiques rencontrés. Les phanérophytes sont dominants dans les jachères périphériques des forêts de Bururi et de Kigwena. La tendance chaméphytique est observée dans la plaine de l'Imbo tandis que les thérophytes sont plus observées dans les savanes de la Ruvubu.

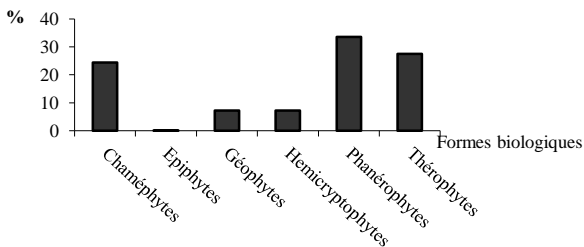


Fig. 4: Spectre brut des types biologiques de la flore inventoriée dans les jachères étudiées

III.1.3.2. Types phytogéographiques

Les proportions de la distribution géographique des espèces récoltées (Tableau 3) mettent en évidence la prédominance des espèces à large distribution (39,0%). Elles sont suivies par les espèces à distribution régionale (30,9%). L'endémisme est très faible dans la flore des jachères et se localise dans le district afromontagnard.

Tableau 3: Distribution géographique des espèces récoltées dans les jachères étudiées

Types phytogéographiques	Nombre	%
Afro-américaines	12	2,8
Cosmopolites	15	3,5
Paléotropicales	58	13,4
Pantropicales	84	19,4
Espèces à large distribution	169	39,0
Afro-malgaches	11	2,5
Afro-tropicales	47	10,9
Pluri-africaines	27	6,2
Espèces africaines plus répandues	85	19,6
Montagnardes	48	11,1
Guinéo-congolaises	8	1,9
Soudano-zambéziennes	78	18,0
Espèces à distribution régionale	134	30,9
L-G-SZ	25	5,7
L-SZ-Mo	17	3,9
Espèces de liaison	42	9,7
Endémiques	3	0,7
Total		

III.1.3.3. Types de diaspores

L'examen détaillé des types de diaspores (Fig. 5) montre pour notre étude une prédominance des espèces à diaspores charnues (sarcochores : 30,5%), Ces sont des diaspores des arbustes, des arbres et des strates supérieures. Les espèces sclérochores viennent en seconde position, suivies par les espèces ballochores (24,5%).

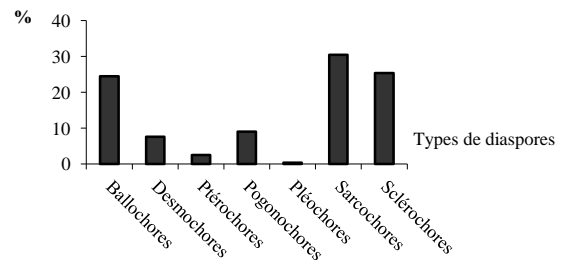


Fig. 5: Spectre brut des types de diaspores de la flore inventoriée dans les jachères étudiées

III.1.3.4. Types de dimensions foliaires

L'analyse des types de dimensions foliaires (Fig. 6) indique une dominance des espèces microphyllées (67%).

Les espèces mésophyllées (20%) viennent en seconde position. Les autres catégories sont faiblement représentées. Les espèces mésophyllées dominent les jachères périphériques des forêts de Kigwena et de Bururi tandis que les microphyllées abondent la plaine de la Rusizi.

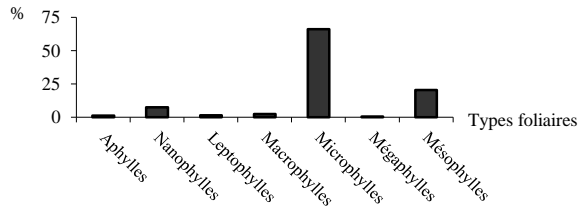


Fig. 6: Spectre brut des types de dimensions foliaires de la flore inventoriée dans les jachères étudiées

IV. DISCUSSION

IV.1. Composition floristique

Cette étude est une contribution à la connaissance de la flore du Burundi jusqu'à présent mal connue par manque d'études synthétiques ou couvrant tout le pays. En effet, sur base des résultats de Lewalle (1972), Reekmans (1980, 1981 & 1982) et Ndabaneze (1983), la flore du Burundi a été estimée à plus de 3000 espèces et taxons infraspécifiques. Les 532 espèces recensées dans les jachères de cette étude représentent donc 17,7% de la flore du Burundi. Cela traduit la richesse spécifique des formations végétales paraissant moins attrayantes pour les botanistes et peu souvent étudiées. Les dicotylédones forment le groupe le mieux représenté. Les familles cosmopolites sont les plus représentées à savoir les Fabaceae (15,6%), les Poaceae (10,9%) et les Asteraceae (10,5%). Une telle conclusion corrobore les résultats de Lewalle (1972) lors de l'étude de la flore du Burundi occidental.

Nos résultats sont également comparables à ceux de Lubini (1982) et Ayichedehou (2000) qui ont travaillé sur la végétation des jachères de leur pays respectif. Le premier auteur a trouvé dans sa flore 80% des dicotylédones. Le second auteur a constaté la dominance des familles des Poaceae (13,8%), Fabaceae (13,3%) et Asteraceae (7,2%). La dominance des familles cosmopolites est un indicateur que les jachères, milieux perturbés, constituent un lieu de rencontre des plusieurs espèces d'origines diverses.

La classification hiérarchique des sites indique que la flore des jachères diffère d'une région à l'autre. L'effet des attributs liés à la station prime sur l'âge d'abandon cultural dans la détermination de leur composition floristique. Nous admettons ainsi que le déroulement des successions est ainsi très variable. Les

espèces diffèrent en fonction de la situation géographique du site.

Cette classification hiérarchique des sites sur base de leur composition floristique confirme également la phytogéographie du Burundi qui reconnaît quatre districts bien distincts.

Fourrier *et al.* (2001) avaient trouvé qu'il était possible d'hiérarchiser les effets des différents facteurs de la variabilité de la végétation post-culturale malgré leurs interactions. Les facteurs climatiques viennent en premier lieu dans la détermination des variations de la flore qui différencient les régions. L'âge de la jachère devient le facteur déterminant après le climat et le sol.

IV.2 Spectres des traits biologiques

La répartition des espèces en types biologiques est fonction des stades des jachères étudiées. Dans cette étude, les phanérophytes (34%) sont les plus abondantes suivies des thérophytes. Cette dominance des phanérophytes explique déjà la présence des ligneux qui conduiront le cortège vers les stades préforestiers. Les thérophytes (28%), par contre, sont caractéristiques des jeunes jachères. Lubini (1982), qui avait inclus dans son étude les stades plus avancés de la succession post-culturale, avait trouvé 66% des phanérophytes. Par contre, Ayichedehou (2000) qui s'était limité aux jachères de plus de 5 ans n'avait eu que 27% des phanérophytes. La proportion non moins négligeable des chaméphytes (24%) est liée à la stratégie de tolérance au stress (Grime, 1977) surtout hydrique observable dans la plaine de l'Imbo.

La proportion des espèces à large distribution géographique est la plus élevée (39%) contre 31% pour les espèces à distribution régionale. Cet état de choses traduit un certain degré d'altération de la flore locale, conséquence du rôle de l'homme (Lubini, 1982 ; Bangirinama *et al.*, 2008). Aussi, les proportions obtenues dans la flore à distribution régionale confirment la situation du Burundi au carrefour de plusieurs régions phytogéographiques. En effet, Le Burundi a une situation géographique complexe (Lewalle, 1972). Il est situé en marge de la région guinéo-congolaise ce qui explique les quelques irradiations guinéennes (2%), entre les domaines oriental et zambézien de la région soudano-zambézienne d'où la part importante des espèces de cette région (18%) et dans le prolongement de la région afro-montagnarde expliquant les 11% d'espèces montagnardes trouvées dans cette étude. La faible proportion d'espèces endémiques (<1%) est un reflet de la perte d'originalité que présente la flore des jachères.

Les diaspores pourvues de couches externes charnues (30,5%) sont les plus abondantes suivies d'espèces non charnues, relativement légères (25,4%).

La succession post-culturelle tend vers la formation des forêts secondaires dans lesquelles les espèces zoochores deviennent de plus en plus dominantes. Les espèces anémochores dominent les premiers stades de la succession.

Les espèces ballochores, à dispersion de courte distance couvrent 24,5%. Etudiant la végétation des jachères des sous-régions de Kisangani et de la Tshopo, Lubini (1982) avait abouti aux résultats comparables aux nôtres. Les sarcochores étaient toujours en tête.

Les spectres de types foliaires traduisent la sévérité plus ou moins marquée des conditions écologiques surtout climatiques dans lesquelles vivent les espèces récoltées. Les espèces adoptent pour la plupart la microphyllie (66,1%). Toutefois, la tendance à la mésophyllie est observée dans les stades plus avancés des zones bien arrosées (Kigwena et Bururi) à vocation forestière. Les espèces nanophylles, présentes à 7,6% témoignent le caractère xérophile qu'adoptent certaines espèces dans les stations à pluviométrie irrégulière (Rusizi).

REFERENCES

- Ayichedehou M., (2000) . Phytosociologie, Ecologie et Biodiversité des phytocénoses culturelles et post-culturelles du sud et du centre Bénin. Thèse de doctorat, ULB. 262 p.
- Bangirinama F., Bigendako M.J. & Lejoly J., (2008) . Ecologie du paysage et diversité végétale de la zone environnant la forêt de Mpotsa (Burundi). *Revue de l'Université du Burundi-Série Sciences Exactes*, **23**, 71-89
- Braun-Blanquet J., (1932) . *Plant sociology. The study of plant communities*. Ed. Mac Gray Hill, New York, London, 439 p.
- Dansereau P. & Lems K., (1957) . The grading of dispersal types in plant communities. *Contributions de l'Institut de Botanique de Montreal*, **71**, 1-52.
- Fournier A., Floret C. & Gnahoua G.M., (2001) . Végétation des jachères et succession post-culturelle en Afrique tropicale. In: Floret C. & R. Pontanier (éds.) *La jachère en Afrique tropicale. 2. De la jachère naturelle à la jachère améliorée. Le point des connaissances*. IRD. Montrouge. France. 123-168.
- Grime J.P., (1977) . Evidence for existence of 3 primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, **111**, 1169-1194.
- Kovach W.L., (2003) . Multi-Variate Statistical Package for Windows. User's Manuel. Version 3.1. Publ. Kov. Comp. Serv. Pentraeth, Wales, U.K. 137 p.
- Lebrun J.P., (1947) . La végétation de la plaine alluviale au Sud du lac Edouard. *Inst. Parcs Nat. Congo belge*, Exp. Parcs Nat. Albert. Mission Lebrun (1937-1938), **1**, 800 p.
- Lebrun J.P. & Stork A.L., 1991-1997. Enumération des plantes à fleurs d'Afrique tropicale. *Conservatoire et Jardin Botanique de la ville de Genève*, 4 volumes.
- Legendre P. & Legendre L., (1998) . Numerical Ecology. Developments in Environmental Modelling, 20, Elsevier Science B.V., Amsterdam, 853 p.
- Lewalle J., (1972) . Les étages de végétation du Burundi occidental. *Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.*, **42** (1/2), 1-247.
- Lubini A., (1982) . Végétation messicole et post-culturelle des sous-régions de Kisangani et de la Tshopo (Haut-Zaïre). Thèse de doctorat. Univ. Kisangani, Fac. Sc., 2 vol., 489 p.
- Ndabaneze P., (1983) . La flore graminéenne du Burundi. Taxonomie et écogéographie. Thèse de doctorat, Université de Liège, 295 p.
- Raunkiaer C., (1934) . The life's forms of plants and statistical plant geography. Oxford University Press, London, 632 p.
- Reekmans M., (1980) . La végétation de la plaine de la basse Rusizi (Burundi). *Bull. Jard. Bot. Belg.*, **50**, 401-444.
- Reekmans M., (1981) . Les forêts claires à *Julbernardia globulifera* de l'Est du Burundi. *Bull. Soc. Roy. Belg.*, **114**, 49-60.
- Reekmans M., (1982) . Les rythmes phénologiques dans les principales associations végétales de la plaine de la basse Rusizi (Burundi). *Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.*, **52**, 3-93.
- Senterre B., (2005) . Recherches méthodologiques pour la typologie de la végétation et la Phytogéographie des forêts denses d'Afrique Tropicale. Thèse de doct. ULB. Labo.Bot. Syst. & Phyt., 343 p.
- Serpantié G. & Devineau J.L., (1991) . *Le programme "interrelations systèmes écologiques-systèmes de culture en zone soudanienne (ouest-burkinabé)" : projet scientifique*. In : Floret C. & G. Serpantié (Eds.). La jachère en Afrique de l'Ouest. Colloques et Séminaires. Paris : ORSTOM, 481-490.
- Troupin G., (1978) . Flore du Rwanda: Spermatophytes 1. *Mus. Roy. Afr. Centr., Tervuren* (Bruxelles), 413 p.
- Troupin G., 1983. Flore du Rwanda: Spermatophytes 2. *A.C.C.T. et Mus. Roy. Afr. Centr. Tervuren* (Bruxelles), 603 p.

Troupin G., (1985) . Flore du Rwanda: Spermatophytes
3. *A.C.C.T. et I.N.R.S. Butare*, 729 p.

Troupin G., (1988) . Flore du Rwanda: Spermatophytes
4. *A.C.C.T. et Mus. Roy. Afr. Centr Tervuren*
(Bruxelles), 651 p.

White F., (1979) . The guineo-congolian region and its
relationships to other phytochoria. *Bull. Jard. Bot.*
Nat.Belg., **49**, 11-55.

White, F., (1983) . The vegetation map of Africa. A
descriptive memoir, *UNESCO, Natural Ressources*
research, **20**,1-356.

Annexe 1 : Liste des espèces récoltées dans les jachères du Burundi

Famille	Espèces	TB	TG	TF	TD
Acanthaceae	<i>Acanthus polystachyus</i> Delile var. <i>polystachyus</i>	P	Afr trop	Més	Bal
	<i>Acanthus ueleensis</i> De Wild.			Més	Bal
	<i>Anisosepalum humbertii</i> (Mildbr.) E.Hossain			Mic	Bal
	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson	Ch	Pal	Mic	Bal
	<i>Asystasia mysurensis</i> (Roth) T. Anderson	Ch	Pan	Mic	Bal
	<i>Blepharis buchneri</i> Lindau	Ch	SZ(Z)	Mic	Bal
	<i>Brachystephanus africanus</i> S. Moore	P	Mo	Mic	Bal
	<i>Dyschoriste trichocalyx</i> (Oliv.) Lindau	Ch		Mic	Bal
	<i>Hygrophila auriculata</i> (Schumach.) Heine	Ch	Pal	Mic	Bal
	<i>Justicia flava</i> (Vahl) Vahl	Ch	Afr trop	Mic	Bal
	<i>Justicia matammensis</i> (Schweinf.) Oliv.	Ch	Mo	Mic	Bal
<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	Ch	Pan	Mic	Bal	
Agavaceae	<i>Agave americana</i> L.			Még	Sar
Amaranthaceae	<i>Achyranthes aspera</i> L.	Ch	SZ(Z)	Mic	Des
	<i>Achyranthes</i> sp.	Ch	Pan	Mic	Des
	<i>Alternanthera caracasana</i> Kunth	Ch		Mic	Sar
	<i>Alternanthera pungens</i> Kunth	Ch	Pan	Lep	Sar
	<i>Amaranthus dubius</i> Mart. ex Thell.	T	Cos	Mic	Scl
	<i>Amaranthus graecizans</i> L.	T		Mic	Scl
	<i>Amaranthus spinosus</i> L.	T	Pan	Mic	Scl
	<i>Celosia trigyna</i> L.	T	Plur Afr	Mic	Des
	<i>Cyathula prostrata</i> (L.) Blume	T	Pan	Mic	Des
Anacardiaceae	<i>Lannea schimperi</i> (Hochst. ex A. Rich.) Engl.	P	SZ	Mic	Sar
	<i>Pseudospondias microcarpa</i> (A. Rich) Engl.	P	Afr trop	Més	Sar
	<i>Rhus crenulata</i> A. Rich	P	SZ	Mic	Bal
	<i>Rhus natalensis</i> Bernth. ex Krauss	P	SZ	Mic	Bal
	<i>Rhus pyroides</i> Burch.var. <i>pyroides</i>	P	SZ	Mic	Bal
Annonaceae	<i>Annona senegalensis</i> Pers. var. <i>senegalensis</i>	P	L-G-SZ	Més	Sar
Anysophylleaceae	<i>Anisophyllea boehmii</i> Engl.	P	SZ(OZ)	Mic	Sar
Apiaceae	<i>Afroligusticum elliotii</i> (Engl.) C.Norman			Més	Scl
	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	Ch	Pal	Mic	Scl
	<i>Hydrocotyle mannii</i> Hook.f.	Ch	Pan(Mo)	Nan	Scl
Apocynaceae	<i>Cynanchum schistoglossum</i> Schltr.	P		Mic	Sar
	<i>Gomphocarpus physocarpus</i> E. Mey	Gé	Plur Afr	Mic	Pog
	<i>Periploca linearifolia</i> Quart.-Dill. & A. Rich. ex A. Rich.	P	L-SZ-Mo	Mic	
	<i>Rauvolfia mannii</i> Stapf	P	GC	Més	Sar
	<i>Tabernaemontana stapfiana</i> Britten	P	Mo	Més	Sar
	<i>Tacazzea apiculata</i> Oliv.	P	L-G-SZ	Mic	Pog
	<i>Tylophora sylvatica</i> Decne	P	Afr Am	Mic	Pog
Araceae	<i>Anchomanes giganteus</i> Engl.	Gé	G	Més	Sar
	<i>Caladium bicolor</i> (Aiton) Vent.	Gé	Pan	Mac	Sar
Araliaceae	<i>Cussonia arborea</i> Hochst. ex A. Rich.	P	SZ(EOZ)	Mic	Sar
	<i>Polyscias fulva</i> (Hiern) Harms	P	Mo	Mac	Sar

Liste des espèces récoltées dans les jachères du Burundi (suite)

Famille	Espèces	TB	TG	TF	TD
Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	P	G	Még	Sar
	<i>Hyphaene petersiana</i> Klotzsch ex Mart.	P	End	Més	
Asparagaceae	<i>Asparagus africanus</i> Lam.	Hc	Plur Afr	Nan	Pog
Asteraceae	<i>Dracaena afromontana</i> Mildbr.	P	Mo(EA)	Més	Sar
	<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	T	Cos	Mic	Des
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	T	Pan	Mic	Des
	<i>Aspilia helianthoides</i> (Schumach. & Thonn.) Oliv. & Hiern	T	Afr trop	Mic	Pog
	<i>Aspilia helianthoides</i> Oliv. & Hiern subsp. <i>Ciliata</i>	T	Afr trop	Mic	Pog
	<i>Aspilia kotschyi</i> (Sch. Bip.) Oliv.	Th	Pan	Mic	Pog
	<i>Aspilia mossambicensis</i> (Oliv.) Wild	T		Mic	Pog
	<i>Aspilia pluriseta</i> Schweinf.	T		Mic	Pog
	<i>Bidens grantii</i> (Oliv.) Sherff	T		Mic	Des
	<i>Bidens pilosa</i> L.	T	Pan	Mic	Des
	<i>Bidens steppia</i> (Steetz) Sherff	Hc	SZ(OZ)	Mic	Des
	<i>Blumea adamsii</i> J.-P. Lebrun & Stork	Hc	Pal	Més	Scl
	<i>Blumea brevipes</i> (Oliv. & Hiern) Wild	T	Pal	Mic	Bal
	<i>Bothriocline longipes</i> (Oliv. & Hiern) N. E. Br.	T	SZ	Mic	Des
	<i>Chrysanthellum indicum</i> DC. Subsp <i>afro-americanum</i>	T	Pan	Mic	Scl
	<i>Conyza aegyptiaca</i> (L.) Aiton	T	Pan	Mic	Pog
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	T	Pan	Mic	Pog
	<i>Conyza limosa</i> O. Hoffm.	Ch	SZ(OZ)	Mic	Pog
	<i>Conyza pyrrophappa</i> Sch. Bip. Ex A. Rich.	Ch	Pal	Mic	Pog
	<i>Crassocephalum crepidioides</i> (Benth.) S. Moore			Més	Pog
	<i>Crassocephalum montuosum</i> (S. Moore) Milne-Redh.	Ch	Afr trop	Més	Pog
	<i>Crassocephalum rubens</i> (Juss. Ex Jacq.) S. Moore var. <i>rubens</i>	T	Afr trop	Mic	Pog
	<i>Crassocephalum vitellinum</i> (Benth.) S. Moore	Th	Mo	Mic	Pog
	<i>Dichrocephala integrifolia</i> (L.f.) Kuntze	T	Cos	Mic	Pog
	<i>Dicoma anomala</i> Sond. Subsp. <i>Anomala</i>	Ch	SZ (G)	Mic	Pog
	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	T	Pan	Mic	Des
	<i>Elephantopus scaber</i> L. subsp. <i>Plurisetus</i> Philipson	Ch	L-SZ-Mo	Més	Pog
	<i>Eleutheranthera ruderalis</i> (Sw.) Sch. Bip.	T		Mic	Pog
	<i>Emilia caespitosa</i> Oliv.	T	SZ(G)	Mic	Pog
	<i>Emilia coccinea</i> (Sims.) G. Don.	T	Pan	Mic	Pog
	<i>Emilia</i> sp.	T		Mic	Pog
	<i>Galingsoga parviflora</i> Cav.	T	Cos	Mic	Scl
	<i>Guizotia scabra</i> (Vis.) Chiov.	T	Afr trop	Mic	Scl
	<i>Helichrysum cymosum</i> (L.) D. Don	Ch	Mo	Nan	Scl
	<i>Helichrysum foetidum</i> (L.) Cass.	Ch	L-SZ-Mo	Mic	Scl
	<i>Helichrysum forskahlii</i> (J. F. Gmel.) Hilliard & B. L. Burt	Ch	Pal	Nan	Scl
	<i>Helichrysum keilli</i> Moeser	Hc		Mic	Scl
	<i>Helichrysum tillandsiifolium</i> O. Hoffm.	Ch	Mo	Mic	Scl
	<i>Hypericophyllum elatum</i> (O. Hoff) N.E. Br.	Hc	SZ(Z)	Mic	Des
	<i>Lactuca inermis</i> Forssk.	P	Plur Afr	Mic	Scl
	<i>Microglossa pyrifolia</i> (Lam.) Kuntze	P	Pal	Mic	Pog
	<i>Pluchea ovalis</i> (Pers.) DC.	P	SZ	Mic	Pog
	<i>Solanecio mannii</i> (Hook. F.) Jeffrey	P	Mo	Mic	Pog

Liste des espèces récoltées dans les jachères du Burundi (suite)

Famille	Espèces	TB	TG	TF	TD
Asteraceae	<i>Sonchus luxurians</i> (R. E. Fr.) C. Jeffrey	Ch	L- SZ-Mo	Mic	Pog
	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	T	Cos	Mic	Pog
	<i>Synedrella nodiflora</i> Gaertn.	T	Pan	Mic	Scl
	<i>Tagetes minuta</i> L.	T	Pal	Mic	Pog
	<i>Tithonia diversifolia</i> (Hamsl) A. Gray	Ch	Pan	Més	Pog
	<i>Tridax procumbens</i> L.	T	Pan	Mic	Scl
	<i>Vernonia aemulans</i> Vatke	T		Mic	Pog
	<i>Vernonia amygdalina</i> Delile	P	Afr trop	Mic	Pog
	<i>Vernonia cinerea</i> (Linn.) Less.	T	Pal	Mic	Pog
	<i>Vernonia lasiopus</i> O. Hoffm.	T		Mic	Pog
	<i>Vernonia miombicola</i> Wild	T		Mic	Pog
	<i>Vernonia perrottetii</i> Sch. Bip. ex Walp.	Ch	L-G-SZ	Mic	Pog
	<i>Vernonia turbinella</i> S. Moore	T		Mic	Pog
	<i>Vernonia ugandensis</i> S. Moore	Ch		Mic	Pog
Balanitaceae	<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Delile	P	Cos	Mic	Bal
Balsaminaceae	<i>Impatiens stuhlmannii</i> Warb.	Ch	L-SZ-Mo	Mic	Bal
Basellaceae	<i>Basella alba</i> L.	Ch	Pan	Mic	Sar
Bignoniaceae	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	P	Afr trop	Mic	Bal
Boraginaceae	<i>Cynoglossum lanceolatum</i> Forssk.	Hc	Pal	Mic	Scl
	<i>Heliotropium ovalifolium</i> Forssk	Ch	Plur Afr	Mic	Sar
	<i>Heliotropium zeylanicum</i> (Burm. F.) Lam.	Ch	Pal	Mic	Sar
Buddlejaceae	<i>Nuxia congesta</i> R. Br. ex Fresen.	P	Plur Afr	Més	
Burseraceae	<i>Commiphora madagascariensis</i> Jacq.	P	GC	Més	Sar
Cactaceae	<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	Ch		Aph	
Campanulaceae	<i>Wahlenbergia pulchella</i> Thulin	P	Afr trop	Més	Bal
Capparaceae	<i>Cadaba farinosa</i> Forssk.	P	SZ	Mic	Sar
	<i>Capparis tomentosa</i> Lam.	P	SZ	Mic	Sar
	<i>Cleome gynandra</i> L.	T	Pal	Mic	Scl
Caryophyllaceae	<i>Cerastium octandrum</i> Hochst ex A. Rich	T	Mo	Nan	Bal
	<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Roem. & Schult.	Ch	Pan	Lep	Bal
Chrysobalanaceae	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	P	SZ(SOZ)	Mic	Sar
Clusiaceae	<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	P	Pan	Més	Sar
Colchicaceae	<i>Gloriosa superba</i> L.	Gé	Pal	Més	Scl
Combretaceae	<i>Combretum collinum</i> Fresen.	P		Mic	Pté
	<i>Terminalia mollis</i> M. A. Lawson	P		Més	Pté
Commelinaceae	<i>Aneilema spekei</i> C.B. Clarke	Ch	SZ	Mic	Scl
	<i>Commelina trilobosperma</i> K. Schum.	Ch		Més	Scl
	<i>Commelina africana</i> L.	Ch	Pal	Mic	Scl
	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Ch	Afr trop	Mic	Scl
	<i>Commelina</i> sp.	Ch		Mic	Scl
	<i>Cyanotis longifolia</i> Benth. var. <i>longifolia</i>	Gé	L-G-SZ	Nan	Scl
Convolvulaceae	<i>Dichondra micrantha</i> Urb.	Ch	Pan	Mic	
	<i>Evolvulus nummularius</i> (L.) L.	Ch	Pan	Mic	
	<i>Hewittia malabarica</i> (L.) Suresh	Ch	Pal	Mic	Sar
	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet var. <i>cairica</i>	Ch	Cos	Mic	Scl

Liste des espèces récoltées dans les jachères du Burundi (suite)

Famille	Espèces	TB	TG	TF	TD
Convolvulaceae (suite)	<i>Ipomoea eriocarpa</i> R. Br.	T	Pal	Mic	Sar
	<i>Ipomoea involucrata</i> P.Beauv.	Gé	Afr trop	Mic	Sar
	<i>Ipomoea ochracea</i> (Lindl) G. Don & Huaman	Ch	SZ	Mic	Sar
	<i>Ipomoea</i> sp. 1	Ch		Mic	
	<i>Ipomoea</i> sp. 2			Mic	
	<i>Ipomoea</i> sp. 3			Mic	
	<i>Ipomoea tenuirostris</i> Steud. ex Choisy	Ch	Afr trop	Mic	Bal
Costaceae	<i>Costus spectabilis</i> (Fenzl) K. Schum.	Gé	SZ	Més	Sar
Crassulaceae	<i>Kalanchoe crenata</i> (Andrews) Haw.	Ch	L-G-SZ	Mic	Bal
	<i>Kalanchoe glaucescens</i> Britten	Ch	Afr trop	Més	Bal
	<i>Sedum glomerifolium</i> M.G.Gilbert	Gé		Mic	
Cucurbitaceae	<i>Cucumis maderaspatanus</i> L.	T	Pal	Mic	Sar
Cucurbitaceae	<i>Lagenaria rufa</i> (Gilg) C. Jeffrey	Ch	Pal	Més	Sar
	<i>Momordica foetida</i> Schumach.	P	Afr trop	Més	Sar
	<i>Oreosyce africana</i> Hook. f.	P		Mic	Sar
	<i>Peponium vogelii</i> (Hook. f.) Engl.	P	Afr trop	Mic	Sar
	<i>Zehneria scabra</i> (L.f.) Sond.	P	Pal	Mic	Sar
Cyperaceae	<i>Abildgaardia collina</i> (Ridl.) Lye	T	Afr Am	Aph	Scl
	<i>Abildgaardia densa</i> (Wall.) Lye var. densa	T	Pal	Aph	Scl
	<i>Abildgaardia hispidula</i> (Vahl) Lye	T	Pan	Aph	Scl
	<i>Cyperus articulatus</i> L.	Gé	Pan	Mic	Scl
	<i>Cyperus dives</i> Delile	Gé	Pal	Mic	Scl
	<i>Cyperus niveus</i> Retz	Gé	Plur Afr	Mic	Scl
	<i>Cyperus</i> sp.	Gé		Mic	Scl
	<i>Cyperus sphacelatus</i> Rottb.	Gé	Pal	Mic	Scl
	<i>Cyperus tenuiculmis</i> Boeckeler	Gé	Pal	Mic	Scl
	<i>Kyllinga bulbosa</i> P.Beauv.	Gé	Afr trop	Mic	Scl
	<i>Kyllinga erecta</i> Schum.	Gé	Plur Afr	Més	Scl
	<i>Mariscus cylindristachyus</i> Steud	Hc	Pan	Més	Scl
	<i>Mariscus macrocarpus</i> Kunth	Gé	Afr trop	Mic	Scl
	<i>Mariscus sumatrensis</i> (Retz.) J. Raynal	Ch	Pal	Mic	Scl
	<i>Mariscus vestitus</i> (Hochst. ex Krauss) C.B.Clarke	Gé		Mic	Scl
<i>Pycreus niger</i> (Ruíz & Pav.) Cufod.	Ch	Mo(EA)	Mic	Scl	
Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Gé	Afr trop	Mac	Scl
Dilleniaceae	<i>Tetracera masutiana</i> De Wild. & T. Durand	Ch	SZ	Més	Sar
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea alata</i> L.	Gé		Mic	Pté
	<i>Dioscorea bulbifera</i> L.	Gé	Pan	Més	Pté
	<i>Dioscorea dumetorum</i> (Kunth) Pax	Gé	L-G-SZ	Mic	Pté
	<i>Dioscorea praehensilis</i> Benth.	Gé	Pan	Mic	Pté
	<i>Dioscorea</i> sp.	Gé		Mic	Pté
Euphorbiaceae	<i>Acalypha brachiata</i> C. Krauss	Hc	Plur Afr	Aph	Bal
	<i>Acalypha manniana</i> Müll.Arg.	P	Afr trop	Mic	Bal
	<i>Acalypha ornata</i> Hochst. ex A. Rich.	P	L-G-SZ	Mic	Bal
	<i>Acalypha psilostachya</i> Hochst. ex. A. Rich	Ch	Mo	Més	Bal
	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schumach. & Thonn.) Müll.Arg.	P	L-G-SZ	Més	Sar

Liste des espèces récoltées dans les jachères du Burundi (suite)

Famille	Espèces	TB	TG	TF	TD	
Euphorbiaceae (suite)	<i>Antidesma membranaceum</i> Müll.Arg.	P	SZ	Mic	Sar	
	<i>Bridelia atroviridis</i> Müll. Arg.	P	Afr trop	Més	Sar	
	<i>Bridelia brideliifolia</i> (Pax) Fedde	P	L-SZ-Mo	Més	Bal	
	<i>Erythrococca bongensis</i> Pax	P	Afr trop	Mic	Bal	
	<i>Euphorbia candelabrum</i> Trémaux ex Kotschy	P	SZ(SOZ)	Aph		
	<i>Euphorbia hirta</i> L.	T	Pan	Nan	Scl	
	<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	T	Pan	Mic	Scl	
	<i>Euphorbia indica</i> Lam.	T	Pan	Mic	Scl	
	<i>Flueggea virosa</i> (Roxb. ex Willd.) Voigt subsp. <i>virosa</i>	P	Pal	Mic	Sar	
	<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	P	SZ(O)	Més	Pté	
	<i>Jatropha curcas</i> L.	P	Pan	Mic	Bal	
	<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill.) G.L.Webster	P	Afr trop	Mic	Bal	
	<i>Neoboutonia macrocalyx</i> Pax	P	Mo	Mac	Bal	
	<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach. & Thonn.	T	Pan	Nan	Bal	
	<i>Phyllanthus muellerianus</i> (Kuntze) Exell	P	Plur Afr	Nan	Sar	
	<i>Phyllanthus pseudoniruri</i> Müll. Arg.	Ch	L- SZ-Mo	Nan	Sar	
	<i>Ricinus communis</i> L.	P	Cos	Més	Bal	
	<i>Tragia brevipes</i> Pax	Ch	Plur Afr	Mic	Bal	
	Fabaceae	<i>Abrus precatorius</i> L.	P	SZ(SOZ)	Mic	Sar
		<i>Acacia hockii</i> De Wild.	P	Afr trop	Nan	Sar
<i>Acacia sieberiana</i> DC.		P	SZ	Nan	Sar	
<i>Aeschynomene indica</i> L.		Ch	Pan	Nan	Bal	
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W. Wight		P	Afr trop	Lep	Sar	
<i>Albizia antunesiana</i> Harms		P	SZ(Z)	Més	Bal	
<i>Albizia gummifera</i> (J. F. Gmel.) C. A. Sm.		P	Afr Mal	Més	Bal	
<i>Albizia harveyi</i> E. Fourn.		P		Més	Bal	
<i>Alysicarpus glumaceus</i> (Vahl) DC.		T	Plur Afr	Nan	Bal	
<i>Antopetitia abyssinica</i> A.Rich.		P	Mo	Még	Bal	
<i>Brachystegia</i> sp.		P		Mic	Bal	
<i>Caesalpinia decapetala</i> (Roth) Alston		P	Pan	Mac	Bal	
<i>Cassia hirsuta</i> L.		T	Afr Am	Mic	Bal	
<i>Cassia kirkii</i> Oliv.		P	SZ	Lep	Bal	
<i>Cassia mimosoides</i> L.		T	Pal	Lep	Bal	
<i>Cassia obtusifolia</i> L.		T	Pan	Mic	Bal	
<i>Cassia occidentalis</i> L.		T(H)	Pan	Mic	Bar	
<i>Cassia siamea</i> Lam.		P	Pal	Mic	Bal	
<i>Cassia spectabilis</i> DC.		P	Pan	Mic	Bal	
<i>Clitoria ternatea</i> L.		T	SZ	Mic	Bal	
<i>Crotalaria cephalotes</i> Steud. ex A. Rich.		Ch	SZ	Mic	Bal	
<i>Crotalaria chrysochlora</i> Baker f. ex Harms		Ch	Plur Afr	Mic	Bal	
<i>Crotalaria dewildemaniana</i> R. Wilczek		P	Pal	Mic	Bal	
<i>Crotalaria glauca</i> Willd.		T	Afr trop	Mic	Bal	
<i>Crotalaria goreensis</i> Guill. & Perr.		Ch	L-G-SZ	Mic	Bal	
<i>Crotalaria ononoides</i> Benth.		T(Ch)	L-G-SZ	Mic	Bal	
<i>Crotalaria pallida</i> Aiton		Ch(T)	Pal	Mic	Bal	

Liste des espèces récoltées dans les jachères du Burundi (suite)

Famille	Espèces	TB	TG	TF	TD
Fabaceae (suite)	<i>Crotalaria</i> sp.			Mic	Bal
	<i>Crotalaria spinosa</i> Hochst. ex Benth.	T	Pal	Nan	Bal
	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	Ch	Pan	Mic	Des
	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	Ch	SZ(O)	Mic	Des
	<i>Desmodium</i> sp.	T			Des
	<i>Desmodium tortuosum</i> (Sw.) DC.	T	Pan	Mic	Des
	<i>Desmodium velutinum</i> (Willd.) DC.	Ch	Pal	Mic	Des
	<i>Eriosema laurentii</i> De Wild.	T	Pal	Mic	Bal
	<i>Eriosema montanum</i> Baker f.	Ch	L-SZ-Mo	Més	Bal
	<i>Eriosema monticola</i> Taub.	T		Mic	Bal
	<i>Eriosema psoraleoides</i> (Lam.) G. Don	P(Ch)	L-G-SZ	Mic	Bal
	<i>Eriosema rhodesicum</i> R. E. Fr.	T		Mic	Bal
	<i>Erythrina abyssinica</i> Lam. ex DC.	T(H)	SZ(OZ)	Més	Bal
	<i>Faidherbia albida</i> (Delile) A. Chev.	P		Nan	Sar
	<i>Indigofera arrecta</i> Hochst. ex A. Rich.	T		Nan	Bal
	<i>Indigofera colutea</i> (Burm. f.) Merr.	Ch	SZ(SO)	Mic	Bal
	<i>Indigofera drepanocarpa</i> Taub.	Ch	SZ(SOZ)	Mic	Bal
	<i>Indigofera emarginella</i> Steud. ex A. Rich.	P		Mic	Bal
	<i>Indigofera hirsuta</i> L.	T	Pal	Mic	Bal
	<i>Indigofera homblei</i> Baker f. & Martin	P	SZ(OZ)	Nan	Bal
	<i>Indigofera homblei</i> Baker f. & Martin	P	SZ(OZ)	Nan	Bal
	<i>Indigofera macrocalyx</i> Guill. & Perr.	T	SZ	Nan	Sci
	<i>Indigofera monantha</i> Baker f.	T	SZ(Z)	Mic	Bal
	<i>Indigofera paracapitata</i> J. B. Gillett	T	SZ	Mic	Bal
	<i>Indigofera</i> sp.	T		Mic	Bal
	<i>Indigofera spicata</i> Forssk.	Ch	Pal	Nan	Bal
	<i>Indigofera trita</i> L. f.	T		Nan	Bal
	<i>Indigofera zenkeri</i> Harms ex Baker f.	Ch	SZ	Mic	Bal
	<i>Indigofera simplicifolia</i> Lam.	Th	Plur Afr	Més	Bal
	<i>Kotschya aeschynomoides</i> Dewit & P.A.Duvign.	P	Mo	Mic	Bal
	<i>Kotschya africana</i> Endl. var. africana	P	L-SZ-Mo	Mic	Bal
	<i>Kotschya strigosa</i> (Benth.) Dewit & P. A. Duvign.	T		Mic	Bal
	<i>Macrotyloma axillare</i> (E. Mey.) Verdc.	Ch	Pal	Mic	Bal
	<i>Mimosa invisa</i> Mart. ex Colla	P	Afr Am	Mic	Des
	<i>Mimosa pigra</i> L.	P	Pan	Nan	Des
	<i>Mucuna poggei</i> Taub.	Ch(P)	SZ(OZ)	Mic	Bal
	<i>Mucuna pruriens</i> (L.) DC.	Ch	Pal	Més	Bal
	<i>Neonotonia wightii</i> (Wight & Arn.) J.A.Lackey	Ch	Cos	Mic	Bal
	<i>Neorautanenia mitis</i> (A. Rich.) Verdc.	T		Mic	Bal
	<i>Pericopsis angolensis</i> (Baker) Meeuwen	P	SZ(Z)	Mic	Pté
<i>Pseudarthria hookeri</i> Wight & Arn.	T		Mic	Bal	
<i>Pseudoeriosema boriannii</i> (Schweinf) Hauman	T		Mic	Bal	
<i>Rhynchosia minima</i> (L.) DC.	Ch	SZ(O)	Mic	Bal	
<i>Sesbania sesban</i> (L.) Merr. Var. <i>nubica</i> Chiov.	P	Pal	Nan	Bal	
<i>Sphenostylis marginata</i> E. Mey.	Gé		Mic	Bal	

Liste des espèces récoltées dans les jachères du Burundi (suite)

Famille	Espèces	TB	TG	TF	TD	
Fabaceae (suite)	<i>Stylosanthes fruticosa</i> (Retz.) Alston	Ch	Pal	Mic	Bal	
	<i>Tephrosia rhodesica</i> Baker f.	Ch	SZ(Z)	Mic	Bal	
	<i>Tephrosia linearis</i> (Willd.) Pers.	T	Afr Mal	Mic	Bal	
	<i>Tephrosia nana</i> Kotschy ex Schweinf.	T	SZ	Lep	Bal	
	<i>Tephrosia pumila</i> (Lam.) Pers.	T	Plur Afr	Mic	Bal	
	<i>Tephrosia purpurea</i> (L.) Pers.	Ch(T)	L-G-SZ	Mic	Bal	
	<i>Teramnus labialis</i> (L.f.) Spreng.	Ch	Pan	Mic	Bal	
	<i>Vigna parkeri</i> Baker subsp. <i>maranguensis</i> (Taub.) Verdc.	Ch	SZ	Mic	Bal	
	<i>Vigna</i> sp.	Ch		Mic	Bal	
	<i>Vigna vexillata</i> (L.) A. Rich.	Ch	Pan	Mic	Bal	
	<i>Vigna wittei</i> Baker f.	T	SZ(Z)	Més	Bal	
Gentianaceae	<i>Anthocleista schweinfurthii</i> Gilg	P	L-G-SZ	Mac	Sar	
	<i>Swertia welwitschii</i> Engl.	Ch		Mic		
Hypericaceae	<i>Harungana madagascariensis</i> Lam. ex Poir.	P	Afr Mal	Més	Sar	
	<i>Hypericum revolutum</i> Vahl	P	Pal(Mal)	Mic	Bal	
	<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach	P	SZ	Mac	Sar	
Icacinaceae	<i>Apodytes dimidiata</i> E. Mey. ex Arn.	P	Plur Afr	Més		
Iridaceae	<i>Gladiolus dalenii</i> Van Geel subsp. <i>dalenii</i>	Gé	Mo (Afr trop)	Més	Scl	
Lamiaceae	<i>Basilicum polystachyon</i> (L.) Moench	T	Pal	Nan	Des	
	<i>Haumaniastrum caeruleum</i> (Oliv.) P. A. Duvign. & Plancke	T		Mic	Scl	
	<i>Haumaniastrum villosum</i> (Benth.) A. J. Paton	T	SZ	Mic	Scl	
	<i>Hoslundia opposita</i> Vahl	P	Afr Mal	Mic	Scl	
	<i>Hyptis suaveolens</i> Poit.	P	Plur Afr	Mic	Des	
	<i>Isodictyophorus defoliatus</i> (Hochst. ex Benth.) Agnew	Ch	SZ(OZ)	Mic	Sar	
	<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.	T	Pan	Mic	Scl	
	<i>Leonotis ocyimifolia</i> (Burm.f.) Iwarsson	Ch	SZ(O)	Mic	Scl	
	<i>Leucas tettensis</i> Vatke	T		Mic	Scl	
	<i>Mentha aquatica</i> L.	Ch		Mic	Scl	
	<i>Micromeria imbricata</i> (Forssk.) C. Chr.	Ch		Mic	Scl	
	<i>Ocimum basilicum</i> L.	P	Pan	Mic	Sar	
	<i>Ocimum lamifolium</i> Hochst. ex Benth.	P		Mic	Sar	
	<i>Orthosiphon suffrutescens</i> (Thonn.) J.K.Morton	Ch	SZ(SOZ)	Mic	Scl	
	<i>Platostoma africanum</i> P. Beauv.	T	L-G-SZ	Més	Scl	
	<i>Platostoma rotundifolium</i> (Briq.) A.J.Paton	CH	SZ-Mo	Mic	Scl	
	<i>Plectranthus stachyoides</i> Oliv.	Ch	SZ(OZ)	Mic	Sar	
	<i>Pleiotaxis pulcherrima</i> Steetz	Ch	SZ(Z)	Mic	Des	
	<i>Pycnostachys goetzenii</i> Gürke	P	Mo(EA)	Més	Scl	
	<i>Pycnostachys ruandensis</i> De Wild.	Ch	End	Mic	Scl	
	<i>Rothea myricoides</i> (Hochst.) Steane & Mabb.	P	Afr trop	Mic	Sar	
	<i>Satureja pseudosimensis</i> Brenan	Ch	Mo	Mic	Scl	
	<i>Solenostemon</i> sp.	T		Mic	Scl	
		<i>Tinnea apiculata</i> Robyns & Lebrun			Mic	Scl
	Lauraceae	<i>Cassytha filiformis</i> L.	P	Pan	Aph	Sar
	Lobeliaceae	<i>Lobelia giberroa</i> Hemsl.	P	Mo(EA)	Mac	Bal
	Loranthaceae	<i>Tapinanthus constrictiflorus</i> (Engl.) Danser	Ep	End	Mic	Sar

Liste des espèces récoltées dans les jachères du Burundi (suite)

Famille	Espèces	TB	TG	TF	TD
Malvaceae	<i>Abutilon angulatum</i> (Guill. & Perr.) Mast.	T	Plur Afr	Mic	Bal
	<i>Abutilon mauritianum</i> (Jacq.) Medik.	Ch	Afr trop	Mic	Bal
	<i>Gossypium barbadense</i> L.			Mic	
	<i>Hibiscus cannabinus</i> L.	T	Pal	Més	Bal
	<i>Hibiscus diversifolius</i> Jacq.	P(Ch)	Pan	Mic	Sar
	<i>Hibiscus</i> sp. Carine			Mic	Sar
	<i>Hibiscus surattensis</i> L.	P(Ch)	Pan	Mic	Sar
	<i>Kosteletzkya adoensis</i> (Hochst. ex A.Rich.) Mast.	P	Afr Mal(Mo)	Mic	Bal
	<i>Sida acuta</i> Burm. f.	T	Pan	Mic	Des
	<i>Sida alba</i> L.	T	Pan	Mic	Des
	<i>Sida cordifolia</i> L.	T	Pan	Mic	Des
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	T	Pan	Mic	Des
	<i>Sida urens</i> L.	T	SZ	Mic	Des
	<i>Urena lobata</i> L.	P	Pan	Més	Des
Melastomataceae	<i>Antherotoma naudinii</i> Hook. f.	T	Afr Mal	Nan	Sar
	<i>Dissotis brazzae</i> Cogn.	P	GC	Mic	Sar
	<i>Dissotis ruandensis</i> Engl.	Ch	L-SZ-Mo	Mic	Sar
	<i>Dissotis trothae</i> Gilg	P	L-SZ-Mo	Més	Sar
	<i>Heterotis rotundifolia</i> (Sm.) Jacq.-Fél.	Ch	Afr trop	Mic	Scl
	<i>Melastomastrum capitatum</i> (Vahl) A. Fern. & R. Fern.	Ch	Mo(Afr Trop)	Mic	Scl
Melanthaceae	<i>Bersama abyssinica</i> Fresen.	P	Mo	Mac	Bal
Menispermaceae	<i>Cissampelos mucronata</i> A. Rich.	Ch	SZ	Mic	Sar
	<i>Stephania abyssinica</i> (Dill. & A. Rich.) Walp.	P	Mo	Més	Sar
	<i>Tinospora caffra</i> (Miers) Troupin	Ch	L-C-SZ	Mic	Sar
Monimiaceae	<i>Xymalos monospora</i> (Harv.) Baill.	P	Mo	Més	Bal
Moraceae	<i>Ficus asperifolia</i> Miq.	P	L-G-SZ	Més	Sar
	<i>Ficus ingens</i> (Miq.) Miq.	P	Plur Afr	Mic	Sar
	<i>Ficus ovata</i> Vahl	P	L-G-SZ	Més	Sar
	<i>Ficus thonningii</i> Blume	P	Afr trop	Més	Sar
	<i>Ficus vallis-choudae</i> Delile	P	GC	Mic	Sar
	<i>Myrianthus holstii</i> Engl.	P	Mo	Més	Sar
Myrsinaceae	<i>Maesa lanceolata</i> Forssk.	P	Mo(EA)	Més	Sar
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	P	Afr Am	Mic	Sar
	<i>Syzygium cordatum</i> Hochst. ex C.Krauss	P	Plur Afr	Més	Sar
	<i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC.	P	L-SZ-Mo	Més	Sar
	<i>Syzygium guineense</i> Subsp <i>parvifolium</i> (Engl.) F. White	P	Mo(EA)	Més	Sar
Nephrolepidaceae	<i>Arthropteris monocarpa</i> Cordem. C. Chr.	Gé	Afr Mal	Mac	Scl
	<i>Nephrolepis undulata</i> (Afz. ex. siv.) J. Sm.	Gé	Afr trop	Nan	Scl
Nyctaginaceae	<i>Boerhavia diffusa</i> L.	Ch	Pan	Mic	Des
	<i>Boerhavia erecta</i> L.	Ch		Mic	Des
Onagraceae	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P. H. Raven	Ch	Afr Mal	Nan	Plé
Orchidaceae	<i>Eulophia caricifolia</i> (Rchb. f.) Summerh.			Més	
	<i>Habenaria petitiana</i> (A.Rich.) T. Durand & Schinz	Gé	Afr trop	Més	Scl
Oxalidaceae	<i>Biophytum helenae</i> Buscal. & Muschl.	T	L-SZ-Mo	Més	Bal
	<i>Biophytum umbraculum</i> Welw.	T	GC	Mic	Sar

Liste des espèces récoltées dans les jachères du Burundi (suite)

Famille	Espèces	TB	TG	TF	TD
Passifloraceae	<i>Passiflora foetida</i> L.	P	Afr Am	Mic	Sar
Pedaliaceae	<i>Sesamum angolense</i> Welw.	Ch	SZ(OZ)	Mic	Bal
	<i>Sesamum angustifolium</i> (Oliv.) Engl.	Ch	SZ	Mic	Bal
Piperaceae	<i>Piper capense</i> L. f.	P	Plur Afr	Més	Sar
Pittosporaceae	<i>Pittosporum viridiflorum</i> Sims	P	SZ	Més	Bal
Poaceae	<i>Agrostis kilimandscharica</i> Mez	Hc	Mo	Mic	Scl
	<i>Andropogon schirensis</i> Hochst. ex A. Rich.	Hc	Pal	Mic	Scl
	<i>Aristida adoensis</i> Hochst.	CH	Pan	Mic	Scl
	<i>Brachiaria brizantha</i> (A. Rich) Stapf	Hc	L-G-SZ	Mic	Scl
	<i>Cenchrus biflorus</i> Roxb.	T	Pal	Mic	Scl
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Ch	Cos	Mic	Scl
	<i>Cynodon nlemfuensis</i> Vanderyst var. <i>nlemfuensis</i>	Ch	Cos	Mic	Scl
	<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	T	Pan	Mic	Scl
	<i>Digitaria abyssinica</i> (Hochst. ex A. Rich.) Stapf	Gé	Pal	Mic	Scl
	<i>Digitaria pearsonii</i> Stapf	Gé	Plur Afr	Mic	Scl
	<i>Digitaria ternata</i> (A. Rich) Stapf	Hc	Pal	Mic	Scl
	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	T	Pan	Nan	Scl
	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase	T			Scl
	<i>Echinochloa</i> sp.	T		Nan	Scl
	<i>Eleusine coracana</i> (L.) Gaertn.	P	SZ	Mic	Scl
	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	T	Pan	Mic	Scl
	<i>Eragrostis chapelieri</i> (Kunth) Nees	T	L-G-SZ	Mic	Scl
	<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R. Br.	T	Pan	Nan	Scl
	<i>Eragrostis olivacea</i> K. Schum.	Hc	L-SZ-Mo	Mic	Scl
	<i>Eragrostis patens</i> Oliv.	Hc		Mic	Des
	<i>Eragrostis racemosa</i> (Thunb.) Steud.	Hc		Mic	Scl
	<i>Eragrostis tenuifolia</i> (A. Rich.) Steud.	Hc		Mic	Scl
	<i>Eragrostis tremula</i> Hochst. ex Steud.	Hc(T)	Plur Afr	Mic	Scl
	<i>Eriochloa meyeriana</i> (Nees) Pilg.	T	Pal	Mic	Scl
	<i>Harpachne schimperi</i> Hochst. ex A. Rich.	T		Mic	Scl
	<i>Hyparrhenia bracteata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Stapf	Hc		Mic	Scl
	<i>Hyparrhenia collina</i> (Pilger) Stapf	Hc	Plur Afr	Mic	Scl
	<i>Hyparrhenia cymbaria</i> (L.) Stapf	T	Afr trop	Mic	Scl
	<i>Hyparrhenia diplandra</i> (Hack.) Stapf	Hc	Pal	Mic	Scl
	<i>Hyparrhenia familiaris</i> (Steud.) Stapf	Hc	L-G-SZ	Mic	Scl
	<i>Hyparrhenia filipendula</i> (Hochst.) Stapf	Hc	Pal	Mic	Scl
	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Rausch.	Gé	Pan	Més	Scl
	<i>Isachne mauritiana</i> Kunth	Ch	Afr Mal(M)	Mic	Scl
	<i>Loudetia arundinacea</i> (A. Rich.) Steud.	Hc	SZ	Mic	Scl
	<i>Loudetia kagerensis</i> (K. Schum.) C. E. Hubb. ex Hutch.	Hc		Mic	Scl
	<i>Loudetia simplex</i> (Nees) C. E. Hubb.	Hc	Afr Mal	Mic	Scl
	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv. var. <i>pilosa</i> Stapf	Hc	Pan	Mic	Scl
	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka subsp. <i>repens</i>	T	Pan	Mic	Scl
	<i>Oryza longistaminata</i> A. Chev. & Roehr.	Ch	Afr Am	Mic	Scl
	<i>Panicum adenophorum</i> K. Schum	T	Mo	Mic	Scl

Liste des espèces récoltées dans les jachères du Burundi (suite)

Famille	Espèces	TB	TG	TF	TD
Poaceae (suite)	<i>Panicum chionachne</i> Mez	T	Mo	Mic	Scl
	<i>Panicum coloratum</i> L.			Mic	Scl
	<i>Panicum glaucicaule</i> Rendle			Mic	Scl
	<i>Panicum heterostachyum</i> Hack.	T		Mic	Scl
	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Hc	Pan	Mic	Scl
	<i>Panicum monticola</i> Hook. f.	Hc	Afr trop	Mic	Scl
	<i>Panicum parvifolium</i> Lam.	Ch	Afr Am	Mic	Scl
	<i>Paspalum scrobiculatum</i> L.	Ch	Pal	Més	Scl
	<i>Pennisetum trachyphyllum</i> Pilg.	Hc	Mo	Més	Pog
	<i>Pennisetum pedicellatum</i> Trin.	Hc		Més	Pog
	<i>Pennisetum polystachion</i> (L.) Schult.	Hc	Pan	Més	Pog
	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	Hc	Pan	Més	Pog
	<i>Perotis patens</i> Gand.	T	Afr Mal	Lep	Scl
	<i>Phragmites mauritanus</i> Kunth	Gé(P)	Plur Afr	Més	Scl
	<i>Setaria barbata</i> (Lam.) Kunth	T	Pan	Mic	Scl
	<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. & Schult.	T	Cos	Mic	Scl
	<i>Setaria sphacelata</i> (Schumach.) Stapf & C. E. Hubb.	Hc	Afr trop	Mic	Scl
	<i>Tripsacum andersonii</i> Gray	Hc	Afr Am	Mac	Scl
	Podocarpaceae	<i>Podocarpus melanjanus</i> (cônifères)	P		Mic
Polygalaceae	<i>Polygala albida</i> Schinz	T	SZ(OZ)	Mic	Sar
	<i>Polygala bakeriana</i> Chodat	T	SZ(OZ)	Nan	Sar
	<i>Polygala melilotoides</i> Chodat	T	Plur Afr	Més	Sar
	<i>Securidaca longipedunculata</i> Fresen.	P	L-G-SZ	Mic	Pté
Polygonaceae	<i>Oxygonum stuhlmannii</i> Dammer	T	SZ(OZ)	Mic	Pog
	<i>Polygonum nepalense</i> Meisn.	T	Pal(Mo)	Mic	Pog
	<i>Rumex usambarensis</i> (Dammer) Dammer	Ch	SZ-Mo	Més	Pté
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	T	Cos	Nan	Scl
	<i>Portulaca quadrifida</i> L.	T	Pal	Lep	Scl
Proteaceae	<i>Faurea saligna</i> Harv.	P			Sar
	<i>Protea madiensis</i> Oliv.	P	Afr trop	Més	Pog
Ranunculaceae	<i>Ranunculus multifidus</i> Forssk.	Hc	Afr trop	Mic	Scl
	<i>Thalictrum rhynchocarpum</i> Quart.-Dill. & A. Rich.	Gé	Mo	Més	
Rhamnaceae	<i>Maesopsis eminii</i> Engl.	P	L-G-SZ	Mic	Sar
Rosaceae	<i>Alchemilla kiwuensis</i> Engl.	Hc	L-SZ-Mo	Mic	
	<i>Rubus apetalus</i> Poir.	P	Mo(Afr Mal)	Més	Sar
	<i>Rubus pinnatus</i> Willd	P	Mo	Mic	Sar
	<i>Rubus</i> sp.	P		Mic	Sar
	<i>Rubus stuhlmannii</i> Engl.	P		Més	Sar
Rubiaceae	<i>Agathisanthemum globosum</i> (Hochst. ex A.Rich.) Bremek.			Mic	Sar
	<i>Chassalia subochreatea</i> (De Wild.) Robyns	P	Mo(EA)	Més	Sar
	<i>Coptosperma graveolens</i> (S.Moore) Degreef var. <i>graveolens</i>	P	SZ(O)	Més	Sar
	<i>Diodia sarmentosa</i> Sw.	Ch	Pan	Mic	Sar
	<i>Geophila obvallata</i> (Schumach.) Didr.	Ch	G	Mic	Sar
	<i>Keetia gueinzii</i> (Sond.) Bridson	P	Plur afr	Mic	Sar
	<i>Keetia hispida</i> (Benth.) Bridson	P	Mo	Mic	Sar

Liste des espèces récoltées dans les jachères du Burundi (suite)

Famille	Espèces	TB	TG	TF	TD
Rubiaceae (suite)	<i>Keetia venosa</i> (Oliv.) Bridson	P	L-G-SZ	Més	Sar
	<i>Leptactina benguelensis</i> (Benth. & Hook.f.) R.D.Good	P		Mic	Sar
	<i>Oldenlandia affinis</i> (Roem. & Schult.) DC.	Ch	Pal	Nan	Sar
	<i>Oldenlandia herbacea</i> (L.) Roxb. var. <i>herbacea</i>	T	Cos	Nan	Sar
	<i>Otiophora pauciflora</i> Baker	Ch	Mo(EA)	Mic	Sar
	<i>Oxyanthus speciosus</i> DC. subsp. <i>mollis</i> (Hutch.) Bridson	P	Afr trop	Mic	Sar
	<i>Pavetta ternifolia</i> (Oliv.) Hiern	P	L-SZ-Mo	Més	Sar
	<i>Pentas longiflora</i> Oliv.	Ch	Mo	Més	Sar
	<i>Pentas zanzibarica</i> (Klotzsch) Vatke var. <i>intermedia</i> Verdc.	Ch	Mo	Mic	Sar
	<i>Pseudosabicea arborea</i> (K.Schum.) N.Hallé	P	Mo(EA)	Més	Sar
	<i>Pseudosabicea bequaertii</i> N. Hallé			Mic	Sar
	<i>Rytigynia kiwuensis</i> (K.Krause) Robyns	P	Mo (EA)	Més	Sar
	<i>Spermacoce dibrachiata</i> Oliv.	Ch	SZ(EOZ)	Mic	Bal
	<i>Spermacoce princeae</i> (K. Schum.) Verdc.	Ch	Afr trop	Nan	Bal
	<i>Spermacoce pusilla</i> Wall.	T		Mic	Bal
	<i>Spermacoce subvulgata</i> (K. Schum.) J. G. Garcia	T	Afr trop	Nan	Bal
	<i>Virectaria major</i> (K. Schum.) Verdc.	Ch	Mo	Mic	Bal
Sapindaceae	<i>Allophylus abyssinicus</i> (Hochst.) Radlk.	P	Mo	Més	Sar
	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	P	Pan	Mic	Pté
	<i>Paullinia pinnata</i> L.	P	Afr Am	Mic	Sar
	<i>Sapindus</i> sp.	P		Mic	Sar
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gorungosanum</i> Engl.	P	Mo(EA)	Més	Sar
	<i>Synsepalum passargei</i> (Engl.) T. D. Penn.	P	L-G-SZ	Mic	Sar
Scrophulariaceae	<i>Crepidorhopalon rupestris</i> (Engl.) Eb. Fisch.	T		Mic	Plé
	<i>Cycnium tubulosum</i> (L.f.) Engl.	Hc	Pan	Mic	Scl
	<i>Sopubia karaguensis</i> Oliv. var. <i>welwitschii</i> O. J. Hansen	T		Mic	Scl
	<i>Striga asiatica</i> (L.) Kuntze	T	Pal	Nan	Scl
	<i>Torenia thouarsii</i> (Cham. & Schltld.) Kuntze	T		Mic	
	<i>Veronica abyssinica</i> Fresen.	P	Mo	Mic	Bal
Smilacaceae	<i>Smilax anceps</i> Willd.	P	Afr trop	Més	Pté
Solanaceae	<i>Capsicum frutescens</i> L.	P	Pan	Mic	Sar
	<i>Physalis angulata</i> L.	T	Pan	Més	Sar
	<i>Schwenkia americana</i> L.	Ch	Afr Am	Nan	Sar
	<i>Solanum aculeastrum</i> Dunal	P	Pan(Mo)	Més	Sar
	<i>Solanum cyaneopurpureum</i> De Wild.	P		Mic	Sar
	<i>Solanum dasyphyllum</i> Schumach. & Thonn.	P	Pan	Mic	Sar
	<i>Solanum incanum</i> L.	CH	Pal	Mic	Sar
	<i>Solanum nigrum</i> L.	T	Cos	Mic	Sar
	<i>Solanum</i> sp.	T		Mic	Sar
	<i>Solanum torvum</i> Sw.	P	Pan	Mic	Sar
<i>Withania somnifera</i> (L.) Dunal	P	Pal	Mic	Sar	
Sterculiaceae	<i>Dombeya buetneri</i> K. Schum.	P	Mo(EA)	Mac	Sar
	<i>Melhania velutina</i> Forssk	T(Ch)	SZ(OZ)	Mic	Sar
	<i>Melochia corchorifolia</i> L.	T	Pan	Mic	Sar
	<i>Melochia melissifolia</i> Benth.	T	Afr Am	Més	Sar
	<i>Waltheria indica</i> L.	T	Pan	Mic	Sar

Liste des espèces récoltées dans les jachères du Burundi (suite)

Famille	Espèces	TB	TG	TF	TD
Strychnaceae	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	P	Afr trop	Mic	Sar
Theaceae	<i>Ficalhoa laurifolia</i> Hiern	P	Mo	Més	Bal
Tiliaceae	<i>Corchorus olerarius</i> L.	Ch	Pan	Mic	Sar
	<i>Corchorus trilocularis</i> L.	T	Pan	Mic	Sar
	<i>Grewia flavescens</i> Juss.	P	Pal	Més	Sar
	<i>Grewia similis</i> K. Schum.	P	SZ(EO)	Mic	Sar
	<i>Triumfetta cordifolia</i> A. Rich.	P	Afr trop	Més	Des
	<i>Triumfetta dekindtiana</i> Engl.	Ch	SZ(OZ)	Mic	Des
	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Ch	Pan	Mic	Des
	<i>Triumfetta tomentosa</i> Bojer	T	SZ	Mic	Des
Ulmaceae	<i>Trema orientalis</i> (L.) Brume	P	Pal	Més	Sar
Urticaceae	<i>Laportea aestuans</i> (L.) Chew	Ch	SZ(OZ)	Més	Des
Verbenaceae	<i>Clerodendrum johnstonii</i> Oliv. subsp. <i>johnstonii</i>	P	L-SZ-Mo	Més	Sar
	<i>Clerodendrum schweinfurthii</i> Gürke	P	SZ	Més	Sar
	<i>Clerodendrum</i> sp.	P	L-SZ-Mo	Més	Sar
	<i>Clerodendrum umbellatum</i> Poir.	P	L-SZ-Mo	Més	Sar
	<i>Lantana camara</i> L.	P	Pan	Mic	Sar
	<i>Lantana trifolia</i> L.	Ch	Pan	Més	Sar
	<i>Premna velutina</i> Gürke	P	Afr trop	Mic	Sar
	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	T		Mic	Des
	<i>Stachytarpheta</i> sp.	T		Mic	Des
	<i>Verbena officinalis</i> L.	P		Mic	Sar
	<i>Vitex doniana</i> Sweet	P	Afr trop	Mic	Sar
	<i>Vitex madiensis</i> Oliv.	P	L-G-SZ	Més	Sar
	Vitaceae	<i>Cayratia ibuensis</i> (Hook. f.) Suess.	P	L-G-SZ	Més
<i>Cissus integrifolia</i> (Baker) Planch.		P		Mic	Sar
<i>Cissus oliveri</i> (Engl.) Gilg		P	SZ(OZ)	Mic	Sar
<i>Cissus rotundifolia</i> (Forssk.) Vahl		P	SZ	Mic	Sar
<i>Cissus</i> sp.		P		Mic	Sar
<i>Cyphostemma adenocaulis</i> (Steud. ex A. Rich.) Desc.		Gé	Afr trop	Més	Sar
<i>Cyphostemma bambuseti</i> (Gilg & M. Brandt) Desc.		Gé		Més	Sar
<i>Cyphostemma cyphopetalum</i> (Fresen.) Desc.		P	Mo(EA)	Més	Sar
Zingiberaceae	<i>Aframomum angustifolium</i> (Sonn.) K.Schum.	Gé	SZ(EO)	Mac	Sar
Zygophyllaceae	<i>Tribulus terrestris</i> L.	T	Pan	Nan	



De la conservation à la restauration écologique: *Démarche méthodologique*

Bangirinama Frédéric¹, Paul Hakizimana² & Jan Bogaert³

¹Ecole Normale Supérieure, BP 6983 Bujumbura-Burundi, bangifre2003@yahoo.fr

²Université du Burundi, B.P. 2700, Bujumbura, Burundi et Université Libre de Bruxelles, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, CP 169, B-1050 Bruxelles, Belgique.

³Unité Biodiversité et Paysage, Université de Liège/Gembloux Agro-Bio Tech, Passage des Déportés, 2 B-5030 Gembloux, j.bogaert@ulg.ac.be

Reçu: le 5 Décembre 2011

Accepté: le 2 Février 2012

Publié: le 9 Février 2012

RESUME

Mots-clés: Seuil d'irréversibilité, Résilience, Ecosystème de référence et Indicateur

Dans ce papier, l'auteur revient sur la définition et les principes d'une discipline nouvelle et encore peu connue, la restauration écologique. A base des exemples, Il décrit la démarche méthodologique pouvant conduire aux conclusions satisfaisantes de l'action restauratrice. Il montre également qu'en plus de la conservation de rares écosystèmes climaciques existants, il convient d'adopter de nouvelles stratégies pour accélérer l'autoréparation d'un écosystème en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable.

ABSTRACT

Key-words: Threshold of irreversibility, Resilience, Ecosystem of reference and Indicator

In this paper, the author comes back on the definition and concepts of a new frontier and little known, the Restoration Ecology. To basis of examples, he describes conceptual and methodological aspects of the restoration process. After clarifying some basic terminology, he shows that conservation actions are impossible if the threshold of irreversibility have been passed. In that situation, new strategies of active restoration must be adopted to accelerate the restoring of natural and social capital.

1. DEFINITIONS ET PRINCIPES

La restauration écologique est un concept relativement nouveau, qui s'est fortement développé ces vingt dernières années tant sur le plan théorique qu'au niveau des applications concrètes sur le terrain. L'homme, qui hier détruisait sans réfléchir aux conséquences, souhaite aujourd'hui réparer ces erreurs à travers le concept de restauration écologique (Triolo, 2005).

La plupart du temps, l'écosystème qui a besoin d'être restauré a été dégradé, endommagé, transformé ou entièrement détruit, résultat direct ou indirect de l'activité humaine. Dans certains cas, ces impacts sur les écosystèmes ont été causés ou aggravés par des phénomènes naturels, tels que les incendies, les inondations, les tempêtes, à tel point que l'écosystème ne peut retrouver son stade antérieur à la perturbation ou sa trajectoire d'évolution historique (Aronson *et al.*, 2002).

La restauration écologique est une action qui initie ou accélère l'autoréparation d'un écosystème en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable (Bouzillé, 2007). L'idée générale de la restauration admet qu'il est possible de remettre dans un état antérieur ce qui a été dégradé ou détruit par des causes naturelles et/ou humaines (Donadieu, 2002). Recréer à l'identique des habitats originels suscite encore de nombreux débats et de nombreuses définitions de la restauration écologique ont donc été proposées, et d'autres termes proches tels que réhabilitation et réaffectation sont également souvent utilisés.

Ainsi, nous admettons que la restauration écologique est un procédé qui permet d'assister le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit (Aronson *et al.*, 1993 ; WWF, 2004). Il s'agit de rechercher à remettre dans un état initial défini, considéré comme naturel un système ayant subi une perturbation (Grouzis & Minneville, 2001).



La réhabilitation vise la création d'un écosystème alternatif écologiquement viable, éventuellement différent en terme de structure, composition et fonctionnement de l'écosystème originel, et présentant une certaine valeur d'usage (Aronson *et al.*, 1993). Enfin, la réaffectation est un terme général décrivant les actions conduisant à assigner à un écosystème dégradé, une biodiversité, un fonctionnement et un usage nouveaux sans rapport écologique avec l'écosystème originel (WWF, 2004). La figure 1 indique les actions possibles devant un écosystème dégradé.

L'on comprend donc que le passage par un état intermédiaire réhabilité est parfois nécessaire pour la restauration elle-même compte tenu de l'échelle temporelle de reconstitution d'un écosystème très dégradé. La restauration peut donc englober deux notions : la restauration active entreprise par l'homme pour obtenir des résultats plus rapidement et la restauration passive liée aux capacités naturelles de l'écosystème à retourner à des conditions initiales.

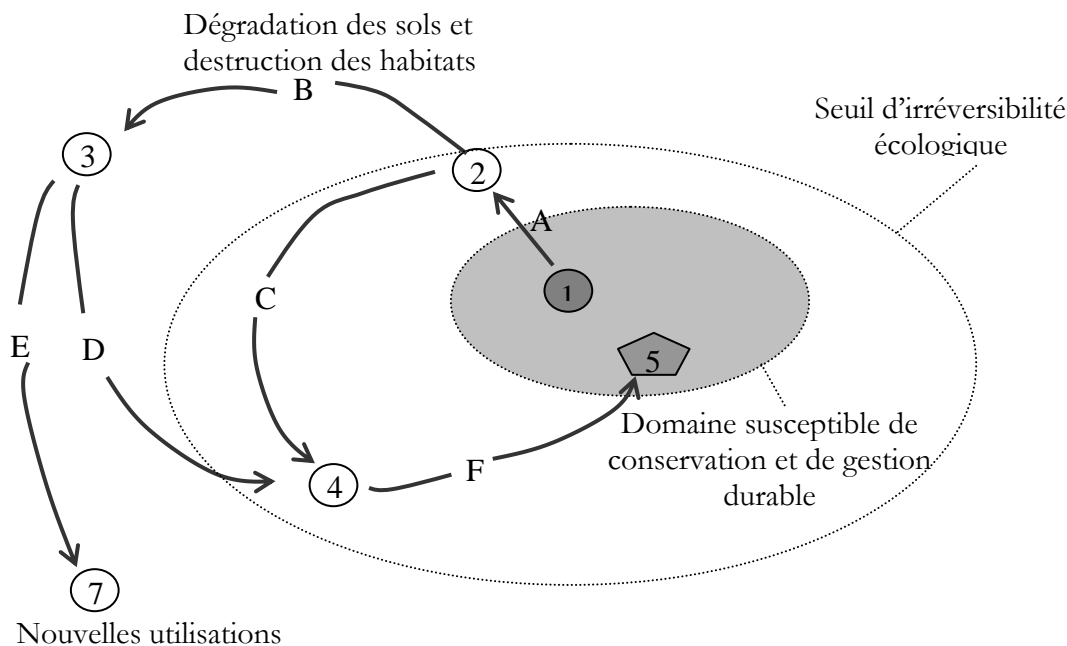


Fig. 1: Modèle général du processus de dégradation des écosystèmes et les réponses possibles pour leur restauration (A) Processus écologique de dégradation (perturbations limitées); (B) Processus écologique de dégradation (perturbations prolongées et répétitives); (C, D) Phases de réhabilitation; (E) Phase de réaffectation; (F) Phase d'accompagnement ou de restauration passive; (1) Stade initial à résilience maximale; (2) Stade modifié sans dépassement du seuil d'irréversibilité; (3) Stade dégradé; (4) Stade réhabilité; (5) Écosystème objectif de la restauration (Aronson *et al.*, 1993 ; Vallauri & Chauvin, 1997 ; Vallauri, 2000 ; adapté).

2. NOTION DE SEUIL

Le concept de " seuil " dans les changements environnementaux est bien établi en écologie (Holling, 1973; Wissel, 1984; Le Floch & Aronson, 1995). Les auteurs rappellent que dans le cas de disparition de la cause de leur dégradation, la plupart des écosystèmes ne peuvent revenir à un état antérieur, lorsqu'ils ont franchi un certain seuil (disparition génétique, changements climatiques, érosion du sol et disparition des habitats) (Vallauri, 2000).

Il est donc essentiel dans le cas d'une étude portant sur les indicateurs écologiques de tenter d'établir, pour les indicateurs choisis, les valeurs des seuils de passage d'un état de dégradation à l'autre, ainsi que le seuil d'irréversibilité. En pratique, une fois les descripteurs (indicateurs potentiels) élaborées, il faut tenter de déterminer quels sont les paliers

repérables marquant les étapes d'une séquence dans l'évolution de la situation et la gravité des phénomènes.

Cette dernière étape essentielle permettra de valider définitivement les descripteurs en tant qu'indicateurs. Il est possible de définir trois types d'indicateurs en fonction du seuil retenu (ROSELT/OSS, 2004):

- 1° Indicateur d'alerte, signalant l'avancée du phénomène et la nécessité de le freiner. Dans ce cas, la restauration passive est privilégiée ;
- 2° Indicateur d'alarme, qui sous-tend que la restauration sera longue et/ou la réhabilitation coûteuse à mettre en œuvre ;
- 3° Indicateur d'urgence, perturbations prolongées et répétitives. Dans ce cas, la réaffectation est préconisée.

3. DEMARCHES METHODOLOGIQUES

L'écologie de la restauration représente une interface importante entre l'écologie de la conservation et le développement durable (Clewel & Aronson, 2006). Il s'agit d'entreprendre des interventions à long terme, afin d'affiner, d'une part, une méthodologie adéquate de suivi et d'évaluation des réponses des écosystèmes aux tentatives de restauration et, d'autre part, une meilleure capacité de prédiction.

La restauration est donc une démarche en plusieurs étapes (i) analyse de l'état de départ avant perturbation, (ii) caractéristiques de l'état final (ou actuel) et (iii) définition du système de référence. Le suivi-évaluation de la restauration nécessite un certain nombre de descripteurs (indicateurs).

3.1. Etat de départ et état final (actuel)

Suivre la dynamique de la végétation dans le sens d'estimer le degré du rétablissement nécessite une combinaison de connaissances sur la structure préexistante de l'écosystème endommagé, sa composition et son fonctionnement. L'analyse de l'état de départ doit donc permettre d'améliorer la connaissance de l'écosystème de départ avant toute intervention afin de conforter les constats préalables et de mieux cerner les objectifs de l'action restauratrice. L'état actuel reflète les résultats de cette entreprise (Triolo, 2005).

Bangirinama (2010) est par exemple parti d'un ensemble de jachères d'âge différent et qui se sont mises en place depuis les années 1993. Pour suivre le processus de restauration de ces écosystèmes, il a regroupé les jachères inventoriées en trois stades d'évolution selon l'âge d'abandon cultural soient 0-2 ans comme état initial de la restauration, 3-5 ans pour le stade intermédiaire et plus de 5 ans comme le stade actuel.

3.2. Définition du système de référence

L'évaluation de l'atteinte de résultats escomptés requiert une mise en place d'un système de référence. Cette étape consiste à définir l'état souhaitable choisi parmi plusieurs états alternatifs, possibles et accessibles (Le Floch & Aronson, 1995). Le choix d'un système de référence est fonction de l'état des ressources de l'écosystème et des usages qu'on aimerait adopter (Donadieu, 2002). Il doit tenir compte des avantages que l'on espère rétablir, écologiques, touristiques ou socio-économiques. Cette étape permet de choisir le type d'intervention (active ou passive) compte tenue des objectifs que l'on s'est fixés.

D'après Aronson (2002), cet état de référence doit être identifié afin de (i) caractériser la cible (écosystème originel ou choisi) par sa composition, sa structure et son fonctionnement, par rapport à l'existant,

(ii) déterminer les facteurs de la dégradation ou transformation, (iii) définir ce qui doit être fait pour restaurer, réhabiliter ou rajeunir l'écosystème et (iv) choisir les critères ou indicateurs à mesurer pour évaluer le succès des traitements ou expérimentations entreprises.

Cet état de référence est alors idéalement l'état dans lequel se trouvait l'habitat avant qu'il soit modifié directement (destruction et prélèvements) ou indirectement (invasions biologiques) par l'homme. Cet état idéal est souvent difficile voire impossible à atteindre si l'écosystème a subi des dommages irréversibles comme l'extinction de certaines espèces et la modification profonde du sol (Bouzillé, 2007). De plus, l'état originel dans lequel se trouvait l'écosystème est généralement très difficile à déterminer par manque de données historiques fiables et quantitatives sur leur composition, leur structure et leur dynamique. Cependant, dans certains cas, l'état idéal peut être défini grâce à la proximité d'écosystèmes similaires pas ou très peu modifiés par l'homme

A titre indicatif, Bangirinama (2010) a choisi comme référence dans son étude les écosystèmes reflétant la structure, la composition et le fonctionnement du noyau des aires protégées prospectées, lequel est resté relativement intact au cours du temps. Ces écosystèmes pourraient donc constituer l'état final de ce qui devrait être le résultat de l'action restauratrice.

3.3. Etablissement des descripteurs ou indicateurs

La définition de l'état de référence permet d'orienter les travaux et les pratiques, mais également de déterminer des indicateurs qui serviront à évaluer les résultats de la trajectoire adoptée (Aronson *et al.*, 2002). Un écosystème restauré contient un ensemble caractéristique d'espèces de l'écosystème de référence qui procure une structure communautaire appropriée. En effet, un écosystème restauré devrait finalement imiter les attributs de la référence. Cette dernière représente un point d'évolution avancé qui se situe quelque part le long de la trajectoire de restauration attendue (Triolo, 2005). Un écosystème restauré fournit l'ensemble de services écologiques, socio-économiques, culturels et touristiques de l'écosystème de référence (ROSELT/OSS, 2004).

Pour mesurer l'existence de ces différents services, il convient d'envisager une méthodologie qui intègre la mesure des changements et qui permet de distinguer les apports des manipulations de celles des évolutions naturelles ou sous influence de facteurs anthropiques externes au site. Il convient ainsi d'établir un certain nombre d'indicateurs. Ces derniers doivent être pertinents et relativement simples pour être efficaces et facilement mesurables (Bouzillé, 2007).

Les indicateurs définis pour un projet de restauration doivent être complémentaires et fournir aux gestionnaires un bon tableau de bord pour leur permettre un suivi de gestion durable à l'échelle spatio-temporelle (Chauvin & Vallauri, 2002). Plusieurs scientifiques préconisent d'utiliser des indicateurs liés à la biodiversité, bien qu'ils soient conscients de la nécessité de développer également des indicateurs socio-économiques (Chapuis *et al.*, 2002).

La richesse spécifique est l'indice de diversité le plus souvent utilisé, car il est généralement simple à récolter et facile à manipuler. Cependant, il ne s'agit pas d'un indice suffisant pour analyser le fonctionnement d'un écosystème. Rappelons tout de même l'hypothèse formulée par Mac Arthur (1955) qui prévoit qu'une augmentation de la richesse spécifique conduit à une plus grande stabilité de l'écosystème.

Hormis la richesse et la diversité spécifique, les indicateurs les plus couramment utilisés sont l'abondance de toutes ou d'une partie des espèces présentes, leur degré de rareté, la superficie de l'habitat, le degré de naturalité ou de représentativité des espèces ou des communautés, la phytomasse, la β diversité, les spectres des formes de vie, la biomasse microbienne, les groupes fonctionnels d'espèces, ainsi que diverses caractéristiques liées aux usages (valeur touristique ou culturelle et halieutique) (Aronson *et al.*, 1993 ; Chauvin & Vallauri, 2002).

Bangirinama (2010) a retenu comme indicateurs le spectre des traits biologiques, les groupements végétaux, la dominance des différentes formes de vie (herbacées annuelles, bisannuelles et pérennes, les arbustes et les arbres) et le degré de naturalité par rapport aux écosystèmes de référence (Tableau 1).

Tableau 1. Exemples d'indicateurs potentiels et mesurables retenus pour assurer le suivi du processus de la restauration écologique des stations de quatre aires protégées du Burundi (Bangirinama, 2010).

Caractéristiques	Indicateur potentiel et mesurable
Physionomie et structure	Diversité floristique Groupements végétaux Spectre des formes de vie et des types foliaires
Colonisation et dispersion	Spectre des types de diaspores
Naturalité et maturité	Spectre des types phytogéographiques Proportion d'espèces endémiques
Représentativité	Proportion d'espèces indigènes
Invasion biologique	Proportion d'espèces exotiques
Persistance de perturbations	Proportion d'espèces pyrophiles Proportions de graminées pérennes Proportion d'adventices

3.4. Evaluation

Le suivi permet de réaliser une évaluation de l'action restauratrice et d'adopter les mesures correctives nécessaires pour atteindre l'objectif fixé.

L'évaluation d'une action de restauration peut conduire à deux grands types de constats : confirmation de la réussite de la restauration ou blocage du processus (Guénaud & Beaudoux, 1996).

La confirmation peut être partielle et cela signifie que l'écosystème actuel a atteint un stade intermédiaire plus avancé. Dans ce cas, on dira que l'écosystème a été réhabilité.

Dans le cas de blocage du processus, il convient de définir certaines modalités d'intervention pouvant remettre la succession sur la trajectoire de restauration. On peut également conclure que l'écosystème qu'il a déjà dépassé le seul d'irréversibilité et recourir à une simple réaffectation ou réallocation l'écosystème à d'autres usages (Aronson *et al.*, 1993 ; Triolo, 2005 ; Bouzillé, 2007) .

4. CONCLUSION

L'explosion démographique, la surexploitation des ressources naturelles, l'urbanisation galopante et le réchauffement climatique ont, depuis une centaine d'années, largement contribué à ravager notre environnement (Clewel & Aronson, 2010). Les principes de la restauration écologique proposent des alternatives de gestion durable (réhabilitation et réaffectation) pour réparer les écosystèmes endommagés ou détruits même au delà du seuil d'irréversibilité. Les partisans de la restauration écologique sont convaincus qu'il est urgent d'aider la nature à se remettre sur la trajectoire de la restauration écologique si nous voulons qu'elle continue à nous soutenir. En plus de la conservation des rares écosystèmes climatiques existants, on doit s'imaginer actuellement les stratégies de recréer à l'identique les écosystèmes dégradés ou tout au moins en créer d'autres capable d'offrir les services vitaux.

5. BIBLIOGRAPHIE

Aronson J., 2002.- *Improving academic achievement: Impact of psychological factors in education*. SanDiego, Academic Press.

Aronson J., C. Floret, E. Le Floc'h, C. Ovalle & R. Pontanier, 1993.- Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south. *Restoration ecology* 1 : 8-17.

Aronson J., E. Le Floc'h, H. Gondard, F. Romane & Z. Shater, 2002.- Gestion environnementale en région méditerranéenne : références et indicateurs liés à la biodiversité végétale. *Revue Ecologique (Terre Vie)*, supplément 9 : 225-240.

Bangirinama F., 2010.- *Processus de la restauration écosystémique au cours de la dynamique post-culturale au Burundi : mécanismes, stratégies et séries écologiques*. Editions Universitaires Européennes, Berlin, 220 p.

Bouzillé J. B., 2007.- *Gestion des habitats naturels et biodiversité : concepts, méthodes et démarches*.

- Chapuis J. L., Y. Frenot & M. Lebouvier, 2002.- Une gamme d'îles de référence, un atout majeur pour l'évaluation de programmes de restauration dans l'archipel de Kerguelen. *Revue Ecologique (Terre Vie)*, supplément 9 : 121-130.
- Chauvin C. & D. Vallauri, 2002.- Indicateurs de restauration écologique de marnes dégradées dans les Alpes du Sud, 120 ans après reboisement. *Revue Ecologique (Terre Vie)*, supplément 9 : 241-250.
- Clewell A. F. & J. Aronson, 2006.- Motivations for the restoration of ecosystems. *Conservation Biology* 20: 420-428.
- Clewell A. F. et J. Aronson, 2010.- *Restauration écologique*. Actes Sud, 310 p.
- Donadieu P., 2002.- Les références en écologie de la restauration, *Revue Ecologique (Terre Vie)* 9 : 109-120.
- Grouzis M. & P. Milleville, 2001.- Modèle d'analyse de la dynamique des systèmes agro-écologiques. In : Razanaka S., M. Grouzis, P. Milleville, B. Moizo & C. Aubry (éds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo, 229-238.
- Guenaud M. C. & E. Beaudoux, 1996.- L'évaluation, un outil au service de l'action. Guide méthodologique. Fond pour les promotions des Etudes préalables, Etudes transversables et Evaluations.
- Holling C. S., 1973.- Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4 : 1-23.
- Le Floch E. & J. Aronson, 1995.- Ecologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base, *Natures, Sciences et Sociétés*, hors série : 29-35.
- Mac Arthur R., 1955.- Fluctuation of animal populations and a measure of community stability. *Ecology* 36 : 533-536.
- ROSELT/OSS, 2004.- Indicateurs écologiques. Une première approche méthodologique pour la surveillance de la biodiversité et des changements environnementaux. Collection ROSELT/OSS, Document scientifique 4, Montpellier, 50 p. + annexes.
- Triolo J., 2005.- *Guide pour la restauration écologique de la végétation indigène*. Saint-Denis, La Réunion, 91 p.
- D., 2000.- Recréer les forêts ? Une vision écologique pour soutenir une stratégie de restauration après les tempêtes. Rapport scientifique, Paris, WWF-France, 24 p.
- Vallauri D. & Ch. Chauvin, 1997.- L'écologie de la restauration appliquée à la forêt. *Revue forestière française* 3: 195-203.
- Wissel C., 1984.- A universal law of the characteristic return time near thresholds. *Oecologia* 65 : 101-107.
- WWF, 2004.- Recréer des forêts tropicales sèches en Nouvelle-Calédonie. Contribution à une vision pour la restauration. Rapport scientifique, 25 pp. + annexes.



Dynamique forestière sous l'effet de lisière au Parc National de la Kibira (Burundi)

Bararunyeretse Prudence¹, Jan Bogaert², Nzigidahera Benoit³,
Tatien Masharabu⁴ et Habonimana Bernadette⁵

¹ Université du Burundi, Faculté des Sciences, B.P. 2700 Bujumbura, Burundi, prudenceba@yahoo.fr

² Université de Liège/Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, B-5030 Gembloux, Belgique

³ Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature (INECN),
B.P. 2757 Bujumbura, Avenue de l'Imprimerie, Jabe

⁴ Université du Burundi, Faculté des Sciences, B.P. 2700 Bujumbura, Burundi

⁵ Université du Burundi, Faculté des Sciences Agronomiques, B.P. 2940 Bujumbura, Burundi

Reçu: le 13 Juin 2012

Accepté: le 25 Juillet 2012

Publié: le 28 Août 2012

RESUME

Mots clés: Bordure, transect, zones en interaction

Le but de la présente étude est d'analyser les potentialités évolutives de la forêt du Parc National de la Kibira (PNK), et plus spécialement d'évaluer les indicateurs de l'effet de "lisière", pour la conquête d'un nouvel espace ou la régression en termes de couverture forestière de ce Parc. Les données ont été récoltées suivant la méthode de transects. Leur analyse a porté principalement sur la comparaison entre les zones en interaction le long des transects et sur base de la composition et la richesse floristique, la régénération forestière ainsi que l'identification d'espèces pouvant jouer le rôle de facilitation, de compétition ou d'inhibition de la régénération et le développement forestier.

ABSTRACT

Key-words: Edge, transect, interaction zones

The main purpose of this study is to analyze the evolutionary potential of the forest of Kibira National Park (KNP), and especially to evaluate the effect indicators "edge" for the conquest of a new space or regression in terms of forest cover of this Park. Data were collected following the transect method. The analysis focused on the comparison between the interaction zones along transects and based on the composition and floristic richness, forest regeneration and the identification of species which can act as facilitation, competition or inhibition of regeneration and forest development.

1. INTRODUCTION

Le PNK a eu le privilège d'être sélectionné comme forêt modèle qui pourrait servir d'exemple à d'autres forêts de la sous-région dans le cadre de la conservation et de la gestion durable des écosystèmes des forêts tropicales humides de l'Afrique centrale (FAO, 2002). Il s'agit, en effet, d'une réserve forestière la plus grande du Burundi et la plus appropriée pour la conservation de la forêt de montagne (Bigendako, 2009). Son évolution s'est notamment traduite, au cours du temps, par une déforestation, une fragmentation et une réduction en étendue, pouvant entraîner une perte de sa biodiversité. Il se subdivise aujourd'hui en quatre fragments distincts et sa superficie ne cesse de se réduire.

Il comprend des zones primaires relativement bien conservées, peu touchées par l'activité anthropique, et des zones à forêt secondarisée plus particulièrement par l'influence humaine (Bigendako, 2009).

Parmi les facteurs de cette dynamique figurent l'effet de lisière. Celui-ci est la résultante des processus qui s'opèrent au niveau de la lisière. Cet effet est à l'origine des différences de structure, de composition ou de fonction par rapport aux écosystèmes adjacents (Harper & al., 2005). Il correspond aux variations des conditions environnementales et des descripteurs de la végétation (richesse spécifique, composition, abondance, ...) en fonction de la distance à la bordure.



La lisière forme, ainsi, la membrane par laquelle les bois s'accroissent ou se réduisent et par laquelle les flux de matière, d'énergie et d'organismes transitent (Alignier, 2010). Ses effets se classent en effets directs sur les variables abiotiques et en effets directs et indirects sur les variables biotiques (Dajoz, 2000 ; Alignier, 2010).

Ainsi, avec une hypothèse centrale que la variation de certains paramètres écologiques suivant un gradient continu en fonction de la distance à la bordure entraîne des modifications dans la dynamique naturelle d'un écosystème, l'étude a porté essentiellement sur les aspects de la composition, de la richesse floristique et la régénération forestière.

2. METHODOLOGIE

2.1. Sites d'étude

Notre étude a été menée au niveau des lisières naturelles des secteurs Rwegura et Musigati, deux secteurs sur les quatre qui forment le PNK (Fig. 1). Nos sites d'échantillonnage se situent entre 2280 m et

2400 m d'altitude. Le climat du PNK est de type tropical d'altitude à tendance tempérée marquée par le caractère montagnard (Krug, 1993). Le développement pédologique des sols est caractérisé par la présence d'un horizon humifère parfois profond, et hautement saturé en cations, avec une structure finement grumeleuse, meuble et fragile. Sous la prairie d'altitude, si le sol n'est pas réduit en un lithosol, les caractéristiques sont comparables (Wibereho, 2010).

Sur base des critères d'homogénéité floristique et physiologique de la végétation, on y distingue trois zones en interaction et successives en fonction de la distance à la bordure: une zone prairiale constituant la matrice et couverte par une végétation graminéenne et de fruticée d'Ericaceae, une zone de lisière avec une végétation mixte assurant la transition entre les zones forestière et prairiale et une zone de forêt typique ou zone intérieure comprenant une végétation et une flore caractéristiques de la forêt.

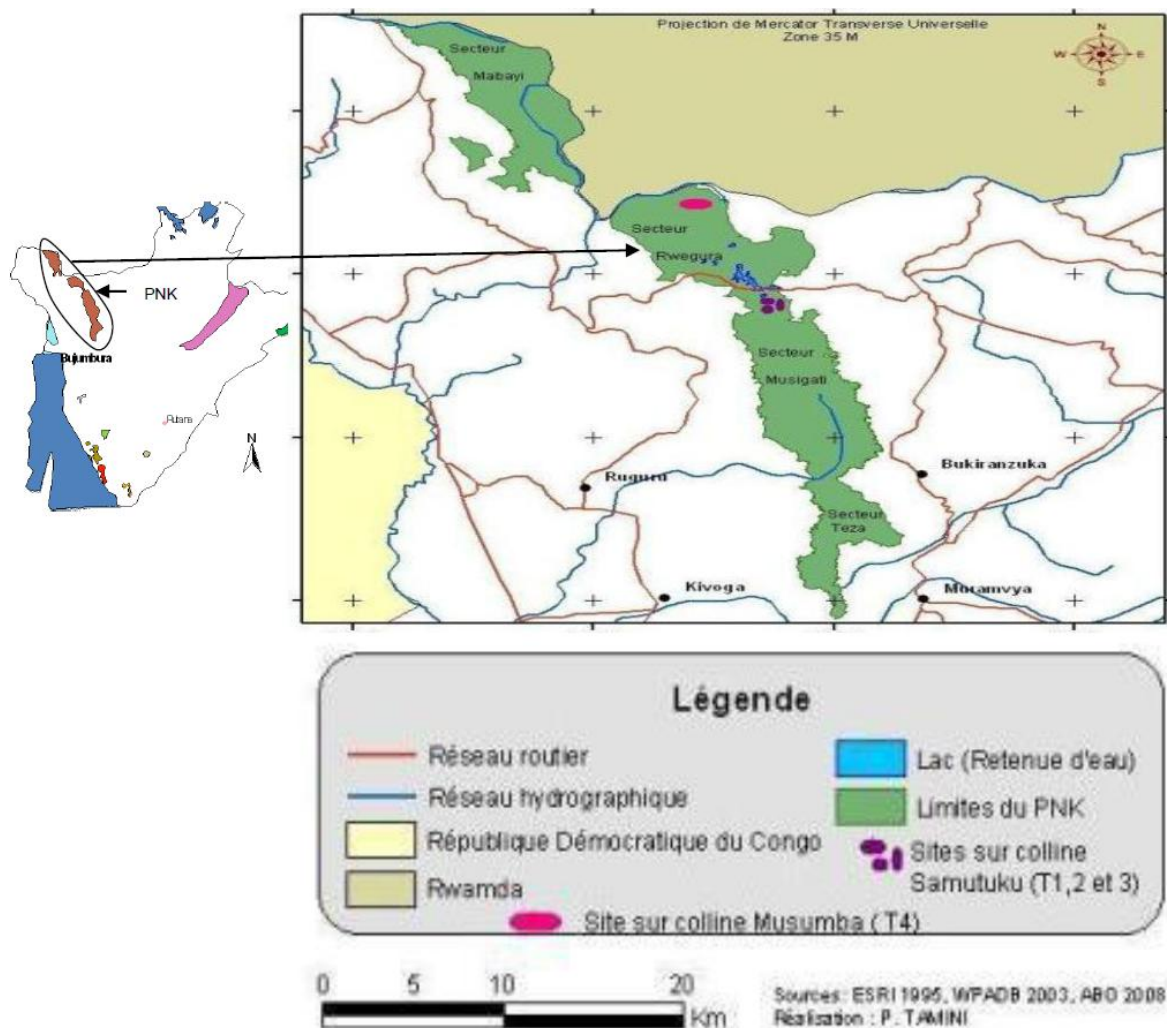


Fig. 1. Localisation du PNK (à gauche) et des sites d'études (à droite)

2.2. Dispositif d'échantillonnage

Le dispositif d'échantillonnage était constitué de quatre transects subdivisés en quadrats de 5m x 5m, disposés perpendiculairement à la bordure et s'étendant tous sur une largeur de 20 m chacun et une longueur variable en fonction de la profondeur d'influence des lisières: 130 m pour les transects 1 et 3; 150 m pour le transect 2 et 175 m pour le transect 4. Les transects étaient séparés d'au moins 200 m les uns des autres et nous avons limité les effets de lisières multiples en écartant les transects d'au moins 200 m de toute autre bordure (Chemin, cours d'eau, plantations artificielles, etc.). En référence à Lebrun (1935) qui précise qu'en forêt de montagne le nombre de tiges de dbh supérieur ou égale à 20 cm est évalué à 220/ha en moyenne, le point zéro ou bordure (Alignier, 2010) ou ligne de début proprement dit de la forêt a été situé au début de la zone forestière ayant au moins trois pieds d'arbres de circonférence supérieure ou égale à 60 cm à 1,30 m de hauteur dans une portion de 100 m².

2.3. Récolte et traitement des données

2.3.1. Composition et richesse spécifique

Les espèces présentes dans différents quadrats le long des transects ont été inventoriées. Pour chacune des espèces herbacées, nous avons noté, sous forme de pourcentage, le degré de recouvrement permettant d'affecter un coefficient d'abondance dominance à ces espèces lors de l'analyse, sur base de l'échelle de Braun Blanquet (1964) in Lewalle (1972). Des échantillons (feuilles, tiges et rameaux avec ou sans épines, fruits, fleurs, écorces, racines, graines) ont été systématiquement récoltés. La détermination et la synonymie des noms scientifiques des espèces ont été faites principalement sur base des ouvrages de Troupin (1978, 1982, 1985 et 1988), l'INEAC (1951, 1952 et 1954), Niyongere & Reekmans (1983) et Nzigidahera (1996). L'Herbarium de l'Université du Burundi et celui de l'INECN ont été consultés pour compléter l'identification de nos spécimens en les comparant avec ceux qui y sont conservés.

L'analyse s'est basée sur l'importance des taxons dans les zones en interaction le long des transects. Pour cela, nous avons calculé les spectres bruts (S.B) et pondéré (S.P) des différentes espèces suivant la méthode de Lewalle (1972) et avec les formules suivantes:

$$S.B_i = \frac{n_i}{N} \times 100$$

Où S. B_i est le spectre brut (exprimé en pourcentage) correspondant à la modalité; n_i le nombre de fois qu'on a la modalité et N l'effectif total pour l'ensemble des modalités dans l'échantillon.

$$S.P_i = \frac{ni}{N} \times 100$$

Où $S.P_i$ est le spectre pondéré; n_i , la part de chaque modalité; et N, la somme des parts des modalités dans l'échantillon.

Le calcul du spectre pondéré permet l'analyse de l'abondance-dominance ou l'expression de l'espace relatif occupé par l'ensemble des individus de chaque espèce (Mosango, 1990).

La comparaison de la diversité a été basée sur le calcul des indices de diversité de Shannon (H') et de Piéou (E) suivant ces formules:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i (\ln_2 p_i);$$

$$E = H'/H'max = H'/\ln S; H'max = \ln S$$

Où $p_i = \frac{ni}{N}$ exprime la probabilité de rencontrer l'espèce i dans le peuplement à effectif total N ou la proportion par espèce i , i allant de 1 à S, n_i l'abondance de l'espèce de rang i et N le nombre total d'individus de toutes les espèces (Havyarimana, 2009).

Cette analyse de l'abondance relative des espèces le long des transects a permis d'identifier celles qui peuvent être considérées comme principales ou constituant le fond des différentes zones. Ce sont les espèces totalisant une abondance relative allant jusqu'à 85% dans certaines parties de la zone de préférence et qui se répartissent sur une grande étendue de cette zone tout en devenant rares ou absentes dans les zones voisines.

Le degré de similitude floristique entre les différentes zones en interaction a été calculé sur base de l'indice de similarité de Sørensen (1948) (k): $K = \frac{2a}{2a+b+c} \times 100$, a étant le nombre d'espèces communes à deux zones, b et c les nombres d'espèces absentes dans l'une des deux zones mais présentes dans l'autre (Hakizimana & al., 2011).

Le test Khi-carré (χ^2) d'ajustement (Scherrer, 2007) nous a permis de vérifier le degré de signification de la différence des valeurs trouvées.

Le coefficient spécifique (Q) qui témoigne du degré de stabilité floristique a été estimé sur base de la formule: $Q = S/Ge$, S et Ge correspondant respectivement au nombre d'espèces et de genres identifiés dans chaque zone, comme l'indique Hakizimana & al (2011).

2.3.2. Régénération forestière

En plus de l'identification des espèces ligneuses dans les zones successives le long des transects, un comptage de jeunes plantules (ayant 50 cm de hauteur au moins et moins de 10 cm de circonférence à 1,30 cm de hauteur), de pieds et tiges vivantes âgées (ayant plus de 10 cm de circonférence à 1,30 cm de hauteur), et de pieds morts pour les principaux ligneux.

Les principaux ligneux pris en compte sont pour la plupart parmi ceux identifiés par certains auteurs dont Lewalle (1972) et Arbonnier & Greerink (1993), comme des espèces de forêt, primaire ou secondaire. Ce sont également ceux dont les individus peuvent avoir une tige de dbh ≥ 20 cm.

L'analyse de données a été faite sur base des indices de régénération (Ir) et de mortalité (IM) suivant les formules:

$Ir = \frac{nj}{na}$, avec Ir l'indice de régénération, nj le total d'individus jeunes et na le nombre total d'individus âgés de l'espèce i.

$IM = \frac{nm}{nv}$, avec nv l'indice de mortalité, Vi le total d'individus vivants et nm le total d'individus morts de l'espèce i.

De même que pour la richesse spécifique, la comparaison entre les différentes zones en interaction a été faite sur base de la richesse en individus jeunes, âgés et morts des espèces arborescentes par l'analyse de l'abondance relative (spectre pondéré) et le calcul de la densité des différentes espèces identifiées. La densité a été calculée suivant la formule:

$D = \frac{ni}{S}$, avec D la densité arborescente, ni est le nombre d'individus dans la zone i et S la superficie de la zone. La densité a été ramenée à l'hectare en référence à Mosango (1990)

3. RESULTATS

3.1. Composition et richesse floristique

Dans l'ensemble, 109 espèces, dont 19 espèces arborescentes et 22 espèces arbustives, réparties en 83 genres et 55 familles ont été identifiées. Au niveau des zones en interaction, il a été inventorié 44 espèces dont 7 espèces arborescentes en zone prairiale, 66 espèces dont 15 espèces arborescentes en zone de lisière et 43 espèces dont 15 espèces arborescentes en zone intérieure.

L'indice de diversité est la plus élevée au niveau de la zone de lisière ($H' = 4,5$), la plus faible au niveau de la zone prairiale ($H' = 3$) et intermédiaire au niveau de la zone intérieure ($H' = 3,3$). Il en est de même pour l'équitabilité qui correspond à 78%, 70% et 60% respectivement pour les zones de lisière, intérieure et prairiale.

Les valeurs du coefficient spécifique (Q) sont de 0,9 en zone intérieure et 1,2 dans les zones de lisières et de prairie. Elles sont toujours proches de l'unité pour les espèces arborescentes.

Pour l'ensemble de la flore, les valeurs du coefficient de similitude (K) sont de 37%, 11% respectivement entre les zones prairiale et de lisière, prairiale et intérieure et 38% entre les zones de lisière

et intérieure. Au niveau des espèces arborescentes les valeurs correspondantes pour ce coefficient sont plus élevées et sont respectivement 60%, 60% et 90%. Les résultats du test χ^2 montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre la richesse spécifique des zones en interaction le long des transects ($\chi^2 > 3$; $p > 0,05$).

Les espèces principales d'herbacées dans les zones en interaction sont pour la zone prairiale *Eragrostis olivacea*, *Eragrostis* sp et *Helichrysum cymosum* qui totalisent une abondance relative moyenne de 84% en zone prairiale, 52% en zone de lisière et nulle en zone intérieure; pour la zone de lisière il s'agit de *Asplenium friesorum*, *Asplenium* sp, *Ipomoea involucrata*, *Nephrolepis* sp, *Panicum* sp, *Triumfetta cordifolia*, *Rubus pinnatus*, *Virectaria major*, *Raphidioleptis phyllacalyx*, *Lycopodium clavatum*, *Urera upseulodendrum* et *Panicum* sp qui totalisent une abondance relative moyenne de 36% en zone de lisière et 5% dans les deux autres zones. Et, pour la zone de l'intérieur, il s'agit de *Brillantaisia cicatricosa*, *Pleopeltis mildbraedii* et *Hypoestes forskalei* qui totalisent une abondance relative moyenne de 80% en cette zone, 12% en zone de lisière et 0% en zone prairiale.

Les principales espèces de ligneux arbustifs de la prairie sont *Philippia benguelensis*, *Protea welwistchii* et *Dodonaea viscosa* dont les tiges totalisent une abondance relative moyenne de 86% en zone prairiale, 18% en zone de lisière et 0% en zone intérieure), tandis que celles de la lisière (*Galiniera coffeoides*, *Clerodendrum johnstnii*, *Rytiginia* sp, *Pychnostachys* sp et *Senecio maraguensis*) totalisent une abondance relative moyenne de 34% en zone de lisière, 0% en zone prairiale et 1% en zone intérieure). Parallèlement, l'ensemble des espèces arbustives totalisent une abondance moyenne de 96% en zone prairiale, 71% en zone de lisière et 63% en zone intérieure tandis que les espèces arborescentes totalisent une abondance relative moyenne de 37% en zone intérieure, 29% en zone de lisière et 4% en zone prairiale.

3.2. Régénération forestière

La figure 2a,b illustre les résultats de l'analyse de l'importance des pieds d'arbres dans les zones successives le long des transects (pieds vivants et morts) tandis que les figures 3, 4, 5 et 6 permettent de visualiser la comparaison des espèces arborescentes sur base de l'abondance relative (Fig. 3), la densité (Figure 4), l'indice de régénération (Fig. 5) et l'indice de mortalité (Fig. 6).

Sur un total de 1310 pieds d'arbres identifiés, on a 40% de pieds jeunes, 56% de pieds adultes et 5% de pieds morts. De plus, 60% d'individus sont en zone de lisière, 34% en zone intérieure et 6% en zone prairiale (Fig. 3a). Toutes les catégories sont les plus représentées en zone de lisière.

Sur l'ensemble de pieds jeunes identifiés, 11% sont en zone prairiale, 56% en zone de lisière et 33% en zone intérieure.

Et sur l'ensemble de pieds âgés identifiés, 2% sont en zone prairiale, 63% en zone de lisière et 35% en zone prairiale tandis que sur l'ensemble de pieds morts identifiés, 6% sont en zone prairiale, 56% en zone de lisière et 38% en zone prairiale.

La figure 3b montre l'importance des différentes catégories de pieds au niveau de chacune des zones en interaction et au niveau de l'ensemble de l'échantillon. Bien que les jeunes plantules soient les plus représentées en zone prairiale (77% de pieds), leur effectif est le plus faible par rapport aux autres zones si on tient compte de l'ensemble de l'échantillon (4,5% de pieds contre 22% en zone de lisière et 20% en zone intérieure).

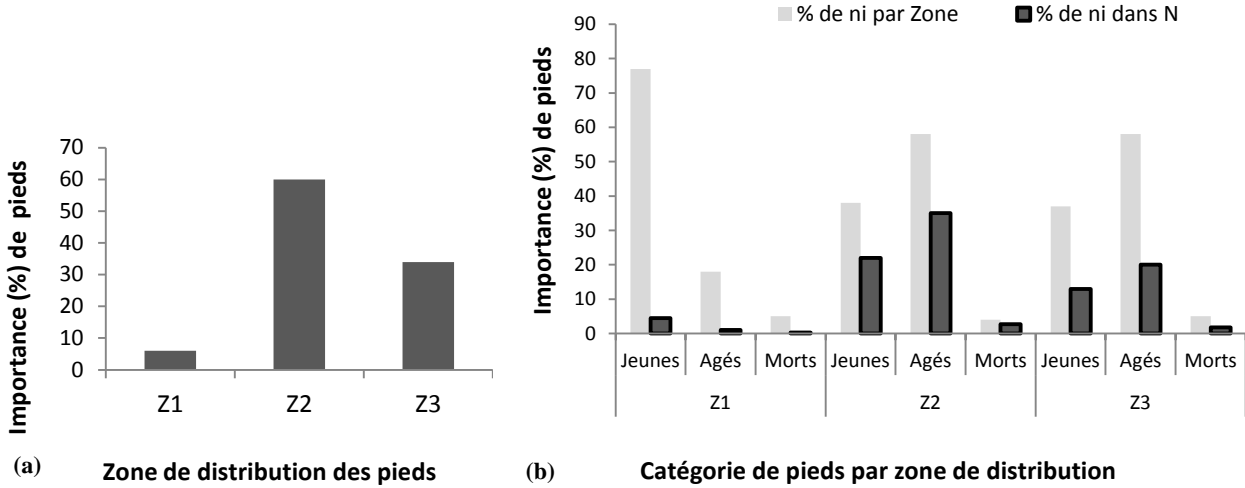


Fig. 2a,b: Importance de pieds d'arbres sur l'ensemble de l'échantillon (a) et par catégorie de pieds (b) dans les zones successives le long des transects. ni: nombre de pieds dans une zone donnée; %: pourcentage; N: effectif total de pieds sur l'ensemble de l'échantillon; Z1: zone prairiale, Z2: zone de lisière et Z3: zone intérieure

Les espèces les plus riches en individus sont *Macaranga neomildbraediana* (18 % d'individus et D=523 pieds/ha), *Cassine aethiopica* (14% d'individus et D=436 pieds/ha), *Myrcia salicifolia* (12% d'individus et D=318pieds/ha), *Nuxia floribunda* (9% d'individus et D=265 pieds/ha) et *Syzygium palvifolium* (9% d'individus et D=319 pieds/ha) tandis que les

espèces *Bersama abyssinica*, *Strombosia scheffleri*, *Pittosporum spathicalyx*, *Tabernaemontana jonstonii*, *Chrysophyllum gorungosanum* sont les moins représentées, avec moins de 2% d'individus et une densité (D) inférieure à 5pieds/ha pour *Chrysophyllum gorungosanum*.

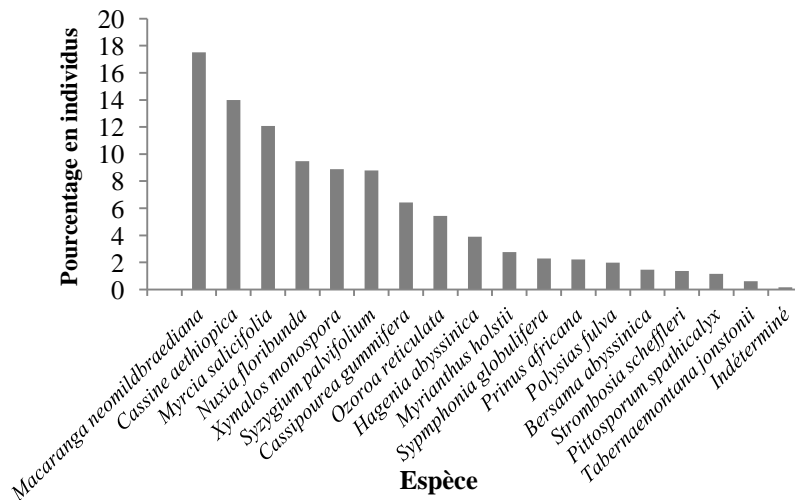


Fig. 3: Abondance relative des espèces arborescentes au niveau de l'ensemble de l'échantillon

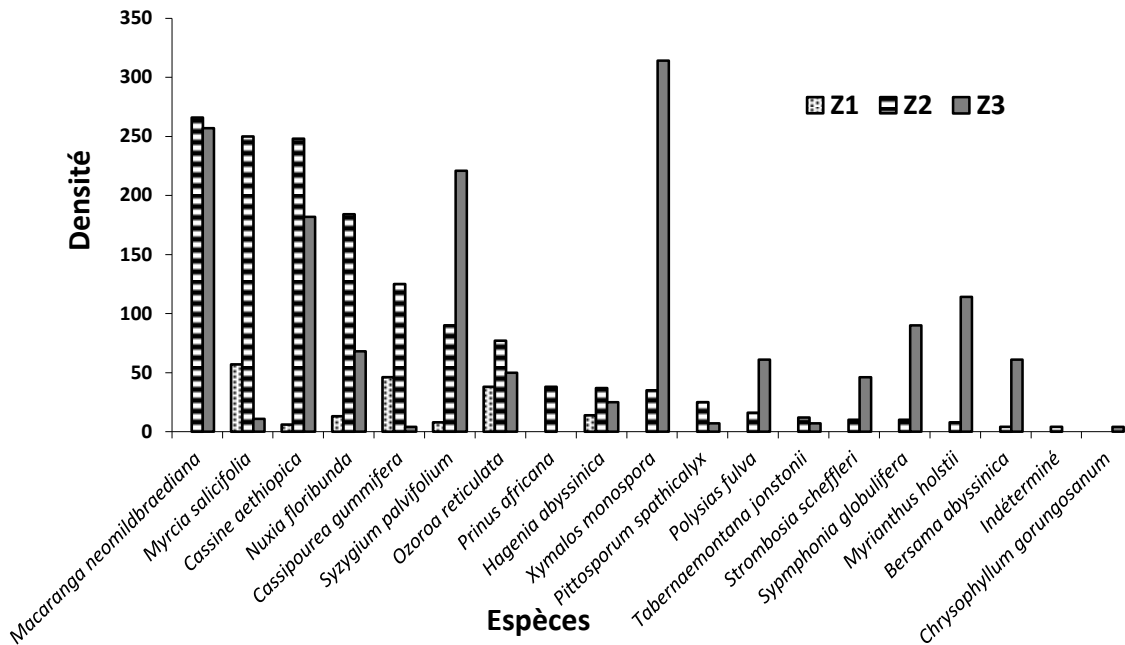


Fig. 4: Densité (D = nombre de pieds par hectare) des espèces arborescentes par zone le long des transects

L'indice de régénération est le plus élevé au niveau de la zone prairiale (Ir =4 contre Ir =1,5 pour la zone de lisière et 1,4 pour la zone intérieure). En effet, en zone prairiale, toutes les espèces sont presque exclusivement représentées par des jeunes plantules (77% d'individus), d'où les indices de régénération les plus élevés.

En zone de lisière, 80% d'espèces arborescentes identifiées sont représentées à la fois par des individus jeunes et adultes et dans des proportions proches, d'où les indices de régénération relativement moins élevés. En zone intérieure, les espèces *Cassipourea gummifera*, *Tabernaemontana jonstonii* et *Pittosporum spathicalyx* sont représentées uniquement par des individus adultes.

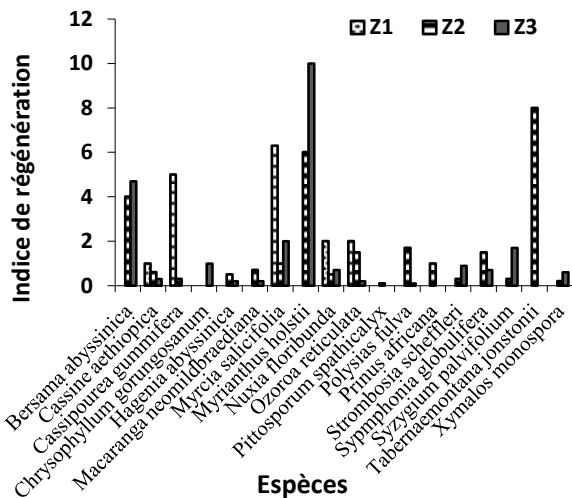


Fig. 5: Indice de régénération des espèces d'arbres dans les zones en interaction le long des transects.

L'indice de mortalité est presque nul dans toutes les zones et pour toutes les espèces. Toutefois, il est relativement élevé pour les espèces *Hagenia abyssinica* (IM=60% et 100% respectivement en la zones de lisière et intérieure), *Myrcia Salicifolia* (IM=70% en zone intérieure), *Prinus africana* (IM=50% en zone de lisière) tandis que l'espèce *Macaranga neomildbraediana* a un indice de mortalité de 20% en zone intérieure.

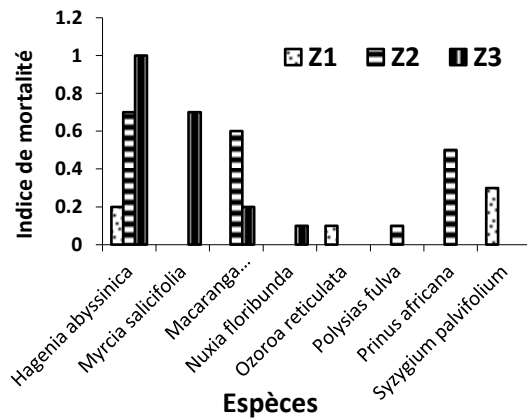


Fig. 6: Indice de mortalité des espèces d'arbres dans les zones en interaction le long des transects

C'est en zone de lisière que nous trouvons une forte prolifération d'espèces très compétitives et pouvant jouer le rôle de barrière à la régénération et au développement de la forêt. Il s'agit notamment d'espèces de lianes comme *Raphidiolepis phyllacalyx*, *Urera hypselodendrum*, *Sericostachys scandens* et *Gouania longispicata*. La figure 7a,b est une illustration de la menace des lianes sur les espèces forestières.



a



b

Fig. 7a,b: Illustration d'une destruction forestière par les lianes dans le PNK:

a : *Urera hypselodendrum* (Urticaceae),

b : *Raphidioleptis phyllacalyx* (Cucurbitaceae).

Photo prise en Juin 2011 dans la zone de lisière.

4. DISCUSSION

4.1. Composition et richesse floristique

Les résultats obtenus montrent que la richesse spécifique est la plus élevée en zone de lisière (66 espèces) que dans les zones prairiale (44 espèces) et intérieure (43 espèces) qui lui sont adjacentes. De même, la diversité et l'équitabilité sont les plus élevées en lisière ($H' = 4,5$ et $E = 0,78$), intermédiaires en zone intérieure ($H' = 3,3$ et $E = 0,7$) et les plus faibles en zone prairiale ($H' = 3$ et $E = 0,6$). Cela est lié aux caractéristiques écologiques de chaque zone, la zone de lisière étant la plus appropriée pour la diversification floristique. En effet, en formant une discontinuité dans le paysage, les lisières modifient les conditions environnementales locales et influencent la biodiversité des forêts (Alignier 2010). Les lisières supportent en général une plus grande biodiversité que les habitats adjacents (Risser, 1995).

Les valeurs du coefficient spécifique (Q) sont en général faibles. Ceci témoigne de la stabilité floristique de notre zone d'étude, la zone intérieure étant la plus stable ($Q = 0,9$) que les autres zones ($Q > 1,2$). Il en est de même si nous tenons uniquement compte des espèces arborescentes puisque Q est toujours proche de l'unité dans toutes les zones.

La composition floristique de la zone intérieure se rapproche le plus de celle de la zone de lisière (indice de similitude $K = 90\%$ pour les espèces arborescentes et 38% pour le reste) que de celle la zone prairiale ($K = 60\%$ et 11% respectivement pour les espèces arborescentes et le reste des espèces). La zone de lisière se rapproche aussi de celle prairiale sur base de ce critère ($K = 60\%$ et 37% respectivement pour les espèces arborescentes et le reste des espèces). Ceci montre que cette zone assure la transition entre la zone prairiale et intérieure, ce qui rejoint la conclusion d'Alignier (2010) qui montre que la lisière est la zone de transition entre la matrice et le cœur d'habitat forestier. Néanmoins, les résultats du test χ^2 montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre la richesse spécifique des trois zones en interaction le long des transects ($\chi^2 > 3$ et $p > 0,05$).

4.2. Régénération forestière

En fonction des caractéristiques du milieu, les espèces arborescentes identifiées sont caractérisées par un pouvoir de régénération et de développement différent. Cela se traduit par leur différence d'indice de régénération et de mortalité et leur différence d'abondance le long des transects qui témoignent de leurs adaptations spécifiques aux conditions du milieu.

Les résultats du calcul de l'indice de régénération montrent que dans l'ensemble, la zone forestière couverte par l'étude connaît une évolution équilibrée ($Ir = 2,3$). Néanmoins certaines espèces connaissent une évolution déséquilibrée ($Ir < 1$). En effet, comme le souligne Havyarimana (2009), une espèce est considérée comme ayant une population déséquilibrée lorsque son indice de régénération est inférieur à un tandis qu'une population est équilibrée lorsque l'indice est supérieur ou égal à un.

L'indice de régénération plus élevé en zone prairiale ($Ir = 4$) est dû au fait que, s'il y en a, on n'y trouve que de jeunes plantules d'espèces d'arbres les plus adaptées aux conditions dures dans cette zone. Ces espèces, qui pourraient être qualifiées de plus héliophiles, jouent indirectement le rôle de pionnier et de facilitation pour l'installation et le développement d'autres espèces arborescentes comme les espèces sciaphiles. L'ensemble des espèces arborescentes identifiées sont représentées à 37% , 95% et 90% respectivement en zone prairiale, de lisière et intérieure.

Tout en se rapprochant le plus de la zone intérieure ($Ir=1,4$), la zone de lisière ($Ir=1,5$) assure la transition écologique entre les deux zones extrêmes, prairiale et intérieure, et sert de zone appropriée pour l'installation et le développement de la majorité d'espèces, y compris les espèces typiquement forestière. Cela rejoint l'hypothèse d'Alignier (2010) selon laquelle le cœur, ou l'intérieur d'habitat, tiendrait le rôle de source qui alimenterait les lisières en espèces.

La richesse en individus arborescents diffère selon les espèces, les unes ayant plus de pieds que les autres. Les espèces ayant chacune plus de 10% de pieds sont, notamment *Macaranga neomildbraediana* (18%), *Cassine aethiopica* (14%) et *Myrcia salicifolia* (12%). Elles sont particulièrement riches en individus au niveau de la lisière. Celles ayant moins de 3% de l'effectif total sont notamment *Symphonia globulifera* (2%), *Prunus africana* (2%), *Polyscias fulva* (2%), *Strombosia scheffleri* (1%), *Pittosporum spathicalyx* (1%) et *Chrysophyllum gorungosanum* (0,1%). Ces espèces qui connaissent un faible taux en individus figurent, pour la plupart, parmi les espèces recherchées pour leur importance socio-économique (par exemple comme bois de service) et qui ont tendance à diminuer en individu (INECN, 2000). Elles sont le plus trouvables en pleine forêt où les conditions leur sont les plus appropriées et où les influences négatives sont réduites. L'espèce *Chrysophyllum gorungosanum* est exceptionnellement absente en zone de lisière tandis que l'espèce *Prunus africana*, bien représentée en lisière, est absente en zone intérieure.

En zone prairiale, où les conditions édaphiques et l'abondance élevée d'espèces du genre *Eragrostis* paraissent encore comme des facteurs limitant de l'installation et la multiplication d'espèces arborescentes, on n'y trouve généralement que quelques pousses et jeunes arbres aux adaptations particulières. Il s'agit notamment d'espèces *Myrcia salicifolia* ($Ir=6$), *Cassipourea gummifera* ($Ir=5$), *Ozoroa reticulata* ($Ir=2$) et *Nuxia floribunda* ($Ir=2$). Elles poussent généralement dans des trous d'espaces où ces espèces inhibitrices sont moins abondantes ou absentes. Leur présence contribue déjà à la réduction des effets allélopathiques en modifiant les conditions du milieu, comme le font certaines espèces dont *Virectaria major*, *Triumfetta cordifolia*, et *Pteridium aquilinum* en faveur d'espèces arbustives et d'arbres de lisière. Cela contribue au processus de succession secondaire. En effet, Dajoz (2000) admet que la présence des espèces modifie les caractéristiques du milieu, de telle sorte que celui-ci devient plus favorable à d'autres organismes qui vont s'installer et éliminer les premières grâce à la compétition. ; Cain & al. (1999) et Cogliastro & al., (2006) montrent les avantages de la présence d'espèces arbustives sur la régénération des arbres. En effet, la compétition arbustive induirait des effets moins sévères que la végétation herbacée sur la croissance des arbres ; l'ombre créée par les espèces arbustives pourrait induire un stress suffisamment important pour limiter la compétition herbacée basse, celle qui consomme

l'eau, les éléments nutritifs et qui limite le développement des semis (Riegel & al., 1995).

Ainsi donc, par le phénomène de facilitation assurée par des espèces arbustives et d'espèces pionnières qui se développent dans les lisières, les espèces de forêt (secondaire et primaire) trouvent l'occasion de s'installer, conduisant le cortège floristique et végétative vers le stade suivant et ainsi vers le stade de forêt primaire si les conditions édaphiques (exemple de l'affleurement rocheux) n'opposent pas une forte résistance. Par exemple, les espèces dites de forêt secondaire comme *Macaranga neomildbraediana* et *Hagenia abyssinica* peuvent toujours mieux prospérer en lisière, entraînant derrière elles des espèces de forêt primaire ou de forêt dense comme *Chrysophyllum gorungosanum* et *Symphonia globulifera*. La diminution progressive d'*Eragrostis* depuis le début de la lisière et aussitôt sa disparition pour laisser place à d'autres espèces moins inhibitrices offrent, en conséquence, plus de chance aux arbres et arbustes forestiers de s'installer et se maintenir.

L'effectif élevé d'espèces d'arbres et la présence d'espèces de forêt secondaire en lisière que dans les zones adjacentes traduisent le niveau évolutif de la végétation et témoignent des conditions favorables offertes par cette zone pour la multiplication et le développement des espèces arborescentes. Cette zone de lisière pourrait être comparée au stade pré forestier ou de forêt secondaire tandis que la zone intérieure pourrait correspondre au stade très avancée de la végétation ou de forêt primaire.

Sur base de ces résultats, nous pouvons conclure que la forêt du PNK a des chances de progresser pour conquérir de nouvel espace en réduisant l'espace prairial. Néanmoins, les chances de progression de la forêt pourraient être limitées dans certaines zones du fait notamment de la compétition meurtrière occasionnée par certaines espèces à grande prolifération comme les lianes *Raphidioleptis phyllacalyx*, *Urera hypselodendrum*, *Sericostachys scandens* et de *Gouania longispicata*. De ce fait, la zone de lisière où de telles espèces trouvent les meilleures conditions de développement et où elles sont plus fréquentes, paraît être la zone de forte compétition et de parasitisme car le nombre de pieds morts y est le plus élevé (3% de la population totale), la zone intérieure n'en comptant que 2% de la population totale. Ce rôle négatif des lisières a été également constaté par McDonald & Urban (2006) qui affirment que les lisières sont source d'espèces invasives qui menacent les espèces forestières spécialistes du cœur de forêt. Ce taux de mortalité trouvé en lisière est néanmoins inférieur à celui rapporté par Williams-Linera (1990b); Mesquita & al. (1999) cités par Alignier (2010) qui soulignent que certains travaux rapportent un taux accru de mortalité annuel des arbres (jusqu'à 10 %) à proximité des lisières. Ceci nous amène à suggérer des études futures de la dynamique des lianes sur une période assez longue afin de prendre des mesures appropriées pour une gestion efficace de cet écosystème.

REMERCIEMENTS

Nous remercions les responsables de l'INECN à Rwegura, les gardes forestiers des secteurs Musigati et Rwegura ainsi que les lecteurs anonymes du manuscrit.

BIBLIOGRAPHIE

Arbonnier, M. & Geerinck, D., (1993). Contribution à l'étude des Orchidaceae du Burundi (Première Partie). Belg. Journ. Bot. 126 (2): 253-261 p.

Alignier A., (2010). Distribution des communautés végétales sous l'influence des lisières forestières dans des bois fragmentés. Thèse: Institut National Polytechnique de Toulouse, 239 p.

Bangirinama F., 2010. Processus de restauration écosystémique au cours de la dynamique post culturale au Burundi: Mécanismes, caractérisation et séries écologiques. Thèse, Université Libres de Bruxelles (ULB), 222 p.

Bigendako M.J. (2009). Les écosystèmes et la diversité végétale naturelle du Rwanda et du Burundi, U. B., 68 p.

Cain M. L., Subler S., Evans J. P. et Fortin M.-J. 1999. Sampling spatial and temporal variation in soil nitrogen availability. *Oecologia* 118: 397-404.

Cogliastro A., Benjamin K. et Bouchard A. 2006. Effects of full and partial clearing, with and without herbicide, on weed cover, light availability, and establishment success of white ash in shrub communities of abandoned pastureland in southwestern Quebec, Canada. *New Forests* 32: 197-210.

Dajoz R., 2000. Précis d'écologie. Dunod, Paris, 615 p.

FAO, (2002). Etude de cas d'aménagement forestier exemplaire en Afrique centrale: le parc national de la Kibira, Burundi. Par Cyriaque Nzojibwami, octobre 2002. Document de travail FM/9F. Service de la mise en valeur des ressources forestières, Division des ressources forestières. FAO, Rome, 32 p.

Habiyaremye F.X., 1993. Analyse phytosociologique des forêts primaires de la Crête Zaïre Nil au Rwanda. U L B, Belgian. *Journal of Botany*. 126 (1): 100-134.

Hakizimana P., Bangirinama F., Habonimana B. & Bogaert J., 2011: Analyse comparative de la flore de la forêt dense de Kigwena et de la forêt de Rumonge au Burundi, *Bulletin Scientifique de l'INECN* 9: 53-61

Hakizimana P., Bigendako M. J., Habonimana B., Lejoly J. & Bogaert J., (2010). Inventaire floristique et identification de quelques éléments d'un plan d'aménagement de la forêt ombrophile de Mpotisa au Burundi. In: X. van der Burgt, J. van der Maesen & J.-M. Onana (eds), *Systématique et Conservation des*

Plantes Africaines, pp. 653-661. Royal Botanic Gardens, Kew.

Harper, K. A., Macdonald, S. E., Burton, P. J., Chen, J. Q., Brososke, K. D., Saunders, S. C., Euskirchen, E. S., Roberts, D., Jaiteh, M. S. & Esseen, P. A. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19, 768-782.

Havyarimana F., (2009). Impact de la distribution spatiale des espèces arborescentes sur la diversité végétale dans la réserve naturelle forestière de Bururi (Burundi). Mémoire de Master, U L B, 51 p.

INEAC, 1954. Flore du Congo Belge et du Ruanda-Urundi, Spermatophytes, vol. 5, Bruxelles, 377 p.

INEAC, 1953. Flore du Congo Belge et du Ruanda-Urundi, Spermatophytes, vol. 4, Bruxelles, 314 p.

INEAC, 1951. Flore du Congo Belge et du Ruanda-Urundi, Spermatophytes, vol. 3, Bruxelles, 579 p.

Lebrun J., (1935). Les essences forestières des régions montagnardes du Congo oriental. INEAC, Série Scient. No1, Bruxelles, 263 p.

Lewalle J., (1972). Les étages de végétation du Burundi occidentale: travaux de l'Université du Burundi, 173 p.

McDonald, R. I. & Urban, D. L. 2006. Edge effects on species composition and exotic species abundance in the North Carolina Piedmont. *Biological Invasions*, 8, 1049-1060.

Mosango M., (1990). Contribution à l'étude botanique et biogéographique de l'écosystème forêt en région équatoriale (Ile Kongolo, Zaïre). Thèse de doctorat, ULB, 446 p

Nzigidahera B., 1996. Etude de l'exploitation du bois et ses conséquences sur le couvert végétal forestier dans le Paysage Protégé de Gisagara (P.P.G).Projet N°92.2201.9-01.100 GTZ-INECN 40 p.

Nzigidahera B., (2000). Analyse de la diversité biologique végétale nationale et identification des priorités pour sa conservation. INEAC, 126 p.

Payeur M-E. (2010). Effets des pratiques sylvicoles sur les traits fonctionnels des Communautés végétales de friches arbustives. Université de Montréal, Faculté des arts et des sciences, Département de Sciences Biologiques, 40 p.

Reekmans M & Niyongere L., 1983. Lexique vernaculaire des plantes vasculaires du Burundi. U.B, Fac Sciences, 58 p.

Risser, P. G. 1995. The status of the science examining ecotones. *Bioscience*, 45, 318-325.

Riegel G. M., Miller R. F. et Krueger W. C. 1995. The effects of aboveground and belowground competition on understory species composition in a *Pinus ponderosa* forest. *Forest Science* 41: 864-889.

Scherrer B., 2007. Biostatistique. Volume 1, 2^{ème} édition, Gaëtan Morin (éditeur), Montreal. 816p.

Troupin G., 1966. Etude phytocénologique du parc national de l'Akagera et du Rwanda oriental. Recherche d'une méthode d'analyse appropriée à la végétation de l'Afrique intertropicale. INRS, Butare, 293 p.

Troupin G., 1983. Flore du Rwanda. Spermatophytes, volume 2. Annales Musée Royal de l'Afrique Centrale, Tervuren (Belgique), 603 p.

Troupin G., 1985. Flore du Rwanda, Spermatophytes, volume3. Musée Royal de l'Afrique Central, Tervuren (Belgique), 729 p. 86

Troupin G., 1988. Flore du Rwanda, Spermatophytes, volume4. Musée Royal de l'Afrique Central, Tervuren (Belgique), 651 p

Troupin G., Nicole, G., 1975. Plantes ligneuses du parc national de l'Akagera et des savanes Orientales du Rwanda. Clés pratiques de détermination scientifique, Musée Royal de l'Afrique Centrale, Tervuren (Belgique), 96 p.

Wibereho W., (2010). Contribution à l'étude de la dynamique de la végétation du Parc National de la Kibira en zone de Bugarama; Mémoire d'Ingénieur Agronome; UB, 105p.



Vulnérabilité des forêts ombrophiles de montagne aux changements climatiques au Burundi: *Renforcement de leur pouvoir d'adaptation*

Nzigidahera Benoît

Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature (INECN)
B.P. 2757 Bujumbura, E-mail: nzigidaherabenoit@yahoo.fr

Reçu: le 24 Juillet 2012

Accepté: le 3 Septembre 2012

Publié: le 17 Septembre 2012

RESUME

Mots-clés: Etagement de la végétation, évolution de la végétation, temps géologique

Cette étude est une analyse de la vulnérabilité des forêts ombrophiles de montagne aux futures changements climatiques selon les projections envisagées jusqu'en 2050. Cette analyse a été faite en se basant sur les conditions climatiques qui ont existé au cours des temps géologiques, les conditions altitudinales qui influencent le système d'étagement de la végétation et le système évolutif régressif et progressif de la végétation de forêts de montagne. L'étude a permis également d'identifier les activités prioritaires pour atténuer les effets néfastes des changements climatiques sur les forêts de montagne au Burundi.

ABSTRACT

Key-words: Vegetation altitudinal belting, evolution of vegetation, geological time

This study is an analysis of the vulnerability of mountain rainforest to future climate change projections envisaged until 2050. This analysis is based on the climatic conditions that have existed in the geological time, the altitudinal conditions influencing the vegetation belts system and the evolutionary regressive and progressive system of mountain forests. The study also identified priority activities to mitigate the adverse effects of climate change in mountain forests in Burundi.

1. INTRODUCTION

Au Burundi, le climat se caractérise par une saison sèche de Juin à Septembre et une saison de pluies, d'Octobre à Mai. En Janvier, on observe généralement la petite saison sèche qui dure environ 15 jours (Sinarinzi, 2006). Malgré ce schéma général des saisons, on observe des complications locales sous l'influence du relief caractérisé par la présence des plaines, des plateaux, des massifs montagneux et des dépressions. Ces facteurs physiques influencent la répartition des paramètres climatiques, en l'occurrence les précipitations et les températures.

Ces 10 dernières années, le Burundi a assisté à des perturbations climatiques caractérisées par des sécheresses prolongées et des inondations dans toutes les régions du pays Sinarinzi (2006). Le tarissement des eaux du barrage de retenu de Rwegura en forêt de montagne de la Kibira depuis 2000 serait également la conséquence de ces perturbations climatiques.

Actuellement, le Burundi est beaucoup préoccupé de comprendre mieux sur l'impact des perturbations climatiques sur les écosystèmes afin d'arrêter des mesures appropriées pour les protéger.

L'analyse de l'évolution temporelle des précipitations au Burundi révèle un caractère cyclique avec une périodicité de plus ou moins 10 ans de l'alternance de l'excédent et du déficit pluviométrique par rapport à la normale. Ce caractère cyclique quasi-décennal est conservé que ce soit en l'absence ou en présence des changements climatiques (MINATE, 2006).

Sinarinzi (2006) donne les résultats de simulation des changements climatiques aux horizons temporels 2000-2050. En effet, en présence des changements climatiques, on assistera à une hausse de la pluviométrie variant de 3 à 10% pour le scénario haut; les mois de Mai à Octobre verront leurs quantités pluviométriques diminuées de 4 à 15%. L'analyse de l'évolution de la température moyenne montre une hausse persistante de celle-ci par rapport à la normale.

En présence des changements climatiques, dans le cas de la sensibilité haute correspondant au haut d'émission des gaz à effet de serre (GES), la température augmentera de 0,4°C tous les 10 ans, soit un accroissement de 1,9°C en l'an 2050.



On pourrait alors se demander si ces variations climatiques projetées ne pourront pas affecter les écosystèmes forestiers et particulièrement les forêts de montagne dont la température, les précipitations et l'altitude jouent un rôle déterminant dans la distribution de la végétation.

En effet, les forêts ombrophiles de montagne occupent la crête Congo-Nil, c'est-à-dire les hautes terres du Burundi occidental à une altitude variant entre 1600 m – 2666 m. Elles sont toutes mises en défens sous forme d'aires protégées dans les localités de la Kibira, Monge, Bururi et Vyanda. La superficie actuelle avoisine 50000 ha dont 40600 ha pour le seul Parc de la Kibira (Nzigidahera, 2000). La caractéristique la plus distinctive de ces formations végétales est la physionomie et la composition floristique qui changent suivant la variation de température et d'altitude.

Cette étude basée sur les données disponibles sur les forêts de montagne vise donc l'évaluation de la vulnérabilité des forêts de montagne aux variations actuelles et futures du climat et aux phénomènes météorologiques extrêmes. Elle devra identifier les activités prioritaires pour répondre aux besoins résultant des effets néfastes des changements climatiques.

2. METHODOLOGIE

Cette étude est essentiellement basée sur les données existantes sur le climat et la végétation, mais également sur nos observations sur terrain et nos récentes études sur la forêt de montagne de la Kibira. Ainsi, les données en rapport avec l'évolution des forêts de montagne au temps actuel et au cours des temps géologiques ont été exploitées. De plus, les données disponibles pouvant servir de base dans l'analyse des effets néfastes des changements climatiques ont été collectées sur terrain à travers des observations accompagnées des photos visualisant les différents phénomènes actuels liés à l'évolution des forêts de montagne. Dans le but de pouvoir développer nos scénarios sur le comportement écosystémique face aux changements climatiques, des données projetées en l'an 2050 ont été utilisées. Un choix des priorités comme stratégies d'adaptations a été opéré et des scénarios ont été établis sur les possibles conséquences des solutions éventuelles.

3. ANALYSE DES INFORMATIONS EXISTANTES

3.1. Influence du climat sur les forêts de montagne

3.1.1. Evolution de la forêt ombrophile de montagne au cours des temps géologiques

Sur base des analyses de la pluie pollinique, Bikwemu (1991) a mis en évidence une zonation altitudinale de la végétation de montagne du Burundi. En effet, cet auteur a constaté que la frange inférieure

de la forêt de montagne à 2200m, est sensiblement secondarisée alors qu'à 2250 m ce phénomène s'atténue déjà. En pleine zone forestière, entre 2300 et 2500 m, on distingue deux types d'assemblage pollinique: l'un (2300-2400) représentant l'horizon moyen de la forêt de montagne et l'autre (2500 m) l'horizon supérieur. Une même zonation altitudinale de la végétation de montagne a été mise en relief par Kabonyi (2007) en analysant la séquence sédimentaire de Musisi-Karahoma II au Sud Kivu en RDC.

Sur base des études palynologiques effectuées dans les tourbières de Kashiru et Kuruyange, la chorologie des événements paléoclimatiques et l'évolution du paléoenvironnement de la forêt de montagne ont été élucidées (Tableau 1). Le marais de Kashiru se localisant à la crête Congo-Nil au pied du mont Manga, les conditions climatiques locales sont caractérisées par une pluviosité dépassant 1400 mm et des températures moyennes annuelles inférieures à 15°C. Le marais de Kuruyange est situé à 2000 m d'altitude dans la partie Sud de la crête Congo-Nil, à Bururi, sous la température annuelle de 16°C et la précipitation annuelle de 1500 mm.

Ainsi, les analyses faites sur la tourbière de Kashiru ont conduit Bikwemu (1991) à faire plusieurs constations. En effet, à une époque remontant à c.35000 a.B.P., sous le climat froid et sec, il y a eu expansion des fruticées éricoides et d'une forêt d'altitude hétérogène à dominance de *Podocarpus*, *Olea* et *Macaranga* en évolution vers un stade plus ouvert, donc à influence afro-subalpine.

A c.30000 a.B.P., sous un climat redevenu plus chaud et plus humide, il y a eu développement d'une forêt mixte qui a subi par après une régression, sous des conditions climatiques plus xériques. La période entre c. 22000 a.B.P. et c. 13000 a.B.P. correspond à la phase aride responsable du grand recul forestier et de l'importante de l'expansion savanicole du Pléistocène terminal. Du fait des basses températures régnant en haute altitude, les formations scléro-phylls afro-subalpins sont descendues plus bas que leur position actuelle. C'est ainsi que les Ericaceae ont envahi des zones qui, auparavant, étaient occupées par la forêt ombrophile de montagne.

Cela atteste que le climat devrait être froid et sec, avec une apogée d'aridité se situant entre 20000 et 18000 a.B.P. La tourbière de Kuruyange a également révélé une telle végétation avec dominance des Ericaceae après la période de c.11300 a.B.P. (Dominique et al., 1997).

C'est pendant la période de c. 6000 a.B.P. qu'il va y avoir une expansion de la forêt ombrophile de montagne due aux conditions climatiques redevenues plus favorables: plus chaudes et plus humides. Entre 5000 et 3500 a.B.P., il va y avoir un bref recul de la forêt sous des conditions climatiques sèches favorisant l'expansion de la végétation des savanes à dominance graminéenne.

Au cours de la période comprise entre 3500 et 2500 a.B.P., il y a un regain forestier hétérogène à dominance de *Podocarpus* et *Olea* avec expansion des taxons afro-subalpins des fruticées éricoïdes, révélant ainsi que Kashiru était soumis à un climat froid et humide. Entre 2500 et 1500 a.B.P., période concomitante de la colonisation accrue du milieu par l'homme, une nouvelle phase sèche apparaît. Sur base des données de la tourbière de Kuruyange à 1200 a.B.P, Dominique et al. (1997) constatent la persistance d'une forêt ouverte en dégradation probablement suite aux effets combinés de l'agriculture et de la forge. A cette époque, dite l'Age du fer ancien, des populations s'adonnaient à des activités métallurgiques et agro-pastorales (Kabonyi, 2007).

A partir du 5^e siècle après J.C., Bikwemu (1991) rapporte un climat humide et un léger réchauffement qui ont eu comme conséquence une

expansion de savane d'origine anthropique. Au 8^e siècle après J.C., suite à l'abandon temporaire entre les périodes de l'âge du fer ancien et le début de l'âge du fer récent, il y a eu une régénération et extension du milieu forestier favorisées par un retour des conditions climatiques plus humides qui ont continué jusqu'à la période actuelle, avec une interruption vers le 15-17^e siècle par une petite pulsation sèche qui n'a pas duré plus de 2 siècles et qui correspond à la dernière avancée glaciaire reconnue en Afrique de l'Est.

Toutes ces constatations montrent que la végétation de la crête Congo-Nil a subi des modifications influencées par les changements climatiques qui ont perduré au cours des temps géologiques. Le constat est que le climat froid et humide est à l'origine de l'expansion des Ericaceae, l'établissement d'un climat humide et chaud favorise le développement de forêt ombrophile de montagne et le réchauffement est à l'origine de la savanisation.

Tableau 1: Synthèse des données paléoclimatologies et évolution de la forêt de montagne

Périodes	Climat	Evolution de la végétation
Au 8 ^e siècle après J.C	Conditions climatiques plus humides	une régénération et extension du milieu forestier
A partir du 5 ^e siècle après J.C	Climat humide et un léger réchauffement	une expansion de savane d'origine anthropique
Entre 2500 et 1500 B.P	Nouvelle phase sèche	période concomitante de la colonisation accrue du milieu par l'homme
entre 3500 et 2500 B.P	Climat froid et humide	un regain forestier hétérogène à dominance de <i>Podocarpus</i> et <i>Olea</i> avec expansion des taxons afro-subalpins des fruticées éricoïdes
6000 B.P.	Conditions climatiques plus chaudes et plus humides	Expansion de la forêt ombrophile de montagne
Entre 5000 et 3500 B.P.	Conditions climatiques sèches	un bref recul de la forêt favorisant l'expansion de la végétation des savanes à dominance graminéenne.
entre 22000 B.P. et 13000 B.P.	Climat froid et sec	Grand recul forestier et de l'importante expansion des formations sclérophylles afro-subalpins descendues plus bas que leur position actuelle. C'est ainsi que les Ericaceae ont envahi des zones qui, auparavant, étaient occupées par la forêt ombrophile de montagne.
30000 B.P	Climat redevenu plus chaud et plus humide	Développement d'une forêt mixte
35000 B.P	Climat froid et sec	Expansion des fruticées éricoïdes à influence afro-subalpine.

3.1.2. Influence altitudinale dans la distribution de la végétation

Au Burundi, l'étagement de la végétation a été mis en relief par Lewalle (1972) qui a distingué l'étage inférieur (de 780 à 1000m d'altitude), l'étage de transition (de 1000 à 1600 m), l'étage afromontagnard et l'étage subalpin. Ce sont ces derniers étages qui concernent les forêts de montagne. Les formations végétales de l'étage montagnard comprises entre 1600 m et 2500 m d'altitude se caractérisent par des précipitations supérieures à 1400 mm ainsi que des températures moyennes annuelles inférieures à 18°C et la saison sèche dure moins de 110 jours (Lewalle, 1972). Dans cette végétation, trois horizons ont pu être distingués par ce même auteur en fonction des caractères physiognomiques et floristiques, mais également de l'altitude (fig. 1).

L'horizon inférieur compris entre 1600 m et 1900 m d'altitude est caractérisé par une forêt ombrophile de montagne de transition. Il est caractérisé par une température moyenne annuelle d'environ 18° C et une pluviosité d'au moins 1400 mm par an. Cette forêt regroupe dans sa strate arborescente supérieure des taxons tels que : *Anthonotha pynaertii*, *Albizia gummifera*, *Parinari excelsa*, *Prunus africana*, *Syzygium guineense*, etc. Atteignant jusqu'à 25 m de haut, ils présentent une cime dense et large. Dans ce cortège floristique, on constate qu'il y a des taxons communs avec l'étage directement supérieur mais les conditions climatiques ne sont pas réunies pour leur permettre d'atteindre une hauteur optimale dans le présent horizon. C'est le cas de *Prunus africana* et *Parinari excelsa*.

L'horizon moyen est compris entre 1900 et 2250 m d'altitude. Les conditions écologiques sont nettement montagnardes favorables au développement forestier. Les précipitations atteignent 1600 mm de moyenne annuelle avec des températures oscillant autour de 15°C. La strate arborescente supérieure est constituée par des arbres géants tels que *Entandrophragma excelsum*, *Prunus africana* et *Parinari excelsa* atteignant 30 et parfois 40 m de haut. Des essences secondaires, *Polyscias fulva* notamment y prennent place (fig. 2A).

Au niveau de l'horizon supérieur entre 2250-2450 m d'altitude, les conditions climatiques deviennent plus rigoureuses, les températures moyennes annuelles tombent jusqu'à 13°C, avec une humidité atmosphérique très élevée, alimentée par des brouillards quasi-permanents. Il se développe une forêt distincte des deux types précédents avec une cime s'arrêtant généralement à 15 m, à l'exception de quelques individus de *Podocarpus latifolius* atteignant 20 m.

Au delà de 2500 m, il se développe une végétation du type afro-subalpin (fig. 2B). Ces sommets sont particulièrement intéressants en raison des conditions spéciales qui y règnent; on se trouve nettement au-dessus de la zone des précipitations maximales. La température moyenne y subit un abaissement appréciable. La température moyenne annuelle de l'air à 2500 m est d'environ 11-12 °C. La particularité la plus frappante de ce microclimat est la valeur constamment élevée de l'humidité relative, qui reste pendant les trois quart de temps supérieure à 90°. Malgré cette humidité relative importante, l'eau disponible pour les plantes est peu abondante car les sols y sont toujours superficiels et lessivés. Ces conditions climato-édaphiques entraînent une évidente xérophilie permettant le développement des formations végétales constituées par des fruticées sclérophylles où la famille des Ericaceae (*Erica*, *Vaccinium* et *Agaurea*) prédomine.

Sur base de ces informations, on constate que les températures varient suivant l'altitude et influencent beaucoup la distribution de différents types de végétation. D'après les valeurs trouvées ailleurs (Mont Ruwenzori et mont Kahuzi), il y a un gradient de température constant égal à 0,6°C pour 100 m d'élévation (Habiyaemye, 1995). Cela a été aussi vérifié par Scaetta (1943) in Lewalle (1972), qui, à la suite de nombreuses mesures, a pu calculer le gradient de décroissance de la température depuis Uvira (800) jusqu'à Tshibinda (2115). Selon Lewalle, (1972), cette valeur est tout à fait applicable au Burundi et permet d'obtenir une très bonne approximation de la température moyenne selon l'altitude.

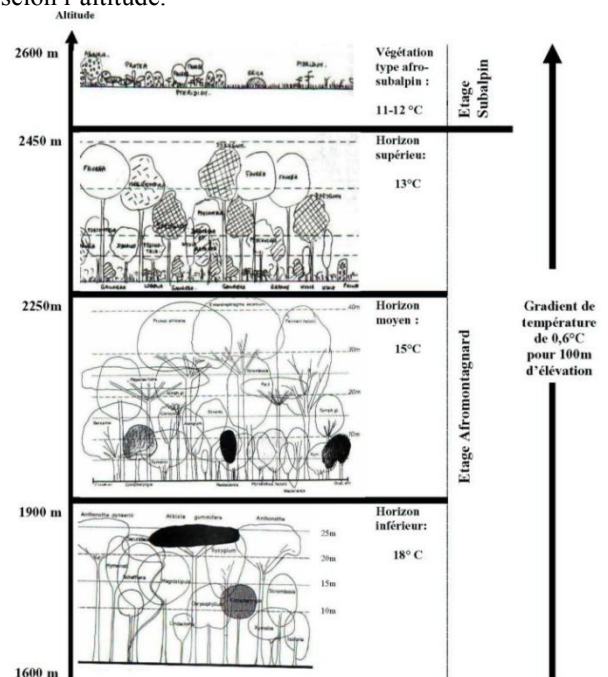


Fig. 1: Distribution altitudinale de la végétation de montagne (Synthèse des données de Lewalle, 1972; Habiyaemye, 1995; Bikwemu, 1991)



Fig. 2: Végétation des forêts de montagne: A: Horizon moyen à 2200 m d'altitude à la Kibira (Bugarama); B: Horizon supérieur (1), Etage sub-alpin (2) à Monge.

3.2. Systèmes évolutifs de la forêt ombrophile de montagne

La végétation actuelle de la forêt de montagne est fort influencée par l'anthropisation. Certains faciès présents ne permettent pas de préciser le processus évolutif en cours concernant le phénomène de dégradation et de recolonisation. Sur base de la photo-interprétation et des observations

faites dans la forêt de la Kibira, Gourlet, (1986) a établi un processus de dégradation (Tableau 2). En effet, par l'élimination de grands arbres des strates supérieures, la forêt ombrophile de montagne de horizons inférieur et moyen (forêt ombrophile à *Entandrophragma excelsum* et *Parinari excelsa* ssp. *holstii*) devient une forêt secondaire à *Polyscias fulva* et *Macaranga kilimandscharica*.

L'appauvrissement considérable de la strate inférieure de la forêt secondaire montagnarde de l'horizon supérieur (forêt secondaire à *Syzygium parvifolium* et *Macaranga kilimandscharica*) donne naissance à une forêt secondaire à *Faurea saligna*. L'élimination des arbustes aboutira à une formation végétale herbacée.

La dégradation de la fruticée à Ericaceae se manifeste par la disparition de la strate arbustive laissant la place à une prairie altimontaine. En cas de dégradation poussée, et par jeu de l'érosion, il y a apparition du substrat et la roche affleure (Fig. 3).

Après dégradation de la végétation, quand les conditions du milieu redeviennent bonnes, le processus de recolonisation se déclenche. Dans les horizons inférieur et moyen de l'étage montagnard, la formation de recolonisation débute avec une strate herbacée par *Pteridium aquilinum* qui évoluera en forêt secondaire. Dans l'horizon supérieur de l'étage montagnard, sur les crêtes les plus exposées, où l'érosion a pu jouer et le sol devenu superficiel, la formation dégradée à prairie basse peut évoluer vers une fruticée à Ericaceae de recolonisation. Le processus pourrait se poursuivre jusqu'à l'installation des forêts secondaires à *Faurea saligna*. Dans un milieu riche non érodé, la formation de recolonisation évolue en forêt secondaire à *Syzygium parvifolium* et *Faurea saligna*.

Dans l'étage afro-subalpin, la recolonisation de la prairie altimontaine se fait avec des espèces telles que *Protea madiensis*, *Agauria salicifolia*, *Erica benguellensis* dans les zones où la roche affleure, *Hypericum revolutum*, *Faurea saligna* dans les endroits où le sol est encore présent.

Ce même processus d'évolution de la forêt de montagne est décrit par Habiyaemye (1995) (fig. 4). Selon cet auteur, le processus du stade postcultural aux recrus préforestiers est assez long. La phase du recru préforestier à une forêt secondaire est très rapide car les éléments de ces stades sont simultanément présents sur terrain. C'est le décalage de leur optimum vital qui marque leur statut syngénétique. Sous le manteau de forêt secondaire, les plantes du noyau spécifique de forêt dense trouvent de conditions idéales à leur croissance (Ombrage et humidité, etc.). Dans l'ensemble la

maturité d'une forêt dense climacique peut durer 40 ans.

Tableau 2: Evolution régressive dans la forêt ombrophile de montagne (établi sur base des données de Gourlet, 1986)

Processus de dégradation : Etage afro-montagnard	
L'élimination de grands arbres des strates supérieures	<ul style="list-style-type: none"> • Forêt ombrophile de montagne de horizons inférieur et moyen (forêt ombrophile à <i>Entandrophragma excelsum</i> et <i>Parinari excelsa</i>) <p style="text-align: center;">↓</p> <ul style="list-style-type: none"> • Forêt secondaire à <i>Polyscias fulva</i> et <i>Macaranga neomildbraediana</i>.
L'appauvrissement considérable de la strate inférieure	<ul style="list-style-type: none"> • Forêt secondaire montagnarde de l'horizon supérieur (forêt secondaire à <i>Syzygium parvifolium</i> et <i>Macaranga kilimandscharica</i>) <p style="text-align: center;">↓</p> <ul style="list-style-type: none"> • Forêt secondaire à <i>Faurea saligna</i> • Formation végétale herbacée
Processus de dégradation : Etage afro-subalpin	
La disparition de la strate arbustive	<ul style="list-style-type: none"> • Fruticée à Ericaceae <p style="text-align: center;">↓</p> <ul style="list-style-type: none"> • Prairie altimontaine <p style="text-align: center;">↓</p> <ul style="list-style-type: none"> • Substrat et affleurement rocheux



Fig. 3: Dégradation de la fruticée laissant place à la prairie altimontaine et des affleurements rocheux sur le mont Heha

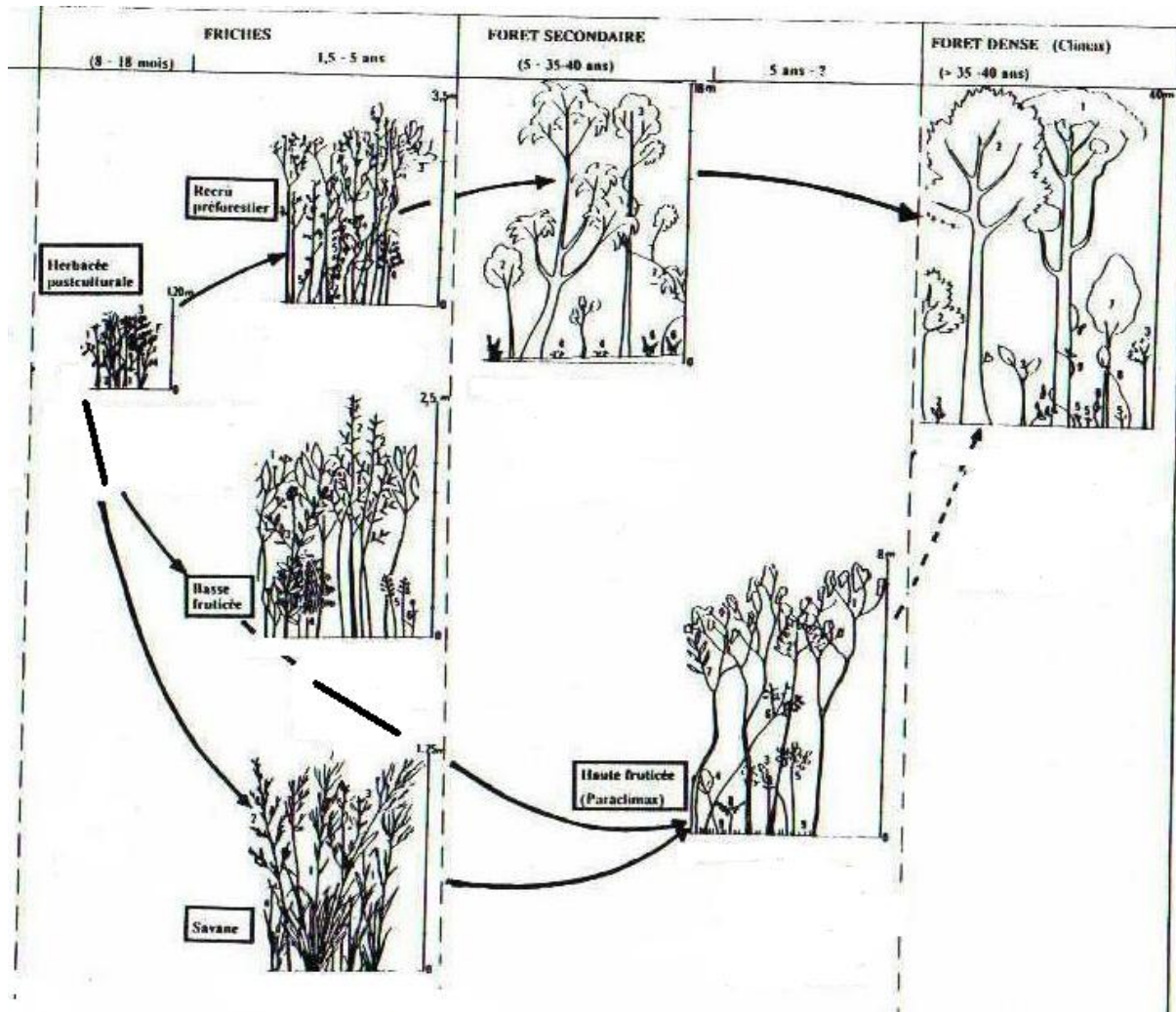


Fig. 4: Stades de régénération des forêts naturelles de la Crête Congo-Nil (Habiyaemye, 1995, figure modifiée)

4. VULNERABILITE DES FORETS DE MONTAGNE AUX CONDITIONS DU CLIMAT

4.1. Considération préliminaire

La question qui nous intéresse est de savoir la tendance évolutive des écosystèmes forestiers de montagne, en nous basant sur les données météorologiques projetées à l'horizon 2050. Ces données nous renseignent sur le climat à caractère cyclique quasi-décennal conservé en l'absence et en présence des changements climatiques, sur une hausse de la pluviométrie variant de 3 à 10% et diminution de 4 à 15% des quantités pluviométriques de Mai à Octobre et sur une augmentation de température de 0,4°C tous les 10 ans, soit un accroissement de 1,9°C en l'an 2050.

Ces éléments climatiques nous poussent déjà à envisager des orientations qui doivent guider les évaluations d'impacts et de la vulnérabilité sur les forêts de montagne. Ces orientations sont les suivantes:

- Le caractère cyclique de 10 ans observé depuis longtemps est tel que les écosystèmes seraient déjà

soumis et vraisemblablement même adaptés à ce rythme et qu'ils ne pourraient pas en être gravement perturbés.

- La hausse de pluviométrie devrait normalement induire une évolution progressive dans toutes les forêts de montagne. Cependant, on peut s'imaginer que même à l'intérieur des changements climatiques envisagés, il existe des événements climatiques très extrêmes se traduisant par des années anormalement humides (très forte pluviosité) ou anormalement sèches (sécheresse très longue) ayant des répercussions significatives sur ces écosystèmes.
- L'augmentation de la température d'environ 2° en 2050 ne se fera pas d'une manière brutale. L'augmentation de 0,4°C tous les 10 ans donne à penser à une adaptation progressive des écosystèmes au fil du temps. Mais, cela ne pourrait évidemment pas limiter des pertes des espèces aussi bien animales que végétales qui se retrouveraient en dehors de leur optimum d'adaptation.

- De plus, cette hausse de température aura également de fortes répercussions sur la disponibilité de l'eau du sol au sein des écosystèmes et des pertes d'eau par évapotranspiration. Cela devra ainsi influencer sur le vivant.
- La situation actuelle montre que depuis 2000, il y a une forte variabilité de régime pluviométrique, avec une tendance prononcée à la baisse. Les saisons sèches sont de plus en plus longues, s'étendant de Mai à Novembre. Cette situation de sécheresse longue pourrait certainement influencer sur les feux des brousses très fréquents dans les écosystèmes forestiers au Burundi.

4.2. Impacts sur les forêts ombrophiles de montagne

Les forêts de montagnes, bien que ne présentant pas la même physionomie suivant les altitudes, sont considérées comme un climax et cette stabilité est constamment entretenue par des pluies abondantes et des températures les plus basses du pays.

• Impacts par rapport à la situation actuelle

La forêt ombrophile afromontagnarde qui formait autrefois une vaste forêt de la crête, se présentent actuellement sous forme de lambeaux très distants dont les plus appréciables sont la Kibira, la forêt de Bururi et la forêt de Monge. Cette forêt de montagne a subi des actions anthropiques sévères à tel point que certains horizons notamment l'horizon inférieur ne persiste que dans de rares localités.

Elle a été surtout détruite par les agriculteurs et les éleveurs à la recherche des terres fertiles agricoles et des pâturages pour le gros bétail.

Contenant des arbres à bois d'œuvre très recherché, la forêt de montagne a été longtemps soumise à l'exploitation intense. Cette exploitation a concerné surtout des arbres de la strate arborescente supérieure, au départ abondants dans les forêts primaires notamment *Entandrophragma excelsum*, *Symphonia globulifera*, *Prunus africana*, *Hagenia abyssinica*, *Podocarpus latifolius* et *Podocarpus falcatus*. La destruction de ces essences de valeur aboutit dans tous les cas à l'installation des forêts très secondarisées. Outre le sciage, le défrichage culturel et la carbonisation amincissent remarquablement les forêts de montagne.

Dans l'ensemble, la végétation de forêt de montagne garde la caractéristique forestière mais avec une évidente marque d'anthropisation se manifestant par des trouées souvent vastes à plusieurs endroits (Fig. 5A).

Dans la zone sub-alpine, la dégradation des fruticés est le résultat du passage répété du bétail et du surpâturage. Dès que les vaches traversent ces fragiles formations, elles créent de petits fossés dénudés qui s'agrandissent rapidement par l'eau courante de ruissellement. Ce processus de dégradation par destruction et départ de la couche humifère s'amplifie et s'accélère par le retour des troupeaux à chaque saison sèche sur le terrain.

Finalement, la fruticée laisse la place à une pauvre steppe de montagne, discontinue et entrecoupée de blocs quartzitiques dénudés dans les creux desquels s'abritent les derniers vestiges rabougris de l'ancienne végétation ligneuse. Le surpâturage sur des surfaces peu vastes détériore irréversiblement cette steppe, qui devient de plus en plus rase et caillouteuse (Fig. 5B).



A



B

Fig. 5: A : Trouées d'origine anthropique dans la forêt de Montagne de Monge, **B:** Installation des pelouses rases par suite du surpâturage à Heha.

• Impacts en cas de changements climatiques

Nous allons développer des scénarios sur ce que pourra être la forêt de montagne dans 50 ans en prenant comme base les différents changements qui ont existé au cours des temps reculés et sur des périodes multiséculaires. On pourrait donc s'interroger si une période de 50 ans suffit pour démontrer un changement qui se passait durant une période multiséculaire ou un millénaire. Ce que nous devons comprendre d'avance est que la végétation de montagne notamment celle de la Kibira, soudée en un seul bloc, se localise sur des horizons différents non seulement au point de vue climatique mais également au point de vue floristique. Une augmentation de la température sur toute la forêt affecte conséquemment tous les horizons.

La forte pluviosité et l'augmentation de température auront comme conséquence la modification de la végétation d'une manière différente suivant les différents horizons. Cela étant lié à l'effet altitudinal qui fait toujours que les températures restent différentes suivant les horizons et les étages.

Au niveau de l'étage sub-alpin à partir de 2500 m d'altitude, l'augmentation de la température de 2°C implique l'atténuation de la rigueur du climat. La végétation sub-alpine composée essentiellement des Ericaceae devrait ainsi reculer voire même disparaître sur plusieurs étendues sous les températures moyennes qui atteindraient 14°. Dans les conditions normales, ce recul devrait normalement permettre l'expansion ascendante de la forêt directement inférieure (l'horizon supérieur: 2250 à 2500 m d'altitude) qui ne pourra plus résister sous la température de 15°-16°C. Mais, en considérant les conditions édaphiques de la zone sub-alpine composée essentiellement de sol peu épais et des affleurements rocheux très fréquents, il est évident qu'aucune formation forestière ne pourra s'épanouir à cet endroit. Cependant, certaines localités non hostiles malheureusement rares, pourraient être envahies par des espèces particulières qui marquent la parenté, voire même la continuité entre la fruticée afro-subalpine et l'horizon supérieur. Il s'agit effectivement des espèces forestières notamment *Monanthotaxis orophila*, *Salacia erecta*, *Maytenus acuminatus*, *Asplenium friesiorum*, qui manifestent une grande faculté d'adaptation à des milieux forestiers divers et se mêlent à la fruticée éricoïde.

L'horizon supérieur de l'étage afro-montagnard devra épouser la structure de l'horizon moyen actuel avec développement de la forêt de montagne typique constituée des arbres géants. Cette évolution ne devrait pas prendre beaucoup de temps du fait qu'il s'agit en fait de l'épanouissement des espèces qui sont toujours là et qui attendent de bonnes conditions pour leur développement maximal.

Au niveau de l'horizon moyen compris entre 1900 et 2250 m d'altitude, la forêt ombrophile de montagne devrait connaître une très grande expansion

ascendante jusqu'au niveau de l'horizon supérieur suite aux conditions écologiques favorables. Dans sa partie inférieure, il est très difficile d'envisager une nette modification. En effet, l'horizon moyen qui représente l'état climacique d'une forêt humide de haute montagne comporte des espèces qui ne diffèrent à rien de celles de l'horizon inférieur (1600 à 1900 m). Mais, avec les changements climatiques, les conditions climatiques ne seront pas réunies pour garder des espèces atteignant les tailles actuelles (à 17-18°C). Cela implique évidemment l'expansion ascendante de l'horizon inférieur pour occuper au moins une partie de l'horizon moyen.

Le réchauffement dû à l'augmentation de la température et la forte pluviosité, affecteront beaucoup l'horizon inférieur actuel occupé par la forêt ombrophile de montagne de transition. En effet, avec une température de plus de 20°, cette zone sera exclue de l'étage montagnard qui se développe à une température inférieure à 18°C. L'horizon inférieur (1600-1900 m) cédera alors la place à l'étage de transition. Ce dernier, selon Lewalle (1972), nécessite un climat intermédiaire entre celui de la plaine et celui de la montagne. La température moyenne est relativement élevée de l'ordre de 20°C et on n'y ressent jamais les coups de froid qui peuvent survenir sur la crête, les précipitations restent plus abondantes (1200 mm environ) et plus régulières que dans la plaine.

Dans de telles conditions, la zone actuelle de forêt ombrophile de transition devrait être occupée par des espèces de la forêt mésophile submontagnarde de Lebrun (1956) et Lewalle (1972). Il s'agit d'une formation végétale en disparition dans la région de Mumirwa qui comprend des espèces dont l'optimum se trouve entre 1100 à 1500 m d'altitude notamment *Ficus vallis-choudae*, *Cordia africana*, *Spathodea campanulata*, *Newtonia buchananii*, etc. De plus, des savanes secondaires avec *Entada abyssinica* et *Protea madiensis* pourraient aussi occuper certaines terres peu épaisses. Il ne sera pas aussi étonnant de constater le maintien de certaines espèces de la forêt secondaire de montagne comme *Polyscias fulva*, *Myrianthus holstii* qui sont actuellement repérables jusqu'à 1500, voire 1400 m d'altitude. Au niveau des ravins des pentes abruptes bien conservés, se développeront des forêts-galeries submontagnardes qui sont des équivalents édaphiques de la forêt mésophile submontagnarde.

5. DISCUSSION

Nous venons de montrer les changements au niveau de l'écosystème forêt de montagne qui pourront se passer avec l'augmentation de la température sous une pluviosité intense.

La question est donc de savoir dans quelles conditions ces changements seraient perceptibles.

Les scénarios ci-haut développés montrent déjà que les différents changements qui peuvent surgir

ne sont pas à mesure d'éradiquer la forêt de montagne surtout au niveau de l'étagement afro-montagnard.

A ce niveau, il pourrait se passer une sorte de modification interne à l'écosystème difficile à percevoir, sans qu'il y ait des pertes notables des espèces. Cela est lié au fait que la végétation de cet étage porte des potentialités naturelles avec des caractères de territorialité et d'homogénéité strictes (Habiyaemye, 1995).

Cependant, nous devons aussi comprendre que la forêt de montagne a subi des actions anthropiques sévères à tel point que certains horizons notamment l'horizon inférieur ne persiste que dans de rares localités. Des trouées sur des étendues très considérables sont occupées par la végétation de reconstitution de divers stades ou des cultures. C'est alors le caractère fugace des communautés de substitution qui trouvera barrière à l'évolution vers le climax suite aux changements climatiques.

En effet, l'évolution des friches culturales à une forêt secondaire en passant par les recrus préforestiers trouvera beaucoup d'entraves liées à l'augmentation de la température, et les conditions idéales d'ombrage et d'humidité, etc. ne seront pas réunies pour déclencher la croissance des plantes du noyau spécifique de forêt dense. C'est dans cette optique même que nous envisageons l'occupation des espèces de l'étage de transition et des savanes de Mumirwa dans l'horizon inférieur et leur pénétration dans divers trouées des horizons moyen et supérieur de l'étage afro-montagnard. Il en découlera ainsi un réseau de divers types de végétations d'aptitudes dynamiques variées qui rendraient de plus en plus malaisées la perception des limites altitudinales des étages et des horizons. Et la prédominance de haute température amplifiera l'implantation des essences savanicoles et la forêt de montagne finira par céder.

Au niveau de l'étage sub-alpin, des modifications pourraient être significatives. La végétation très clairsemée et entrecoupée par des sols dénudés et des affleurements rocheux sera de plus en plus réduite. Des pertes des espèces uniques constituées par des herbacées dans ces contrées pourraient être enregistrées. En effet, avec la diminution de l'humidité sous l'effet de la température, les espèces des sols mouillés comme *Xyris fugaciflora*, *Xyris scabridula*, *Ascolepis eriocauloides*, *Drosera madagascariensis*, *Juncus oxycarpus* et *Utricularia troupinii* (une Lantibulariaceae endémique du Burundi) pourraient disparaître complètement. Les marais de haute altitude qui devraient servir de zones de refuge pour la plupart de ces espèces sont actuellement en disparition suite à leur drainage pour l'agriculture. Bonnefille et al. (1990) relatent des espèces des genres *Restio* et *Cliffortia* qui ont disparu suite aux anciens changements climatiques.

Nous pouvons donc prévoir un désert rocheux sur plusieurs endroits des hauts sommets de la crête Congo-Nil. Cette dénudation au niveau de l'étage sub-

alpin impliquera évidemment l'intensification de l'érosion des pluies sur les hauts sommets. La situation d'érosion pourrait s'aggraver si la forêt de l'étage directement inférieur (l'étage afro-montagnard) est défrichée.

L'extension de la durée des saisons sèches de Mai à Novembre est très fatale sur la forêt de montagne qui subit annuellement des feux de brousse. L'exposition de cette forêt à ces feux durant 5 mois occasionnera sans doute des pertes des espèces aussi bien animales que végétales. Dans les conditions normales, ce sont les pluies de Septembre qui constituaient une barrière à la propagation des feux de brousses.

Dans l'ensemble, les problèmes attendus suite aux effets néfastes des changements climatiques sont donc la dégradation des formations végétales de montagne. Cette dégradation aura comme conséquences la disparition des espèces typiques des forêts de montagne en faveur des espèces des savanes. De plus, en tant que régulateurs hydrologiques et climatologiques importants, la perte de ces écosystèmes afro-montagnards provoquerait également des sécheresses très prolongées aboutissant à la désertification d'une grande partie du pays.

La perturbation de ces services des écosystèmes de montagne devront se répercuter sur la vie socio-économique du pays. En effet, il est connu que la production d'électricité est fortement liée aux forêts de montagne qui alimentent et maintiennent le débit des barrages. Le barrage de Rwegura sur la Gitenge fournit actuellement 50% des besoins du pays en électricité. La précarité des conditions climatiques actuelles ont déjà provoqué une diminution manifeste du lac de retenue pour ce barrage. Ces conditions pourront s'aggraver avec les changements climatiques. De plus, avec les 3 usines installées dans ou à la proximité de la Kibira, il est très fort évident que les futures conditions climatiques pourront en modifier la production. Les changements climatiques amplifiés par l'action de l'homme modifieront également les conditions des forêts de montagne pourtant indispensables à la perpétuation d'une grande diversité d'espèces biologiques dont beaucoup endémiques.

6. RENFORCEMENT DU POUVOIR D'ADAPTATION DES FORETS DE MONTAGNE

L'analyse que nous venons de faire sur les impacts et la vulnérabilité des forêts ombrophiles de montagne aux changements climatiques montre finalement que les conditions climatiques des prochaines décennies pourraient être défavorables au développement de la végétation. En effet, l'augmentation de la température sera à l'origine de la disparition de la végétation de l'étage subalpin et des pertes des espèces.

Il a été également constaté que les défrichements culturels, le surpâturage et la déforestation constitueront une impasse majeure au processus évolutif des forêts et ouvriront ainsi la voie à la savanisation de l'étage afro-montagnard suite aux changements climatiques. La sécheresse rigoureuse et prolongée sur plusieurs mois aggravera l'ampleur des feux de brousse, facteurs incontestables de dégradation des écosystèmes de montagne.

Cet état de fait invite à envisager un renforcement de mécanismes d'adaptation des formations végétales de montagne pour qu'elles puissent vaincre les stressés issues des changements climatiques. Le constat actuel est que les forêts de montagne sont, par endroits, dans un état de perturbation suite à la déforestation et des trouées parfois assez importantes existent dans la forêt de la Kibira. Les feux de brousse ont déjà mis en nu plusieurs zones de l'étage subalpin.

Le renforcement de mécanismes d'adaptation des forêts de montagne peut se faire à travers deux voies à savoir la restauration active par plantation et la restauration passive liée aux capacités naturelles de l'écosystème à retourner à des conditions initiales. Plusieurs études récemment faites (Wibereho, 2010, Bararunyeretse, 2012), ont montré que les écosystèmes forestiers de montagne gardent toujours le pouvoir de revenir à un état antérieur (stade forestier et climax). Cela est encore influencé par les conditions pédo-climatiques qui restent encore écologiquement viables. Wibereho (2010) est partie de l'état de dégradation de la forêt de la Kibira à Bugarama et a montré le processus d'évolution progressive du stade de jachère vers le stade préforestier dans un espace de 10 ans. Dans cette même forêt à Rwegura, Bararunyeretse (2012) a montré que les espèces arbustives et les espèces pionnières qui s'installent dans les zones prairiales et les lisières créent des conditions favorables à l'installation et au développement d'espèces forestières. Toutes ces études visualisent les potentialités actuelles des forêts de montagne de se restaurer par le phénomène de régénération naturelle. Cela signifie qu'actuellement l'arrêt des actions anthropiques dégradantes en forêts de montagne peut faciliter l'établissement d'un état forestier capable de résister aux effets néfastes des changements.

Dans cette action de restauration, il peut être aussi envisageable d'entreprendre la restauration active sous l'action de l'homme à travers la plantation de plantes exotiques et/ou autochtones. La plantation avec des essences exotiques a l'avantage que la restauration se fasse vite. Cependant, il est connu que la plantation dans une forêt naturelle avec des essences exotiques est très loin de préserver la biodiversité originelle. Wibereho (2010) a démonté l'effet de la plantation d'*Eucalyptus* dans la régression de la forêt de la Kibira. Cet auteur a même recommandé l'élimination de cette

essence pour faciliter la régénération progressive qui, dans moins de 10 ans, peut établir un stade forestier.

La plantation des espèces autochtones pourrait être également envisagée comme moyen adéquat dans la restauration des forêts de montagne. Ce fait peut être encore meilleur s'il s'agit des espèces à planter dans leurs zones de prédilection, c'est-à-dire là où on les a éliminées. Cette action pourrait avoir l'avantage de raccourcir les différents stades d'évolution de la végétation notamment en plantant des espèces marquant les stades évolués ou le climax comme *Prunus africana*, *Parinari excelsa*, *Entandrophragma excelsum*, *Hagenia abyssinica*, etc. Il serait encore meilleur si ces espèces sont plantées dans une combinaison naturelle en évitant de créer des plantations monospécifiques par localité. Cependant, une telle restauration reste inenvisageable dans les forêts de montagne où la régénération est toujours possible. En effet, les espèces marquant les stades d'évolution beaucoup plus avancés gardent un rythme de croissance très lent. En cas de régénération naturelle, ces espèces apparaissent déjà dans le sous bois du recru préforestier dans une à cinq ans et commenceront à dominer environ après 20 ans dans une forêt secondaire et, après 35 ans, marquent le climax (Habiyaremye, 1994, Wibereho, 2010). De plus, la plantation signifie le suivi des espèces plantées. C'est pour cette raison même qu'avant la plantation, on procède au nettoyage du terrain pour éviter les concurrences éventuelles. Cela traduit déjà l'élimination du couvert végétal ayant déjà entamé le rythme d'évolution. Il faut comprendre que lors de la régénération naturelle, les espèces qui marqueront les différents stades d'évolution sont sur place mais chacune attendant son moment pour agir. Dans ce cas, la plantation peut donc consister à remplacer les individus d'une espèce par d'autres individus de la même espèce sur le même site. De plus, la plantation éclipse toute une succession très intéressante au point de vue biodiversité et arrête le système dynamique d'une végétation. Il est en effet connu que la zone préforestière est plus riche que le climax (Habiyaremye, 1995, Wibereho, 2010, Bararunyeretse, 2012).

Au Burundi, les zones les plus nécessiteuses de la restauration sont dans l'étage sub-alpin. Cependant, ces localités gardent plusieurs contraintes climatologiques et pédologiques qui ne facilitent pas l'introduction de n'importe quel type d'essence autochtone. De plus, il s'agit des zones des bruyères très vulnérables aux feux de brousse. Ce sont d'ailleurs ces feux qui sont à l'origine de leur dégradation et mettant en nu plusieurs zones.

Il est également connu qu'il est facile d'avoir rapidement un couvert végétal assez important dans ces endroits par une simple prévention des feux sur moins de 5 ans. Rappelons également que l'étage subalpin n'est pas à vocation forestière comme les étages inférieurs.

Compte tenu de tous ces constats, il serait ainsi utopique d'envisager une restauration par plantation dans une forêt à grande potentialité de régénération. Par ailleurs, la restauration active coûte plus cher que celle passive.

On en conclue ainsi que les options visant à aider les écosystèmes à s'adapter aux effets néfastes des changements climatiques sont celles permettant le maintien du processus évolutif positif mais également le changement du comportement de l'homme. Il est connu que les causes de dégradation des forêts de montagne du Burundi ne se trouvent pas à l'intérieur de ces forêts mais plutôt à l'extérieur. Même en cas de restauration par voie active, si les causes ne sont arrêtées, la plantation ne peut pas survivre.

Ainsi, à l'état actuel des forêts de montagne particulièrement celles de la Kibira, nous admettons qu'elles ne nécessitent pas une réhabilitation. Cette dernière, au sens d'Aronson et *al.* (1993), vise la création d'un écosystème alternatif écologiquement viable, éventuellement différent en terme de structure, composition et fonctionnement de l'écosystème originel, et présentant une certaine valeur d'usage. Il doit s'agir plutôt de faire une restauration écologique en remettant dans un état initial les sites ayant subi une perturbation. Ainsi, les principales options retenues sont celles visant à faciliter la régénération naturelles et sont les suivantes:

- Arrêter tout défrichage ou autre système de fragmentation des forêts de montagne;
- Lutter contre les feux de brousse dans toutes les formations forestières;
- Arrêter la création des plantations dans les forêts de montagne;
- Eviter l'introduction des espèces envahissantes en forêts de montagne.

Si ces options sont entreprises rapidement, elles permettront aux forêts de montagne de se garnir très tôt et de plus en plus des potentialités naturelles avec des caractères de territorialité et d'homogénéité strictes tout en ne cédant pas place aux espèces savaniques gouvernées par les hautes températures.

BIBLIOGRAPHIE

- Aronson J., C. Floret, E. Le Floch, C. Ovale & R. Pontanier, (1993) . Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south. *Restoration ecology* 1: 8-17.
- Bararunyeretse, (2012) . Analyse de la dynamique forestière sous l'effet de lisière au Parc National de la Kibira, au Burundi. Mémoire. Université du Burundi. Faculté des sciences.
- Bikwemu, G. (1991) . Paléoenvironnements et Paléoclimats au Burundi occidental au cours des quarantes derniers millénaires par l'analyse palynologique des dépôts tourbeux. Université de Liège. Thèse de Doctorat. 238 p.
- Bonnefille, R., Hamilton, A. C., Linder, H. P., Riollet, G. (1990) . 30,000 Year-Old fossil Restionaceae Pollen from central Equatorial Africa and its Biogeographical significance. *Journal of Biogeography*, Vol. 17, N° 3 : 307-314
- Dominique, J., Taylor, D., Marchant, R., Hamilton, A. Bonnefille, R. Buchet, G., Riollet, G. (1997) . Vegetation dynamics in Central Africa since 18,000 yr BP : Pollen records from the Interlacustrine Highlands of Burundi, Rwanda and Western Uganda. *Journal of Biogeography*, Vol. 24, N° 3: 495-512
- Gourlet, S., (1986) . Le parc National de la Kibira au Burundi : Quelles potentialités pour quel avenir ?. Ecole Normale du Génie Rural, des eaux et des forêts (GREF).
- Habiyaremye, F.X. , (1995) . Etude phytocénologique de la dorsale orientale du lac Kivu (Rwanda). Université Libre de Bruxelles, Thèse de Doctorat
- Lebrum, F. (1956) . La végétation et les territoires botaniques du Rwanda-Urundi. *Nat. Belges*, 230 à 256.
- Lewalle, J. (1972) . Les étages de végétation du Burundi occidental. *Bull. Jard. Bot. Nat. de Belgique*, 42 (1/2): 247 p.
- Kabonyi, C. (2007) . Etude palynologique de la séquence sédimentaire de Musisi-karashomaII, Sud Kivu (RDC): Synthèse de l'évolution environnementale du Sud Kivu au cours des deux derniers millénaires. *Geo-Eco-Trop*. 31: 147-170
- Nzigidahera, B. (2000)- Analyse de la biodiversité végétale nationale et identification des priorités pour leur conservation. PNUD-INECN, 127 p
- MINATTE, (2006) . Plan d'Action National d'Adaptation aux Changements Climatiques. PNUD/FEM.
- Sinarinzi, E., (2006) . Etude de vulnérabilité et d'adaptation aux changements climatique au Burundi: climat et l'eau. Projet Préparation du Plan d'Action National d'Adaptation aux changements climatiques (PANA) PNUD-FEM/MINATTE, 57P
- Wibereho W., (2010). Contribution à l'étude de la dynamique de la végétation du Parc National de la Kibira en zone de Bugarama; Mémoire d'Ingénieur Agronome; UB, 105p.



Sur le rapport entre la physionomie forestière et la structure et l'abondance de la litière: *Approche méthodologique et application aux forêts naturelles du Burundi*

Benoît Nzigidahera

Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature (INECN),
B.P. 2757 Bujumbura, nzigidaherabenoit@yahoo.fr

Reçu: le 27 Juillet 2012

Accepté: le 25 Août 2012

Publié: le 20 Septembre 2012

RESUME

Mots-clés: Altitude, corrélation, étagement de la végétation, linéarité, méthodologie, surface terrière

Cette étude vise à chercher la relation qui existerait entre la physionomie des forêts du Burundi occidental et l'abondance de la litière. Elle a été effectuée dans des forêts d'un gradient altitudinal depuis l'étage inférieur (790 m) jusqu'à l'étage afro-subalpin (2650m). La physionomie des écosystèmes étudiés est décrite et des surfaces terrières ont été mesurées. La caractérisation de la litière a été faite sur base d'un système élaboré spécialement pour cette étude. Ainsi, l'abondance de la litière a été analysée à travers le nombre d'éléments et la profondeur de la litière pour chaque entité forestière. Des comparaisons de la variation de la surface terrière et du nombre d'éléments et de la profondeur de la litière ont été réalisées. Le calcul du coefficient de corrélation r de Pearson a permis d'établir une linéarité entre la surface terrière et la litière. Sur base des résultats obtenus, l'application de la méthodologie a été suggérée pour des études de la litière en combinaison avec d'autres facteurs des forêts notamment la richesse en arthropodes du sol.

Abstract

Key-words: Altitude, correlation, vegetation belt, linearity, methodology, basal area

This study aims at establishing the relationship between the physiognomy of the forests and the litter structure in Western Burundi. It was carried out in forests along an altitudinal gradient from mid altitude to the afro-subalpine zone. The physiognomy of the ecosystems was described and basal surfaces were measured. The litter depth and structure were evaluated on the basis of a system that was developed specially for the present study. As criteria for these important litter characteristics we measured the average number of superposed layers and the size of the elements. These were measured by means of a double metallic stick that was thrust into the litter layer. The number of elements and their size were counted and subdivided in size classes. These results were correlated by means of a Pearson rank correlation test with the basal area of the trees. The relationship between the variation of the basal area of the trees and the number of litter elements and the litter depth was evaluated. The calculation of the coefficient of correlation r Pearson allowed to establish a linear correlation between the basal area and litter depth. Based on the results obtained, the application of the methodology was suggested for studies of litter in combination with other factors of the forests including soil arthropod richness.

I. INTRODUCTION

Plusieurs écologistes ont depuis longtemps remarqué une grande importance de la couverture d'éléments morts en tant qu'élément de l'écosystème forestier. Selon Thairu & Granger (1979), la décomposition de la litière d'une forêt sempervirente de montagne est fonction de la pluviosité, de la température moyenne et de l'humidité relative. En effet, le climat modifie de façon marquée la nature et la rapidité de décomposition des débris végétaux à la

surface du sol, et exerce de ce fait une forte influence sur le caractère et l'abondance de la matière organique. Cela est lié au fait que l'humidité et la température affectent à la fois le développement de la couverture végétale et les activités de micro-organismes qui sont des agents très importants dans la formation des sols. Williams & Gray (1974) ont signalé des différences dans la vitesse de décomposition à diverses altitudes, dues aux variations de température.



Au Burundi, les études sur la décomposition de la litière dans les formations végétales restent rares voire même inexistantes. Dans ce pays, les formations forestières connues dans la région occidentale se répartissent en quatre étages suivant les altitudes de 790 à 2666 m. La distinction des étages se fait à travers la physionomie de forêt pour chaque niveau. Il y a ainsi un gradient de température constant égal à 0,6°C pour 100 m d'élévation (Habiwaremye, 1995 ; Lewalle, 1972). On pourrait ainsi se demander si la physionomie des forêts établies dans un gradient altitudinal n'influence pas différemment l'abondance de la litière suivant les niveaux, suite effectivement à cette variation de la température et de la précipitation.

Sur base d'une méthode non encore publiée, cette étude cherche donc à établir une certaine relation entre la physionomie forestière et l'abondance de la litière dans les différentes formations végétales du Burundi occidental établies dans divers étages et divers horizons. Sur base des résultats obtenus, elle vise également à identifier des applications possibles issues de cette corrélation entre la physionomie végétale et la litière. Cette étude permettra également de tester cette méthode d'étude de la litière non encore appliquée qui a été conçue et suggérée par Dr Rudy Jocqué, Chef de la Section des Invertébrés Non-Insectes du Musée Royal d'Afrique Central de Tervuren en Belgique.

2. METHODOLOGIE

Les végétations des zones d'étude sont réparties suivant le gradient altitudinal depuis l'étage inférieur jusqu'à l'étage afro-subalpin (fig. 1a,b,c,d). Au niveau de l'étage inférieur, la formation végétale concernée est la forêt mésophile péruvienne de Kigwena dans la plaine côtière du lac Tanganyika avec environ 500 ha (fig. 1a). Elle est établie à 790m d'altitude avec une quantité annuelle des précipitations atteignant 1000 mm sous une température moyenne de 23°C. A l'étage de transition, les forêts claires à *Brachystegia* des localités de Nkayamba et de Cabara de la Réserve Naturelle de Rumonge ont été étudiées. Elles sont établies sur des contreforts de Mumirwa entre 850 et 1600 m d'altitude et sont sous la température moyenne de 20°C et 1200 mm de précipitations. L'étage afromontagnard, avec des précipitations supérieures à 1400 mm et des températures moyennes annuelles inférieures à 18°C, renferme des forêts de montagne ayant leur limite inférieure vers 1600 m d'altitude avec trois horizons à savoir l'horizon inférieur de 1600 à 1900 m, l'horizon moyen de 1900 à 2250 m et l'horizon supérieur de 2250 à 2450 m. L'étage afro-subalpin comprend des fruticées sclérophylles sous une température moyenne annuelle d'environ 11-12 °C au delà de 2500 m et sous les précipitations moyennes annuelles de plus de 1600 mm. La zone de plantation de thé en bordure immédiate avec la forêt de la Kibira a été également concernée (fig. 1e).

Afin d'appuyer la description de la physionomie des écosystèmes étudiés, une estimation de la densité du peuplement pour les différentes essences de chaque site a été faite sur base des mesures des circonférences prises à 1,30 m au-dessus du sol pour tous les arbres dont la circonférence est égale ou supérieure à 15 cm conformément à Malaisse (1979, 1984). C'est sur base de ces mesures que la surface terrière a été calculée. La surface terrière d'un arbre est:

$$g_i = \frac{c_i^2}{12,56}$$

où g_i = surface terrière d'un fût d'un arbre à 1,30 m de hauteur en m²/ha; c_i = circonférence d'un fût de l'arbre i à 1,30 m. La surface terrière totale correspond, pour un site donné, à la somme de toutes les surfaces terrières des individus d'espèces présentes sur la surface inventoriée ramenée à l'hectare. Elle est exprimée en m² par hectare. La dominance relative D_r a été calculée et correspond à un pourcentage de la surface terrière de chaque espèce par rapport à la surface terrière totale par site.

Dans le souci de caractériser l'état de la litière présente dans chaque entité forestière, les mesures ont été faites à partir d'un outil comportant deux fils métalliques, solides, pointus et collés ensemble avec séparation par une petite planche d'un cm. La section du fil métallique est égale à 4 mm. Cet outil a été réalisé spécialement pour cette étude (fig. 2a). Les éléments composant la litière sont donc ramassés en enfonçant l'outil dans la litière. Pour chaque site, 30 ramassages ont été faits d'une manière aléatoire. La taille de chaque élément est mesurée en les appliquant sur un quadrillage fait sur un plancher dont le premier carreau exprime l'unité avec 2 cm de coté (fig. 2b). Les éléments de la litière occupant les niveaux 1 et 2 du plancher sont considérés comme de petite taille et le niveau 1 comme une litière fine. Pour un même site et pour chaque ramassage, on mesurait également la profondeur de la litière en utilisant une latte graduée. Ces outils de la litière ont été confectionnés et utilisés pour la première fois dans cette étude selon les indications fournies par Dr Rudy Jocqué qui est le concepteur de la méthode.

Pour faciliter l'interprétation des résultats, le coefficient de corrélation d'échantillonnage de Pearson r , qui est un indice dont la valeur varie de -1,0 à 1,0 a été calculé. Ce coefficient reflète le degré de linéarité entre deux séries de données. La formule du coefficient de corrélation d'échantillonnage de Pearson r , est :

$$r = \frac{\sum (x-\bar{x})(y-\bar{y})}{\sqrt{\sum (x-\bar{x})^2 \sum (y-\bar{y})^2}}$$

Où \bar{x} et \bar{y} sont les moyennes d'échantillon.

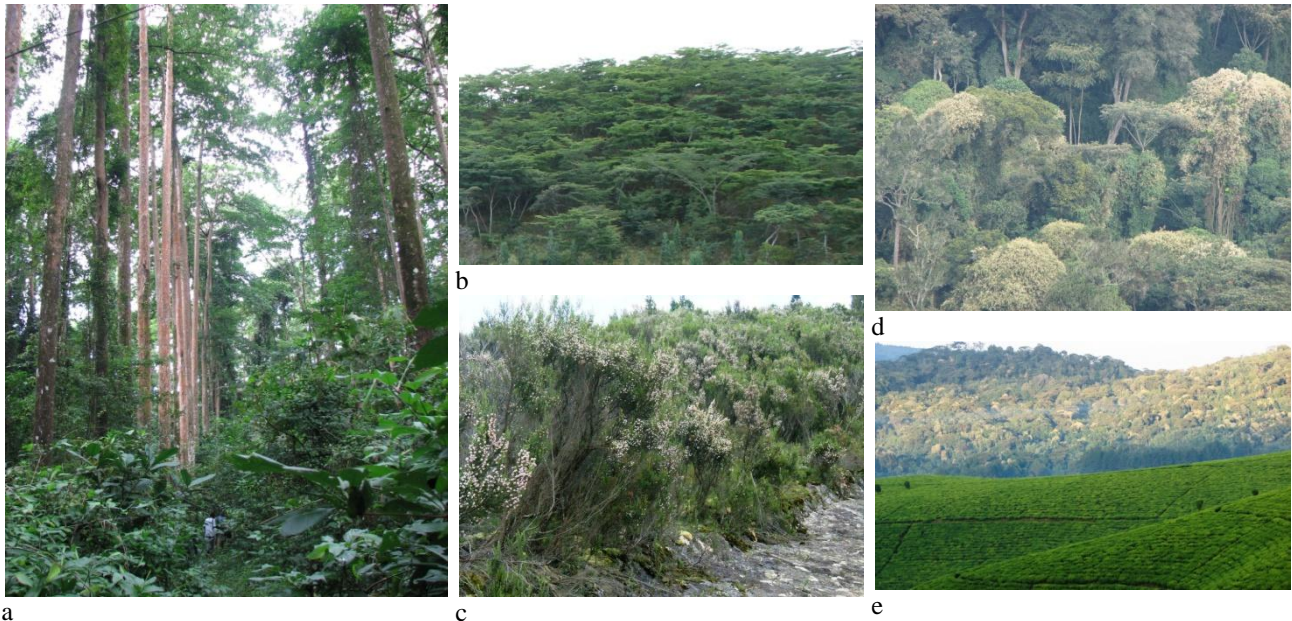


Fig. 1a,e: Formations végétales prospectées; a: Forêt de Kigwena, b: Forêt claire à *Brachystegia* de Nkayamba, c: Végétation de bruyères de Musumba, d: Forêt de montagne de Rwegura, e: plantation de thé à Rwegura



Fig. 2a,b: Outils d'analyse de la litière; a: Outil de ramassage de la litière, composé de deux fils métalliques, solides, pointus et collés ensemble avec séparation par une petite planche d'un cm; b: Plancher de carreaux pour mesurer la taille de chaque élément de la litière

3. RESULTATS

3.1. Description et caractérisation des écosystèmes étudiés

3.1.1. Végétation de montagne du Parc National de la Kibira

Au niveau du Parc National de la Kibira, 14 zones de végétation ont été ciblées:

- Végétations de 7 niveaux altitudinaux du Mont Musumba;

- Végétations de 4 niveaux altitudinaux à Rwegura;
- Forêts de trois localités de Rwegura, Rusarendu et Bugarama.

• Végétation du Mont Musumba

La végétation du Mont Musumba s'étend sur un gradient altitudinal de 2100 à 2661 m. Elle est étalée sur deux étages à savoir l'étage afromontagnard et l'étage subalpin. Au niveau de l'étage afromontagnard, l'horizon inférieur et une partie de l'horizon moyen ont cédé la place aux plantations de thé. Il ne reste que la végétation de l'horizon moyen et l'horizon supérieur au sens de Lewalle (1972). Les tableaux 1 et 2 montrent la situation respectivement de la surface terrière et de la litière sur un gradient altitudinal.

Au site de 2100 m d'altitude, c'est une plantation théicole monospécifique en contact direct avec la forêt. La plantation forme un couvert dense avec pratiquement plus de 80 % de recouvrement. Les arbustes de *Camillia sinensis* sont constamment maintenus à une hauteur d'environ 1 m par le taillage et la coupe régulière de feuillage. Après quelques années, tous les arbustes sont coupés pour une régénération à partir des souches. La surface terrière est égale 0 m²/ha traduisant simplement qu'aucune plante n'a 1,3m de hauteur. La litière est quasiment nulle.

Au site de 2150 m d'altitude, les conditions écologiques sont nettement montagnardes favorables au développement forestier. Dans les conditions normales, ce milieu devrait représenter l'état climacique d'une forêt humide de haute montagne de l'horizon moyen, compris entre 1900 et 2250 m d'altitude, au sens de Lewalle (1972).

Cependant, la strate arborescente supérieure constituée d'arbres géants a été éliminée et des arbres comme *Entandrophragma excelsum*, *Prunus africana* et *Parinari excelsa* subsp. *holstii* n'existent pratiquement plus dans cette formation végétale. Il s'agit donc d'une forêt ombrophile de montagne dégradée. La végétation présente donc 4 strates avec la strate arborescente inférieure composée par quelques arbres dépassant 25 m notamment *Carapa grandiflora* et *Polyscias fulva*. La strate arbustive supérieure nettement dominante est marquée par des essences comme *Ilex mitis*, *Symphonia globulifera* et *Polyscias fulva*. La strate arbustive inférieure comprend des arbustes comme *Maytenus acuminatus*, *Rytigynia kivuensis*. La strate muscinale est essentiellement constituée par des fougères dispersées dans une litière composée par du feuillage non encore décomposé.

La surface terrière est égale 23,82 m²/ha. Elle n'entre pas dans la classification de Mosango et Lejoly (1990) pour une forêt dense humide dont la surface terrière varie entre 25 et 50 m²/ha. Elle n'est donc pas une forêt dense, mais plutôt une forêt de montagne secondarisée. *Polyscias fulva* et *Carapa grandiflora* comportent respectivement 36,7 % et 19,74 % de toute la surface terrière. *Polyscias fulva* comporte 26 tiges et *Carapa grandiflora* 24 tiges pour un total de 95 tiges comptées sur 2000 m². Pour ces deux espèces, plus de 80% de tiges ont des circonférences variant entre 16 et 111 cm.

La litière y est abondante avec une profondeur variant entre 4 et 18 cm, soit une moyenne de 8,2. Cette litière est composée d'éléments de petite taille occupant 61,94% de l'ensemble de la litière. La litière fine occupe 36,81%. Le sol humique est profond.

Au site de 2252 m d'altitude, la végétation garde le même noyau d'espèces que la végétation précédente. La strate arborescente est dominée par *Carapa grandiflora* et *Polyscias fulva*. On y observe encore des arbres notamment *Syzygium parvifolium* avec plus de 25 m. D'autres arbres comme *Symphonia globulifera*, *Strombosia scheffleri*, *Carapa grandiflora* et *Tabernaemontana johnstonii*, *Alangium chinense* occupent la strate arbustive supérieure. La strate arbustive inférieure est piquetée de *Dracaena afromontana*. La litière dense semble limiter l'expansion des herbacées.

La surface terrière y est très importante avec 61,97 m²/ha. Elle va au-delà de la limite supérieure de la classification de Mosango et Lejoly (1990) pour une forêt dense humide dont la surface terrière varie entre 25 et 50 m²/ha. *Syzygium parvifolium* compte, à lui seul, 63,29 % de toute la surface terrière. *Polyscias fulva* et *Carapa grandiflora*, espèces pourtant dominantes de la forêt, comportent respectivement 13,97 % et 8,91%. Cette dominance réside dans le fait que sur une surface de 2000 m², *Polyscias fulva* comporte 17 tiges ayant toutes des

circonférences variant entre 48-175 cm et *Carapa grandiflora* 18 tiges variant entre 16 et 111cm, soit 88,8%. *Syzygium parvifolium* n'est représenté que par 9 tiges dont 66,66 % ont des circonférences importantes comprises entre 256-495 cm. La litière y est assez abondante avec une profondeur variant entre 4 et 10 cm, soit une moyenne de 6 cm. Cette litière est composée d'éléments de petite taille occupant 75,07% de l'ensemble de la litière. La litière fine occupe 46,41%. Le sol humique est profond.

Au site de 2352 m d'altitude, c'est la forêt secondaire de montagne caractérisée par la présence fréquente et abondante de *Polyscias fulva* et *Macaranga kilimandscharica* dépassant 20m. Bien que peu abondante, *Hagenia abyssinica* y marque sa présence. Cette forêt est très enrichie d'arbustes notamment *Maytenus acuminatus*, *Maesa lanceolata*, *Bridellia bridellifolia*, *Clusia angustifolia*. Des herbacées non graminéennes telles *Brillantaisia kirungaensis*, *Crassocephalum vitellinum* avec des arbrisseaux par endroit comme *Triumfetta tomentosa* rendent le couvert beaucoup plus dense.

La surface terrière est de 32,49 m²/ha. Elle entre dans l'intervalle de surface terrière pour une forêt dense humide selon la classification de Mosango et Lejoly (1990). *Polyscias fulva* et *Macaranga neomildbraediana*, espèces dominantes de la forêt, comportent respectivement 56,64% et 31,54% de toute la surface terrière. Sur une surface de 2000 m², *Macaranga kilimandscharica* comporte 35 tiges ayant des circonférences variant entre 16-207 cm et *Polyscias fulva* 7 tiges variant entre 48 et 127 cm, soit 71,42% alors que 28,57% représentent deux tiges variant entre 224-415 cm. La litière y est dense avec une profondeur variant entre 5 et 29 cm, soit une moyenne de 14,53 cm. Cette litière est composée d'éléments de petite taille occupant 85,90% de l'ensemble de la litière.

Au site de 2444 m d'altitude, c'est la forêt secondaire à *Hagenia abyssinica*. Cette espèce largement dominante ne dépasse pas 15 m de hauteur. La strate arbustive présente des espèces comme *Xymalos monospora*, *Bersama abyssinica*. On y observe aussi de petits arbustes comme *Galiniera coffeoides* des arbrisseaux comme *Triumfetta tomentosa* et des herbacées de grande taille comme *Vernonia kirungae*, *Vernonia auriculifera* et *Anisopappus africanus*. *Impatiens burtonii* domine la strate herbacée inférieure. La litière est dense sur un sol profond.

La surface terrière est de 42,48 m²/ha correspondant à une forêt dense humide. *Hagenia abyssinica* est une espèce dominante de la forêt et comporte 78,80 % de toute la surface terrière. Sur une surface de 2000 m², *Hagenia abyssinica* comporte 54 tiges ayant toutes des circonférences variant entre 16-159 cm.

La litière y est peu abondante avec une profondeur variant entre 4 et 20 cm, soit une moyenne de 10,93 cm.

Cette litière est composée d'éléments de petite taille occupant 60,88% de l'ensemble de la litière. La litière très fine occupe 43,87%.

Au site de 2548 m d'altitude, c'est toujours la dominance de la forêt secondaire à *Hagenia abyssinica*. La strate arbustive est dominée par *Xymalos monospora*. D'autres espèces comme *Triumfetta tomentosa*, *Pycnostachyus ericirosenii*, *Lobelia gibberroa*, *Rumex bequaertii* occupent la strate herbacée. Vers la limite supérieure de la forêt, l'effet de crête marquée par la profondeur nettement moindre des sols limite la densité de *Hagenia* et fait apparaître d'autres espèces comme *Pteridium aquilinum*, *Faurea saligna* et de petites touffes de *Sinarundinaria alpina*.

La surface terrière est de 11,44 m²/ha. Elle n'entre pas dans la classification de Mosango et Lejoly (1990) pour une forêt dense humide. Elle ne pourrait même pas être comparée à une forêt claire au sens de Malaise (1979) dont la surface terrière est comprises entre 12 et 25m²/ha. Selon cet auteur, elle pourrait être comparée plutôt à une savane boisée. En nous basant sur les stades phytodynamiques coexistants sur la crête Congo Nil (Habiyaremye et Roche, 2003), le site est classé comme une forêt secondaire. *Hagenia abyssinica* marque sa dominance avec 82,07% de toute la surface terrière. Sur une surface de 2000 m², *Hagenia abyssinica* comporte 24 tiges ayant toutes des circonférences variant entre 48 et 175 cm.

La litière y est peu abondante avec une profondeur variant entre 0 et 18 cm, soit une moyenne de 2,86 cm.

Cette litière est composée d'éléments de petite taille occupant 70,94% de l'ensemble de la litière. La litière très fine occupe 39,18%.

Au site de 2650 m d'altitude, la pente est très forte et au niveau des flancs, l'épaisseur du sol est très réduite. Il se développe une végétation du type afro-subalpin constituée par des fruticées sclérophylles. Cette végétation est structurée en deux strates, la strate arbustive ne dépassant pas 3 m de hauteur avec des espèces comme *Erica benguellensis*, *Hypericum revolutum*, *Kotschyia aeschynomoides* et *Agauria salicifolia*. Les herbacées sont constituées par diverses espèces de graminées et des populations importantes de *Pteridium aquilinum* et *Pycnostachyus ericirosenii*. Par endroit sur des sols assez épais, la végétation est composée d'arbrisseaux avec des espèces comme *Rubus rigidus* et *Triumfetta tomentosa*. Sur les pentes fortes de cette montagne, la roche-mère est généralement sous-jacente, voire apparente. Il se développe ainsi une prairie basse à *Eragrostis* piquées par des arbustes dominés par des Proteaceae notamment *Protea madiensis* et *Faurea saligna*. De petites touffes d'*Arundinaria alpina* très dispersées sont observées sur des sols assez épais conservés sur le replat du sommet à 2661 m.

La surface terrière est de 0,19 m²/ha. Au sens de Malaise (1979), cette surface terrière inférieure à 1m²/ha classe cette végétation parmi les prairies. En nous basant sur les stades phytodynamiques coexistants sur la crête Congo Nil (Habiyaremye et Roche, 2003), le site est classé parmi les friches plus précisément dans les basses fruticées. Un seul individu de *Galiniela coffeoides* atteignant 16 cm de circonférence a été recensé. La litière y est pratiquement inexistante variant entre 0 et 1 cm de profondeur avec une moyenne de 0,1 cm.

Tableau 1: Surfaces terrières mesurées dans différents sites du mont Musumba

Gi (cm²) : Surface terrière en cm² mesurées sur 2000 m²; Dr : Dominance relative, Gi(m²/ha) : Surface terrière totale

Etages	Altitudes	Type de végétation	Espèces	Gi (cm ²)	Dr	Gi(m ² /ha)	
<i>subalpin</i>	2650	Végétation des bruyères	<i>Galiniela coffeoides</i>	25,80	100	0,19	
<i>afromontagnard</i> Horizon Supérieur	2548 m	Forêt à <i>Hagenia abyssinica</i>	<i>Hagenia abyssinica</i>	18780,57	82,07	11,44	
			<i>Xymalos monospora</i>	1410,91	6,17		
			<i>Maytenus acuminatus</i>	840,84	3,67		
			<i>Nuxia floribunda</i>	651,04	2,84		
			<i>Bersama abyssinica</i>	465,21	2,03		
			Moraceae (sp. indét.)	240,84	1,05		
			<i>Vernonia</i> sp.	199,52	0,87		
			<i>Galintera coffeoides</i>	118,71	0,52		
			<i>Kotschya</i> sp.	53,82	0,24		
			<i>Hypericum revolutum</i>	38,54	0,17		
			Lamiaceae (sp. indét.)	31,85	0,14		
			<i>Lobelia giberroa</i>	31,85	0,14		
			<i>Sinarundinaria alpina</i>	20,38	0,09		
			<i>Hagenia abyssinica</i>	66943,15	78,80		42,48
			<i>Xymalos monospora</i>	6776,83	7,98		
<i>Macaranga kilimandscharica</i>	6522,37	7,68					
<i>Polyscia fulva</i>	3795,62	4,47					
<i>Bersama abyssinica</i>	168,47	0,20					
2352 m	Forêt à <i>Macaranga neomildbraediana</i> et <i>Polyscias fulva</i>	<i>Dracaena afromontana</i>	744,59	0,88	32,49		
		<i>Maesa lanceolata</i>	38,54	0,05			
		<i>Macaranga kilimandscharica</i>	36800,80	56,64			
		<i>Polyscia fulva</i>	20497,53	31,54			
		<i>Xymalos monospora</i>	3326,27	5,12			
		<i>Maytenus acuminatus</i>	1793,63	2,76			
		<i>Syzygium parvifolium</i>	1594,67	2,45			
2252 m	Forêt à <i>Carapa grandiflora</i> et <i>Polyscias fulva</i>	<i>Rytigynia kivuensis</i>	679,22	1,05	61,97		
		<i>Bersama Abyssinica</i>	254,78	0,39			
		<i>Galiniela coffeoides</i>	31,85	0,05			
		<i>Syzygium parvifolium</i>	78435,99	63,29			
		<i>Polyscias fulva</i>	17309,16	13,97			
		<i>Carapa grandiflora</i>	11042,75	8,91			
		<i>Maytenus acuminatus</i>	5317,36	4,29			
		<i>Macaranga kilimandscharica</i>	5504,54	4,44			
		<i>Myrianthus holstii</i>	2637,34	2,13			
		<i>Strombosia scheffleri</i>	1319,19	1,06			
2150 m	Forêt à <i>Carapa grandiflora</i> et <i>Polyscias fulva</i>	<i>Xymalos monospora</i>	1060,91	0,86	23,82		
		<i>Symphonia globulifera</i>	689,25	0,56			
		<i>Dracaena steudneri</i>	551,59	0,45			
		Indét. (Inesha)	72,13	0,06			
		<i>Polyscia fulva</i>	17484,39	36,70			
		<i>Carapa grandiflora</i>	9402,23	19,74			
		<i>Strombosia scheffleri</i>	6003,18	12,60			
		<i>Myrianthus holstii</i>	5094,11	10,69			
		<i>Symphonia globulifera</i>	2971,58	6,24			
		<i>Syzygium parvifolium</i>	2814,01	5,91			
		<i>Dracaena afromontana</i>	1484,95	3,12			
		<i>Maytenus acuminatus</i>	1255,97	2,64			
		<i>Xymalos monospora</i>	380,10	0,80			
		<i>Macaranga kilimandscharica</i>	312,5	0,66			
<i>Umunyvamazi</i> (sp. indét.)	117,83	0,25					
<i>Tabernaemontana johnstonii</i>	127,39	0,27					
<i>Allophyllus</i> sp.	129,38	0,27					
Rubiaceae (sp., indét.)	31,85	0,07					
2100 m	Plantation de thé	-	0	0	0		

Tableau 2: Fréquence des éléments de différentes classes de taille de la litière récoltés par site au Mont Musumba (n=30)

Tailles (Unité x 1,5 cm)	Altitudes (en m)							Total	%
	2650	2548	2444	2352	2252	2150	2100		
1	3	58	129	528	149	69	1	937	50,65
2	0	47	50	240	92	47	1	477	25,78
3	0	19	53	89	66	45	0	272	14,70
4	0	11	23	34	5	19	0	92	4,97
5	0	5	20	2	7	1	0	35	1,89
6	0	4	10	1	0	4	1	20	1,08
7	0	2	3	0	1	2	0	8	0,43
8	0	0	4	0	1	0	0	5	0,27
9	0	1	2	0	0	0	0	3	0,16
10	0	1	0	0	0	0	0	1	0,05
Total	3	148	294	894	321	187	3	1850	100,00
%	0,1622	8	15,8919	48,324	17,351	10,108	0,16	100	
Profondeur moyenne (cm)	0,1	2,86	10,93	14,53	6	8,2	0		

• **Végétation sur 4 niveaux altitudinaux de Rwegura**

La végétation ici décrite est distribuée sur un gradient altitudinal de 1670 à 2400 m. La végétation s'étend sur les horizons moyen et supérieur de l'étage afromontagnard compris entre 1900 m et 2400 m d'altitude et l'étage subalpin au-delà de 2400 m. Les tableaux 3 et 4 visualisent respectivement la situation de surface terrière et celle de la litière dans 4 niveaux d'altitude.

A 1970 m d'altitude, la végétation a été remplacée par une plantation théicole composée d'arbustes de *Camillia sinensis*. La surface terrière est égale à 0 m²/ha. La litière est quasiment nulle avec une profondeur moyenne de 0,06 cm.

A 2120 m d'altitude, la forêt secondaire est nettement dominée par *Polyscias fulva* et *Macaranga kilimandscharica* avec une strate arborescente d'environ 25 m. La forêt s'enrichit d'arbustes de la strate inférieure notamment *Tabernaemontana africana*, *Maesa lanceolata*, *Myrianthus holstii*. C'est une végétation ayant été modifiée où les grands arbres comme *Prunus africana* ont été éliminés. La strate herbacée est dominée par *Brillantesia kirungaensis*. Dans des endroits perturbés, se développent des herbacées comme *Cyathula uncinulata*, *Lobelia gibberoa* et *Pteridium aquilinum*. La litière est épaisse sur environ 20 m. La surface terrière est de 14,55 m²/ha et montre que la forêt n'est pas dense au sens de Mosango et Lejoly (1990), mais plutôt une forêt secondaire. *Polyscias fulva* et *Macaranga kilimandscharica* marquent leur importance avec respectivement 39,56 et 26,80% de toute la surface terrière. Sur une surface de 2000 m², *Macaranga neomildbraediana* comporte 39 tiges ayant toutes des circonférences variant entre 16-191 cm et *Polyscias fulva* avec 27 tiges comprises entre 16 et 79 cm de circonférence. La litière y est assez abondante avec une profondeur variant entre 3 et 12 cm, soit une moyenne de 5,01 cm. Cette litière est composée d'éléments de petite taille occupant

62,64% de l'ensemble de la litière. La litière fine occupe 43,37%.

A 2160 m d'altitude, ce sont des arbres de *Polyscias fulva* et *Hagenia abyssinica* qui constituent la strate arborescente sur une pente forte. Ces deux espèces dominantes ne dépassent pas 20 m de hauteur. Il s'agit d'une forêt secondaire avec le même noyau d'espèces que la végétation précédente. Des espèces de la strate arbustive notamment *Macaranga neomildbraediana* et *Maesa lanceolata* y affichent une présence marquée. Des touffes de bambous, *Arundinaria alpina* sont dispersées dans la forêt. La litière est peu épaisse avec environ 10 m.

La surface terrière de 26,07 m²/ha montre que la forêt est dense. *Hagenia abyssinica* et *Polyscias fulva* dominent avec respectivement 46,74 et 20,77% de toute la surface terrière. Sur une surface de 2000 m², *Hagenia abyssinica* comporte 79 tiges ayant toutes des circonférences variant entre 16-255 cm et *Polyscias fulva* avec seulement 6 tiges mais avec de grandes circonférences comprises entre 48 et 239 cm. La litière y est abondante avec une profondeur variant entre 5 et 12 cm, soit une moyenne de 8,06 cm. Cette litière est composée d'éléments de petite taille occupant 66,46% de l'ensemble de la litière. La litière fine occupe 32,08%.

A 2400 m d'altitude, la forêt cède la place à une végétation de bruyère marquée par une prairie basse à *Eragrostis* dans laquelle sont dispersées des espèces comme *Erica benguellensis*, *Kotschya aeschynomoides* et *Hypericum revolutum*. Le sol est peu épais visualisant des roches dans des zones très érodées. La surface terrière est de 1,47 m²/ha. Selon les stades phytodynamiques de la crête Congo Nil, il s'agit d'une haute fruticée (Habiyaemye et Roche, 2003). *Erica benguellensis* nettement dominant de la végétation a pourtant une circonférence inférieure à 16 cm. Ce sont *Faurea saligna* et *Agauria salicifolia* qui dominent la surface terrière avec respectivement 77,29 et 22,71%. La litière y est pratiquement inexistante variant entre 0 et 2 cm de profondeur avec une moyenne de 0,13 cm.

Tableau 3: Surfaces terrières mesurées dans différents niveaux d'altitude de RweguraGi (cm²) : Surfaces terrières en cm² mesurées sur 2000 m²; Dr : Dominance relative, Gi(m²/ha) : Surface terrière totale

Altitudes	Type de végétation	Espèces	Gi (cm ²)	Dr	Gi(m ² /ha)
2400 m	Végétation des bruyères à <i>Erica benguellensis</i>	<i>Faurea saligna</i>	2266,00	77,29	1,47
		<i>Agauria salicifolia</i>	665,68	22,71	
2160 m	Forêt à <i>Polyscias fulva</i> et <i>Hagenia abyssinica</i>	<i>Myrianthus holstii</i>	3346,42	6,42	26,07
		<i>Maesa lanceolata</i>	930,57	1,78	
		<i>Hagenia abyssinica</i>	24370,78	46,74	
		<i>Macaranga kilimandscharica</i>	3242,75	6,22	
		<i>Polyscias fulva</i>	10832,01	20,77	
		<i>Dracaena steudneri</i>	20,38	0,04	
		<i>Strombosia scheffleri</i>	6666,24	12,78	
		<i>Parinari excelsa</i> subsp. <i>holstii</i>	58,04	0,11	
		<i>Carapa grandiflora</i>	1718,15	3,29	
		<i>Tabernaemontana johnstonii</i>	548,49	1,05	
		<i>Xymalos monospora</i>	326,11	0,63	
		<i>Mimulopsis solmsii</i>	86,70	0,17	
		2120 m	Forêt à <i>Polyscias fulva</i> et <i>Macaranga neomildbraediana</i>	<i>Bersama abyssinica</i>	
<i>Polyscias fulva</i>	7797,45			26,80	
<i>Macaranga kilimandscharica</i>	11509,39			39,56	
<i>Maesa lanceolata</i>	1861,70			6,40	
<i>Galiniela coffeoides</i>	23,01			0,08	
<i>Xymalos monospora</i>	63,77			0,22	
<i>Tabernaemontana johnstonii</i>	787,42			2,71	
<i>Strombosia scheffleri</i>	58,92			0,20	
<i>Albizia gummifera</i>	357,40			1,23	
<i>Hagenia abyssinica</i>	1401,99			4,82	
<i>Vernonia</i> sp.	57,64			0,20	
<i>Parinari excelsa</i> subsp. <i>holstii</i>	4211,78			14,48	
1970 m	Plantation théicole			-	0

Tableau 4: Fréquence des éléments de différentes classes de taille de la litière récoltés par site à Rwegura (n=30)

Tailles (Unité x 2 cm)	1970 m	2120 m	2160 m	2400 m	Total	%
1	0	72	83	3	158	37,26
2	0	32	87	0	119	28,07
3	0	34	36	0	70	16,51
4	1	14	29	0	44	10,38
5	1	11	9	0	21	4,95
6	0	3	3	0	6	1,42
7	0	0	4	0	4	0,94
8	0	0	0	0	0	0,00
9	0	0	2	0	2	0,47
10	0	0	0	0	0	0,00
Total	2	166	253	3	424	100,00
%	0,47	39,1509	59,6698	0,70755	100	
Profondeur moyenne (cm)	0,06	5,1	8,06	0,13		

- Forêts de trois localités de Rwegura, Rusarenda et Bugarama**

Les végétations de trois localités de la Kibira s'étendent entre 2202 et 2237 m d'altitude et se localisent dans l'horizon moyen de l'étage afro-montagnard. Les tableaux 5 et 6 montrent respectivement la surface terrière et la litière pour chaque localité.

La forêt de Rwegura à 2223 m d'altitude est pluristratifiée. Il y a une strate arborescente avec dominance nette de *Macaranga kilimandscharica* atteignant 25 m. D'autres plantes notamment *Aningeria adolfi-friderici*, *Prunus africana*, *Albizia gummifera* et *Parinari excelsa holstii* sont de grands

arbres représentés par peu d'individus. La strate arbustive supérieure est dominée par *Xymalos monospora* et *Polyscias fulva*. *Strombosia scheffleri* y affiche une certaine importance. *Maesa lanceolata* et *Bridelia bridellifolia* dominent la strate arbustive. Les herbacées y sont moins abondantes. Des fougères prolifèrent dans la litière épaisse.

La surface terrière y est très importante avec 78,69 m²/ha et la forêt est donc une forêt dense humide. *Aningeria adolfi-friderici* a à elle seule 22,66% de toute la surface terrière avec 11 tiges. Les autres espèces également importantes notamment *Polyscias fulva* (22 tiges) et *Prunus africana* (2 tiges) ont respectivement 15,7 et 14,8%.

Maracanga kilimandscharica espèce dominante de la forêt a pourtant 11,96%. Cette dominance réside dans le fait que sur une surface de 2000 m², *Maracanga kilimandscharica* comporte 74 tiges ayant toutes des circonférences variant entre 16-127 cm, soit 30,32% de toutes les tiges inventoriées. La litière y est assez abondante avec une profondeur variant entre 3 et 14 cm, soit une moyenne de 7,9 cm. Cette litière est composée d'éléments de petite taille occupant 69,21% de l'ensemble de la litière. La litière fine occupe 42,97%.

La forêt de la localité de Rusarenda à 2237 m d'altitude est située dans un grand ravin collinaire traversée par un petit ruisseau de Nyakigezi. La population locale parle d'une zone ayant connue un défrichement cultural dans les années '60. Les conditions d'humidité dans un ravin et le sol très profond ont permis la reconstitution de la végétation jusqu'à l'installation d'une forêt assez dense. La strate arborescente peu apparente est constituée par des arbres dispersés de *Polyscias fulva* atteignant 20 m de hauteur. Ce sont *Neoboutonia macrocalyx*, *Myrianthus holstii* et *Macaranga kilimandscharica* qui prolifèrent abondamment dans cette zone très secondarisée. Des herbacées avec dominance de diverses espèces d'*Impatiens* occupent le terrain. A la proximité du ruisseau jusqu'à 10 m de large, ce sont des bananiers sauvages, *Ensete ventricosum*, et les fougères arborescentes, *Alsophila (Cyathea) mannii*, qui dominent.

La surface terrière de 19,39 m²/ha montre que la forêt est secondaire. C'est *Myrianthus holstii* qui domine la surface terrière avec 46,08 % et comptant seulement 11 tiges réparties dans 16-335 cm de circonférence. *Neoboutonia macrocalyx* occupe la seconde place avec 25,6 % et comptant 66 tiges réparties dans 16-126 cm de circonférence, soit 52,10% de toutes les tiges inventoriées. La litière y est peu abondante avec une profondeur variant entre 1 et 10 cm, soit une moyenne de 3,67 cm.

Cette litière est composée d'éléments de petite taille occupant 87,86% de l'ensemble de la litière. La litière fine occupe 48,55%.

La végétation de Bugarama à 2202 m d'altitude est une forêt qui était encore plus ou moins intacte avant le début de la guerre en 1993. La strate arborescente supérieure perturbée n'est reconnaissable que par quelques individus d'arbres de *Parinari excelsa* au moment où les arbres géants d'*Entandrophragma excelsum* et *Prunus africana* ont été éliminés pour le sciage. La strate arborescente inférieure est constituée par des arbres de *Symphonia globulifera* dépassant 25m de hauteur. La strate arbustive supérieure de 17 m de hauteur est très riche en espèces avec une densité importante. On citerait notamment *Myrianthus holstii*, *Neoboutonia macrocalyx*, *Maesa lanceolata*, *Strombosia schefflera*, *Tabernaemontana africana* et *Polyscias fulva*. La strate arbustive inférieure composée de *Neoboutonia macrocalyx*, *Myrianthus holstii*, *Xymalos monospora*, etc. La strate herbacée s'enrichit de plusieurs espèces notamment les arbruisseaux comme *Rubus pinnatus*, *Triumfetta tomentosa*, *Clerodendrum johnstonii*. Au niveau inférieur, la strate herbacée est très réduite dans une épaisse litière riche en fougères.

La surface terrière y est importante avec 29,90 m²/ha typique d'une forêt dense humide. *Tabernaemontana africana* a à elle seule 33,93% de toute la surface terrière. Les autres espèces également importantes notamment *Myrianthus holstii*, *Strombosia schefflera* et *Polyscias fulva* ont respectivement 23,62, 12,30 et 5,51%. *Parinari holstii*, espèce dominante sont pourtant représentée par peu de tiges mais avec de gros diamètres. La litière y est assez abondante avec une profondeur variant entre 2 et 12 cm, soit une moyenne de 5,2 cm. Cette litière est composée d'éléments de petite taille occupant 72,76% de l'ensemble de la litière. La litière fine occupe 42,91%.

Tableau 5: Surfaces terrières mesurées dans les forêts de Rwegura, Rusarenda et BugaramaGi (cm²) : Surfaces terrières en cm² mesurées sur 2000 m² par localité; Dr : Dominance relative, Gi(m²/ha) : Surface terrière totale

Localités	Type de végétation	Espèces	Gi (cm ²)	Dr	Gi(m ² /ha)
Rwegura	Forêt à <i>Maracanga neomildibeadiana</i> et <i>Xymalos monospora</i> , alt. 2223 m	<i>Aningeria adolfi-friderici</i>	35662,82	22,66	78,69
		<i>Neoboutonia macrocalyx</i>	478,42	0,30	
		<i>Myrianthus holstii</i>	9389,89	5,97	
		<i>Galiniela coffeoides</i>	201,35	0,13	
		<i>Xymalos monospora</i>	12722,29	8,08	
		<i>Strombosia scheffleri</i>	5566,16	3,54	
		<i>Macaranga kilimandscharica</i>	18828,11	11,96	
		<i>Parinari excelsa</i> subsp. <i>Holstii</i>	4374,28	2,78	
		<i>Polyscia fulva</i>	24701,51	15,70	
		<i>Alangiun chinense</i>	319,82	0,20	
		<i>Rauvolfia mannii</i>	87,66	0,06	
		<i>Rytigynia kivuensis</i>	28,74	0,02	
		<i>Albizia gummifera</i>	9428,03	5,99	
		<i>Symphonia globulifera</i>	368,15	0,23	
		<i>Carapa grandiflora</i>	2128,03	1,35	
		<i>Maesa lanceolata</i>	86,70	0,06	
		<i>Bridelia bridellifolia</i>	2307,40	1,47	
		<i>Syzygium parvifolium</i>	3923,89	2,49	
		<i>Prunus africana</i>	23288,22	14,80	
				<i>Dracaena afromontana</i>	
Rusarenda	Forêt à <i>Neoboutonia macrocalyx</i> et <i>Myrianthus holstii</i> , alt. 2237	<i>Neoboutonia macrocalyx</i>	9717,20	25,06	19,39
		<i>Myrianthus holstii</i>	17863,61	46,08	
		<i>Macaranga kilimandscharica</i>	4451,11	11,48	
		<i>Syzygium parvifolium</i>	1350,08	3,48	
		<i>Maytenus acuminatus</i>	125,00	0,32	
		<i>Magnistipula butayei</i>	374,68	0,97	
		<i>Cyathia manniana</i>	1259,71	3,25	
		<i>Polyscia fulva</i>	2531,93	6,53	
		<i>Albizia gummifera</i>	558,60	1,44	
		<i>Xymalos monospora</i>	506,85	1,31	
		<i>Strombosia scheffleri</i>	31,85	0,08	
Bugarama	Forêt à <i>Symphonia globulifera</i> et <i>Parinari holstii</i> , alt. 2202 m	<i>Parinari holstii</i>	958,68	1,66	28,90
		<i>Neoboutonia macrocalyx</i>	1363,61	2,36	
		<i>Dracaena afromontana</i>	778,82	1,35	
		<i>Macaranga kilimandscharica</i>	1667,12	2,88	
		<i>Strombosia scheffleri</i>	7107,32	12,30	
		<i>Tabernaemontana johnstonii</i>	19614,17	33,93	
		<i>Symphonia globulifera</i>	6657,32	11,52	
		<i>Bridelia bridellifolia</i>	20,38	0,04	
		<i>Myrianthus holstii</i>	13652,31	23,62	
		<i>Galiniela coffeoides</i>	609,63	1,05	
		<i>Trema orientalis</i>	38,54	0,07	
		<i>Maesa lanceolata</i>	1227,79	2,12	
		<i>Xymalos monospora</i>	904,70	1,57	
		<i>Rytigynia kivuensis</i>	20,38	0,04	
		<i>Polyscias fulva</i>	3184,71	5,51	

Tableau 6: Fréquence des éléments de différentes classes de taille de la litière récoltés par site à la forêt de la Kibira (n=30)

Tailles (Unité x 2 cm)	Rwegura	Rusarenda	Bugarama	Total	%
1	113	84	115	312	44,32
2	69	68	80	217	30,82
3	47	12	50	109	15,48
4	23	7	14	44	6,25
5	8	1	2	11	1,56
6	1	0	5	6	0,85
7	2	1	2	5	0,71
8	0	0	0	0	0,00
9	0	0	0	0	0,00
10	0	0	0	0	0,00
Total	263	173	268	704	100,00
%	37,36	24,57	38,07	100,00	
Profondeur moyenne (cm)	7,9	3,67	5,2		

3.1.2. Forêts claires de la Réserve Naturelle de Rumonge

Dans la Réserve Naturelle de Rumonge, les forêts claires analysées sont celle de Cabara et de Nkayamba, toutes dominées par le genre *Brachystegia*. La forêt claire de Nkayamba, à 850 m d'altitude, comprend cinq strates bien distinctes. La strate arborescente est constituée par les cimes étalées plus ou moins jointives de grands arbres de *Brachystegia microphylla* auquel s'ajoutent *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia bussei*, *Brachystegia manga*, *Brachystegia utilis* de hauteur atteignant 16 m. Leur densité et leur adaptabilité varient du bas au sommet de la colline. En effet, *Brachystegia microphylla* domine le sommet de la colline sur des sols rocheux. *Brachystegia utilis* se localise sur les flancs de la colline alors que *Brachystegia bussei* et *Brachystegia manga* occupent le bas de la pente. *Brachystegia spiciformis* se rencontre un peu partout. La strate arbustive est composée par de petits arbres de *Combretum molle*, *Strychnos spinosa*, *Strychnos innocua*, *Ozoroa reticulata*, *Rhus longipes*, *Parinari curatelifolia*, *Ochna schweinfurthiana*, etc. La strate herbacée est très variable et son recouvrement est d'autant plus faible que la station est rocheuse. Cette strate est composée des touffes de graminées de *Microchloa kunthii*, *Loudetia simplex*, etc. Le couvert graminéen est quasiment nul au sommet et un peu continu vers le bas de la pente. La strate muscinale est constituée par plusieurs espèces de mousses et une fougère, *Arthropteris orientalis*, abondantes au sommet où le sol est sableux. D'autres espèces appliquées au sol y sont également observées comme *Geophila obvalatta* et *Costus spectabilis*. En saison des pluies, une multitude des champignons ectomycorrhiziques associés aux espèces dominantes sont observés. Selon Buyck et Nzigidahera (1995), ces champignons sont des genres *Cantharellus*, *Amanita*, *Rubinoletus*, *Boletus*, *Xerocomus*, *Phlebopus*, *Lactarius*, *Russula*, *Dendrogaster*, *Afroboletus*, *Strobilomyces*, etc.

La forêt claire de Cabara est localisée à 17 km de celle de Nkayamba et les deux gardent le même cortège floristique et un noyau d'espèces communes. Du point de vue physiologique, la strate arborescente supérieure de 18 m est dominée par *Brachystegia microphylla* et *Brachystegia utilis*. La strate arborescente inférieure atteignant 12 m comporte des éléments comme *Uapaca nitida*, *Uapaca kirkiana* et *Isobertia angolensis*. *Brachystegia microphylla* domine le sommet de la colline sur des zones rocheuses, *Brachystegia utilis* occupe les pentes alors que *Uapaca nitida* et *Uapaca sansibarica* se rencontrent un peu partout. La strate arbustive atteignant 8 m est composée par *Anisophyllea boehmii*, *Strychnos spinosa*, *Combretum molle*, *Parinari curatelifolia*, *Strychnos innocua*, *Vitex madiensis*, *Rhus longipes*, *Dalbergia nitidula*, *Uapaca nitida* et *Isobertia angolensis*. La strate suffrutescente, souvent présente sur des termitières qui caractérisent les forêts claires, comprend fréquemment *Rytigynia monantha*, *Canthium gueinzii* et *Margaritaria discoidea*. Cette dernière est fréquemment trouvée sur toutes les hautes termitières. La strate herbacée est très variable et son recouvrement est d'autant plus faible que la dégradation du sol est plus poussée. Les espèces les plus communes sont *Microchloa kunthii* et *Sporobolus sanguineus*. La strate muscinale est souvent représentée par des mousses et des fougères. En saison des pluies, ces champignons ectomycorrhiziques abondent dans le sous-bois des forêts claires sous *Brachystegia*, *Isobertia* et *Uapaca*.

La surface terrière de 14,71 m²/ha à Nkayamba, 17,07 m²/ha à Cabara fait que les végétations de ces localités rentrent dans le système de classification des forêts claires du type miombo au sens de Malaise (1979), avec une surface terrière comprises entre 12 et 25 m²/ha (tableau 7). Pour la litière, les éléments de petite taille occupent 69,93% dans tous les sites et la litière fine occupe 52,54% (tableau 8).

Tableau 7: Surfaces terrières mesurées dans les forêts claires de RumongeGi (cm²) : Surfaces terrières en cm² mesurées sur 3000 m² à Nkayamba et 5400 m² à Cabara; Dr : Dominance relative, Gi(m²/ha) : Surface terrière totale

Localités	Type de végétation	Espèces	Gi (cm ²)	Dr	Gi(m ² /ha)
Nkayamba	Forêt claire à <i>Brachystegia</i> , alt. 850 m	<i>Brachystegia microphylla</i>	35912,10	81,40	14,71
		<i>Anisophyllea boehmii</i>	5708,76	12,94	
		<i>Dalbergia nitidula</i>	136,07	0,31	
		<i>Strychnos cocculoides</i>	147,21	0,33	
		<i>Brachystegia utilis</i>	97,53	0,22	
		<i>Parinari curatellifolia</i>	96,02	0,22	
		<i>Ximenia caffra</i>	180,10	0,41	
		<i>Ficus ovata</i>	1455,49	3,30	
		<i>Vitex madiensis</i>	53,82	0,12	
		<i>Uapaca nitida</i>	331,45	0,75	
Cabara	Forêt claire à <i>Brachystegia</i> , alt. 1025	<i>Uapaca kirkiana</i>	28911,86	31,37	17,07
		<i>Brachystegia microphylla</i>	9825,56	10,66	
		<i>Parinari curatellifolia</i>	6518,15	7,07	
		<i>Anisophyllea boehmii</i>	3771,58	4,09	
		<i>Margaritaria discoidea</i>	390,61	0,42	
		<i>Uapaca nitida</i>	32751,43	35,53	
		<i>Brachystegia utilis</i>	9096,89	9,87	
		<i>Anthocleista schweinfurthiana</i>	326,11	0,35	
		<i>Ochna schweinfurthiana</i>	121,10	0,13	
		<i>Psorospermum febrifugum</i>	45,86	0,05	
		<i>Strychnos cocculoides</i>	109,00	0,12	
<i>Albizia adianthifolia</i>	306,05	0,33			

Tableau 8: Tailles et éléments de la litière récoltés par site sur 30 échantillonnages dans deux localités des forêts claires

Tailles (Unité x 2 cm)	Nkayamba	Cabara	Total	%
1	22	268	290	52,54
2	41	55	96	17,39
3	16	56	72	13,04
4	19	39	58	10,51
5	1	15	16	2,90
6	0	6	6	1,09
7	7	4	11	1,99
8	0	1	1	0,18
9	0	2	2	0,36
10	0	0	0	0,00
Total	106	446	552	100,00
%	19,20	80,80	100,00	
Profondeur moyenne (cm)	1,1	2,07		

3.1.3. Forêt péruvienne de la Réserve Naturelle de Kigwena

La Réserve Naturelle de Kigwena se trouve sur un terrain plat en bordure du lac Tanganyika, entre 773 et 800 m d'altitude et occupe 500 ha. La Réserve est composée par la forêt mésophile péruvienne. Une bonne partie est occupée par une essence exotique de reforestation, *Terminalia superba* planté en 1959. C'est une forêt dense dont la strate arborescente supérieure atteint 30 m de haut. Elle est composée de larges cimes étalées de *Pycnanthus angolensis*, *Albizia grandibracteata* et *Terminalia superba*. La strate arborescente inférieure est très importante et atteint une vingtaine de mètres de haut avec des espèces telles que *Pseudospondias microcarpa*, *Maesopsis eminii*, *Sterculia tragacantha*, *Spathodea campanulata*. Une strate arbustive est distincte avec *Dracaena steudneri*,

Dracaena natens, *Oureatea densiflora*, *Lea guineensis*, et bien d'autres espèces de forêts secondaires notamment *Macaranga spinosa*, *Hugonia platysepala*, *Glyphaea brevis*, *Myrianthus arboreus*. La strate herbacée est composée des espèces comme *Oplismenus hirtellus*, *Olyra latifolia*, *Costus afer*, *Piper capense* et de fougères. Des lianes, *Culcasia scandens*, *Eremospatha* sp., atteignent souvent le sommet de la strate arborescente inférieure. La forêt de Kigwena possède des caractères qui la rattachent aux formations de la cuvette congolaise (Lewalle, 1972).

Avec une surface terrière de 58,20 m²/ha, la forêt est dense (tableau 9). Pour la litière, les éléments de petite taille occupent 40,29% et la litière fine occupe seulement 10,68%.

Tableau 9: Surfaces terrières mesurées dans la forêt périguinéenne de basse altitude à 793m d'altitude

Gi (cm²) : Surfaces terrières en cm² mesurées sur 1800 m²; Dr : Dominance relative, Gi(m²/ha) : Surface terrière totale

Espèces	Gi (cm ²)	Pourcentage
<i>Pychnanthus angolensis</i>	29609,79	28,27
<i>Albizia grandibracteata</i>	15957,32	15,23
<i>Terminalia superba</i>	13825,96	13,20
<i>Myrianthus arboreus</i>	13672,29	13,05
<i>Macaranga schweinfurthiana</i>	11419,51	10,90
Sapindaceae (indét.)	10455,10	9,98
<i>Macaranga spinosa</i>	6318,23	6,03
<i>Dracaena stedeuneri</i>	1305,18	1,25
<i>Ficus</i> sp.	1187,90	1,13
<i>Chrysophyllum</i> sp.	562,74	0,54
<i>Magnistipula butayei</i>	277,15	0,26
<i>Celtis</i> sp.	103,18	0,10
<i>Dracaena stans</i>	58,04	0,06
Gi (m²/ha)	58,20	

3.2. Interprétation des résultats

3.2.1. Végétation de montagne du Parc National de la Kibira

- *Végétation du Mont Musumba*

Au Mont Musumba, la surface terrière est différente suivant le type de végétation de chaque altitude (tableau 3). On remarque une surface terrière importante au niveau des altitudes 2444 et 2352 m et très importante à 2252 m.

La litière est peu épaisse traduisant une décomposition en cours (fig. 3). Les éléments de petite taille occupent 76,43% de la litière de tous les sites et la litière fine occupe 50,65% (tableau 2) (fig. 4). La litière est importante au niveau des altitudes 2252 et 2352 m et très importante à 2444 m.

La figure 5 montre une certaine relation entre le nombre d'éléments, la hauteur de la litière et de la surface terrière des entités forestières. On remarque une diminution de la litière et de la surface terrière vers l'étage subalpin et l'horizon moyen. Elles semblent importantes au niveau de l'horizon supérieur de l'étage afro-montagnard entre 2252 et 2444 m d'altitude. Pourtant, il y a une diminution de la surface terrière au niveau de 2352 m d'altitude certainement liée à la petite dimension de nombreuses tiges de *Macaranga neomildbraediana* ayant par conséquent échappé à la mensuration, mais dont l'apport en litière reste considérable. Les zones forestières (2252 et 2352m) sont constituées de forêts secondaires.

Le coefficient de corrélation r de Pearson calculé entre les valeurs de la surface terrière et le nombre d'éléments de la litière dans tous les sites est égal à 0,53. Ce coefficient calculé entre les valeurs de la surface terrière et celles de la profondeur de la litière est égale à 0,64. Cela semble montrer une assez bonne linéarité entre la surface terrière et la litière.

Pourtant cette linéarité est prononcée entre le nombre d'éléments de la litière et la profondeur de la litière avec un coefficient de corrélation égal à 0,88.

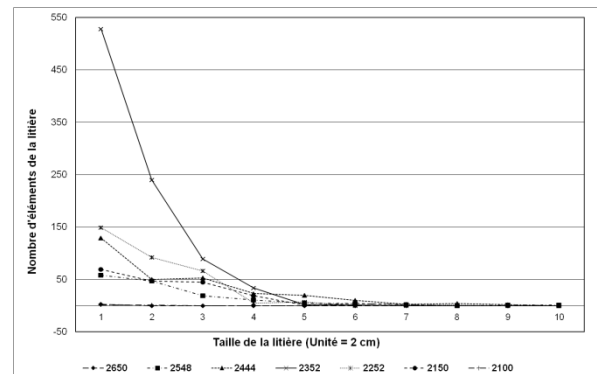


Fig. 3: Variation de la taille des éléments de la litière par site (altitude)

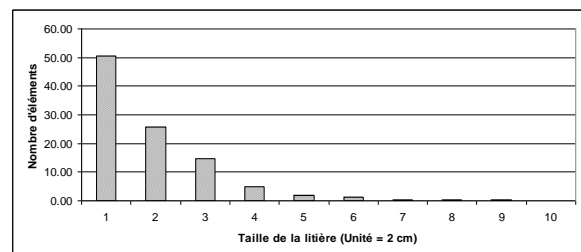


Fig. 4: Variation de la taille des éléments de la litière

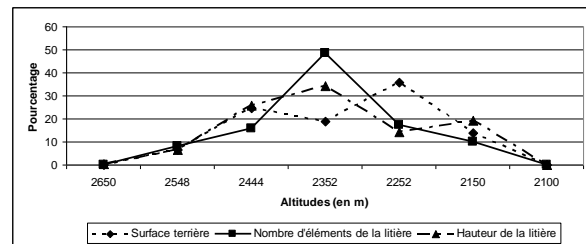


Fig. 5: Comparaison de la variation du nombre d'éléments et de la hauteur de la litière et de la surface terrière des entités forestières (en %)

- *Végétation sur 4 niveaux altitudinaux de Rwegura*

A Rwegura, la surface terrière est différente suivant le type de végétation de chaque altitude (tableau 3). On remarque une surface terrière importante au niveau 2160 m. La litière est peu épaisse traduisant une décomposition en cours (fig. 6). Les éléments de petite taille occupent 65,33% de la litière de tous les sites et la litière fine occupe 37,26% (tableau 4) (fig. 7). La figure 8 montre une relation entre le nombre d'éléments et la hauteur de la litière avec une importance marquée à 2160 m d'altitude alors que la surface terrière est importante à 2120 m.

Le coefficient de corrélation r de Pearson calculé entre les valeurs de la surface terrière et le nombre d'éléments de la litière est égal à 0,77.

Le coefficient calculé entre les valeurs de la surface terrière et celles de la profondeur de la litière est égale à 0,75. Cela semble montrer une bonne linéarité entre la surface terrière et la litière. Cette linéarité est encore très prononcée entre le nombre d'éléments de la litière et la profondeur de la litière avec un coefficient r égal à 100.

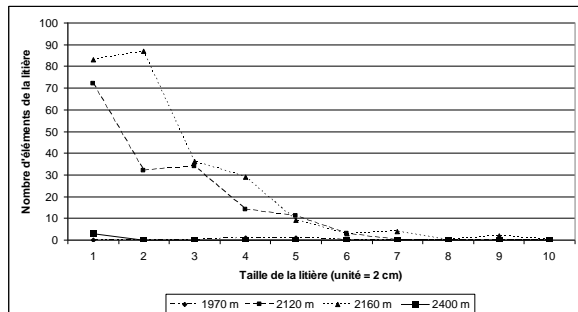


Fig. 6: Variation de la taille des éléments de la litière par site (altitude)

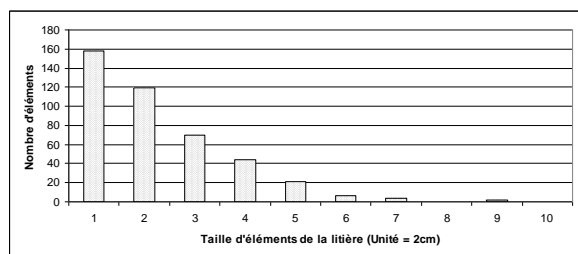


Fig. 7: Variation de la taille des éléments de la litière

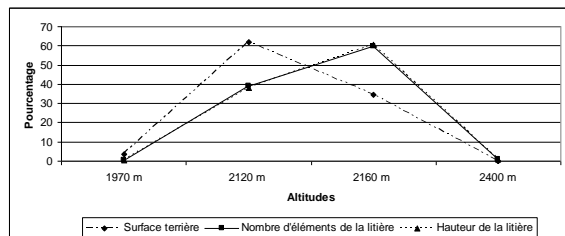


Fig. 8: Relation entre la variation du nombre d'éléments et de la hauteur de la litière et de la surface terrière des entités forestières

• Forêts de trois localités de Rwegura, Rusarendu et Bugarama

Dans les trois localités de l'horizon moyen de l'étage afromontagnard, la surface terrière est importante à Rwegura et Bugarama et très faible à Rusarendu. La litière est partout peu épaisse traduisant une décomposition en cours (fig. 9). Les éléments de petite taille occupent 75,14% de la litière de tous les sites et la litière fine occupe 44,32% (tableau 5). La litière est importante au niveau des altitudes 2252 et 2352 m et très importante à 2444 m. La figure 10 montre une certaine relation entre l'abondance de la litière et la surface terrière. Plus la surface terrière est grande, plus le nombre d'éléments et la hauteur de la litière sont importants.

Le coefficient de corrélation r de Pearson calculé entre les valeurs de la surface terrière et le nombre d'éléments de la litière est égal à 0,59. Cela semble montrer une assez bonne linéarité entre la surface terrière et la litière. Pourtant la linéarité est très prononcée entre la surface terrière et la profondeur de la litière avec un coefficient r égal à 0,98. Elle reste encore bonne entre le nombre d'éléments de la litière et la profondeur de la litière avec un coefficient r égal à 0,75.

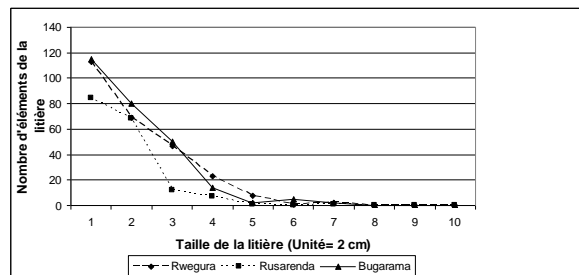


Fig. 9: Variation de la taille des éléments de la litière par site

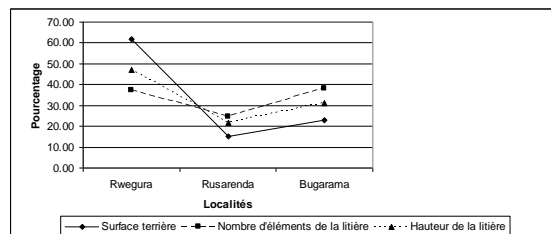


Fig. 10: Comparaison de la variation du nombre d'éléments et de la hauteur de la litière et de la surface terrière des trois localités forestières

3.2.2. Forêts claires de la Réserve Naturelle de Rumonge

Dans la Réserve Naturelle de Rumonge, la litière est plus importante à Cabara qu'à Nkayamba avec respectivement 80,80 et 19,20 % de toute la litière mesurée pour les deux localités. La faible représentativité de la litière à Nkayamba est liée à la dominance très marquée de *Brachystegia microphylla*, une plante de très petites folioles ne pouvant pas être saisies par la méthode de collecte utilisée et facilement transportées par le vent. Cela n'est pas le cas à Cabara où la strate arborescente inférieure est constituée par des arbres de grandes feuilles comme les deux espèces du genre *Uapaca* occupant à elles seules 86,90 % de la surface terrière calculée dans la localité. La figure 11 illustrera donc une litière peu épaisse traduisant une décomposition en cours. La différence de la litière entre les deux localités se visualise même dans la figure 12 par une relation plus remarquable entre l'abondance de la litière et la surface terrière à Cabara qu'à Nkayamba. Pour ce dernier site, il y a un grand écart entre la surface terrière et le nombre d'éléments et la hauteur de la litière.

Dans l'ensemble, la litière y est partout peu abondante avec une profondeur variant entre 1 et 4 cm à Cabara et 0 et 2 cm à Nkayamba avec respectivement une moyenne de 2,07 et 1,1 cm.

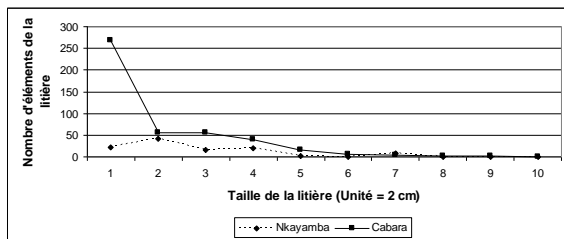


Fig. 11: Variation de la taille des éléments de la litière par site

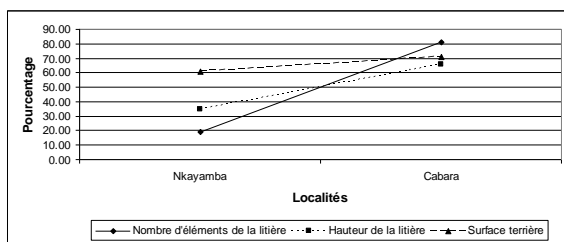


Fig. 12: Comparaison de la variation du nombre d'éléments et de la hauteur de la litière et de la surface terrière de deux forêts claires

3.2.3. Forêt péruvienne de la Réserve Naturelle de Kigwena

La litière est en décomposition lente. La figure 13 montre que la litière abondante est très épaisse avec une hauteur variant entre 3 à 18 cm et une moyenne de 14,5 cm.

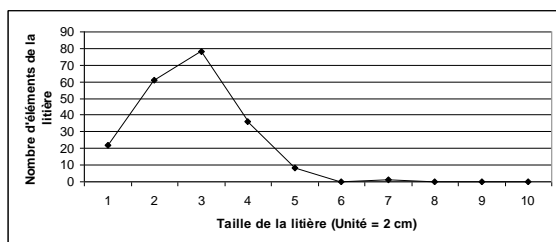


Fig. 13: Illustration de la variation de la taille des éléments de la litière à Kigwena

4. DISCUSSION

Dans les forêts de montagne de la Kibira où l'échantillonnage a été fait sur plusieurs sites, il a été constaté qu'il existe une certaine relation entre la surface terrière, le nombre d'éléments et la profondeur de la litière. Cette relation a été vérifiée par le coefficient de corrélation r de Pearson qui, dans l'ensemble, a révélé une assez bonne linéarité entre la surface terrière et la litière. Cependant, cette linéarité ne s'est pas conservée quand on a considéré toutes les forêts depuis l'étage inférieur jusqu'à l'étage subalpin avec $r = 0,36$. Cela serait lié au fait que la litière ne s'est pas comportée de la même façon en haute et en basse altitudes. En effet, elle s'est révélée peu épaisse et en cours de décomposition en forêts de montagne

et épaisse et en décomposition lente dans la forêt de Kigwena. Ce cas serait lié aux précipitations très abondantes en hautes terres et moins abondantes en basses terres. Van Der Drift (1963) souligne que les précipitations influent davantage que la température sur la décomposition de la litière.

De plus, dans les deux sites des forêts claires étudiées, la litière s'est comportée différemment du fait que la forêt claire à *Brachystegia microphylla* de Nkayamba donne de très petites folioles insaisissables avec l'outil utilisé dans le ramassage de la litière; ce qui n'est pas le cas pour une forêt claire de Caraba où dominent les espèces du genre *Uapaca*. En forêts de montagne, la linéarité est significative ($r = 0,88$) entre le nombre d'éléments et la profondeur de la litière et elle est bonne ($r = 0,65$) pour toutes les forêts étudiées.

En essayant d'analyser l'influence de la variation d'altitude sur la surface terrière, le nombre d'éléments et la profondeur de la litière, il a été constaté qu'il n'y a une très faible corrélation entre eux. Cette corrélation non significative est négative avec la surface terrière (-0,13) et le nombre d'éléments de la litière (-0,31) et positive avec la profondeur de la litière (0,15). On pourrait ainsi dire que l'altitude joue un rôle peu marqué dans la distribution des surfaces terrières et dans l'abondance de la litière. La corrélation négative vient montrer une certaine tendance, bien que peu marquée, de variation antagoniste entre l'altitude et la surface terrière ou le nombre d'éléments de la litière. Shanks & Olson (1961) comparent les vitesses de décomposition de la litière sous des peuplements naturels à diverses altitudes et concluent qu'il y a une diminution de près de 2% chaque fois que la température moyenne s'abaisse de 1°C. Or, dans les forêts ici étudiées, l'abaissement de la température traduit l'élévation en altitude. Ce cas pourrait expliquer cette corrélation négative bien que nous sommes convaincus que l'étude de Shanks et Olson n'a pas été menée dans des situations analogues aux nôtres.

Cette analyse de relation entre la physionomie forestière et la litière vient de nous démontrer que la physionomie des forêts établies dans un gradient altitudinal influence dans des proportions quasi-linéaires l'abondance de la litière. Cette méthode utilisée pour la première fois au monde a permis d'établir la corrélation existante entre la surface terrière et l'abondance de la litière. Cependant, il a été constaté que des impasses peuvent biaiser cette méthodologie. Il s'agit principalement du fait que certaines plantes portent de petites folioles difficiles à ramasser. De plus, concernant la relation surface terrière-litière, nous avons remarqué que certains arbres peuvent se révéler assez abondants dans une végétation mais avec des tiges nombreuses dont le diamètre est inférieur à 5 cm; dans ce cas ces arbres ne sont pas mesurés mais apportent au sol une bonne quantité de litière. C'est le cas de *Macaranga neomildbraediana*.

Nous avons mené cette recherche vers la fin de la saison des pluies au moment où le couvert végétal bat son plein. De plus, cette étude a été menée sur 3 zones écologiques du pays à savoir la plaine de l'Imbo, la région de Mumirwa et la crête Congo-Nil. La variabilité climatique observée ces dernières années liées aux changements climatiques peut biaiser également les résultats de telle recherche du fait qu'elle peut frapper différemment les régions au cours d'une même saison. Cela donne à envisager l'application de la méthodologie sur des sites restreints subissant manifestement le même climat pour parvenir à établir des comparaisons dans des conditions similaires.

Malgré ces impasses à l'application stricte de la méthodologie, plusieurs applications peuvent être proposées. Crossley et Hoglund (1962) ont trouvé une corrélation élevée entre le nombre de micro-arthropodes dans des échantillons de litière et la vitesse de décomposition de la litière. Le nombre d'arthropodes dans la litière dépend également de sa teneur en humidité. C'est ainsi que Madge (1965) conclut qu'il y a davantage d'animaux sur les disques foliaires à la saison des pluies qu'à la saison sèche. Ainsi, une étude relationnelle entre la surface terrière, l'abondance de la litière et la quantité d'organismes vivants du sol pourrait renseigner sur une probable richesse en biodiversité des peuplements forestiers au cours des saisons.

En conclusion, la méthodologie que nous venons d'essayer semble être favorable à l'étude de la variation de la litière dans le temps, mais également de plusieurs facteurs forestiers en combinaison avec l'abondance de la litière. Nous recommandons le raffinement et l'adoption de cette méthodologie dans des études sur la litière.

REMERCIEMENTS

Je remercie Dr Rudy JOCQUE, Chef de la Section des Invertébrés Non-Insectes au MRAC pour mon encadrement dans la réalisation de cette étude et pour les commentaires fournis sur le manuscrit. Est également remercié le MRAC pour les bourses d'études qui m'ont été accordées.

BIBLIOGRAPHIE

Buyck, B., and Nzigidahera, B., (1995). Ethnomycological notes from Western Burundi. *Belgian Journal of Botany* 128: 13-138

Crossley, D.A. & Hoglund, M.P. (1962). A litter-bag method for the study of microarthropods inhabiting leaf litter. *Ecology*, 43: 571-574.

Habiyaremye, F.X., (1995). *Etude phytocoenologique de la dorsale orientale du lac Kivu (Rwanda)*. Université Libre de Bruxelles, Thèse de Doctorat

Lewalle, J. (1972). Les étages de végétation du Burundi occidental. *Bulletin du Jardin Botanique national de Belgique*, 42 (1/2): 1-247.

Madge, D.S. (1965). Leaf fall and litter disappearance in a tropical forest. *Pedobiologia* 5: 273-288.

Malaisse, F. (1979). L'écosystème miombo. Dans : *Ecosystèmes forestiers tropicaux*. Un rapport sur l'état des connaissances UNESCO, PNUE et FAO : 632-657.

Malaisse, F. (1984). Structure d'une forêt dense sèche zambézienne des environs de Lubumbashi (Zaïre) *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.* 117.

Mosango, M., Lejoly, J., (1990). La forêt dense à *Piptadeniastrum africanum* et *Celtis mildbraedii* des environs de Kisangani (Zaïre). 12^e Congrès AETFAT. *Mitteilungen aus dem Institut für Allgemeine Botanik Hamburg*, 23b: 853-870.

Shanks, R.E. & Olson, J.S. (1961). Firstyear breakdown of leaf litter in southern Appalachian forests. *Science*, 134:194-195.

Thaiutsa, B. et Granger, O. (1979). Influence du climat sur la rapidité de décomposition de la litière forestière. *Revue internationale des forêts et des industries forestières*. FAO, Sér. Unasylva. Vol. 31 - No. 126

Van Der Drift, J. (1963). The disappearance of litter in mull and mor in connection with weather conditions and the activity of the macrofauna. Dans Doeksen J. and Van der Drift J. (eds.) *Soil organisms* 124-133. Amsterdam, North Holland.

Willians, S.T. & Gray, T.R.G. (1974). Decomposition of litter on soil surface. Dans Dickinson C.H. and Pugh G.J.E. (eds.) *Biology of litter decomposition*, Vol. 2, 611-630. New York, Academic Press.



Clé de détermination des restes crâniens de poissons collectés sur les rives nord du lac Tanganyika et de ses environs

Régine Pacis Nasasagare¹ et Roland Libois²

¹ Ecole Normale Supérieure, Burundi (rpnas@yahoo.fr)

² Université de Liège, Belgique (Roland.Libois@ulg.ac.be)

Reçu: le 21 Mai 2012

Accepté: le 25 Juillet 2012

Publié: le 25 Septembre 2012

RESUME

Mots-clés: os, corrélations

Le lac Tanganyika est très riche en espèces de poissons. Il est exploité par les pêcheurs mais aussi par les oiseaux piscivores souvent considérés comme des concurrents de l'homme. Cette étude ostéologique a été entreprise dans le but de mettre en place un outil méthodologique qui servirait de base pour étudier le régime alimentaire des oiseaux ichtyophages. Des poissons ont été collectés, regroupés par famille. Ils ont été ensuite acheminés au laboratoire afin d'en extraire des os crâniens caractéristiques de chaque espèce ou genre. Une clé d'identification de ces os a été confectionnée sur base des ressemblances et des différences entre ces os. Des corrélations entre la longueur des os caractéristiques et la taille des poissons ont été calculées.

ABSTRACT

Key-words: bones, correlations

Lake Tanganyika is very rich in fish species. It is exploited by fishermen and by fish-eating birds often seen as competitors of man. An osteological study was undertaken to establish a methodological tool as a basis to studying the diet of fish-eating birds. Fish were collected, grouped by family. They were then transported to the laboratory to extract features of the cranial bones of each species or genus. An identification key to these bones has been prepared based on the similarities and differences between these bones. Correlations between the length of bone characteristics and size of fish were calculated.

1. INTRODUCTION

Le lac Tanganyika est d'une richesse exceptionnelle en poissons. On a dénombré 337 espèces dans le bassin versant du lac et 243 dans le lac lui-même (Ntakimazi, 1995). Il est exploité par les pêcheurs pour ses ressources en poissons. Il existe au bord de ce lac des oiseaux mangeurs de poissons, comme différents ardeidés notamment *Ardea goliath* (Cretzschmar, 1829), *Ardea cinerea* (Linnaeus, 1758), *Ardea melanocephala* (Vigors et Children, 1826), *Egretta alba* (Linnaeus, 1758), *Egretta intermedia* (Wagler, 1827), etc., des cormorans *Phalacrocorax Carbo* (Linnaeus, 1758), *Phalacrocorax africanus* (Gmelin, 1789) et des alcédinidés dont *Ceryle rudis* (Linnaeus, 1758). Souvent, ces oiseaux sont considérés comme des concurrents de l'homme pour les ressources piscicoles et, de ce fait, ils sont pourchassés, voire détruits.

Il existe peu de connaissances sur les espèces et la taille des poissons consommés par ces oiseaux. Pourtant, une connaissance précise de la taille des proies consommées par un prédateur permet de préciser les limites de la prédation et de définir les classes de taille susceptibles d'être capturées (Hallet- Libois, 1985). L'objectif général de notre travail est de contribuer à donner de meilleures connaissances sur l'éventualité d'une concurrence entre les oiseaux piscivores et les pêcheurs sur le lac Tanganyika.

Pour ce faire, il s'avère important de mettre en place un outil méthodologique qui sera mis à la disposition des chercheurs qui souhaiteraient étudier le régime alimentaire des oiseaux ichtyophages sur le lac Tanganyika. Ces études auraient pour but de savoir si ces espèces prennent des poissons en quantité très élevée et de taille susceptible d'intéresser les pêcheurs.



2. METHODOLOGIE

Il existe plusieurs méthodes d'étude du régime alimentaire des oiseaux. On peut utiliser l'observation directe, la méthode des leurres, l'analyse des contenus stomacaux (Libois, 2002), etc. D'une manière générale, ces méthodes sont assez faciles à mettre en œuvre mais leur adaptation particulière peut exiger des astuces qui ne pourront être soupçonnées que si certains aspects du comportement de l'oiseau sont déjà connus. Les oiseaux piscivores avalent leurs proies entières puis régurgitent les restes sous forme de pelotes. On y trouve les pièces osseuses des poissons.

Une méthode basée sur l'analyse de ces restes est intéressante car elle permet de travailler sur de longues périodes sans déranger les oiseaux. La dissection de ces boulettes permet d'identifier les pièces osseuses qu'elles contiennent et d'obtenir de précieux renseignements sur le régime alimentaire de leur auteur sans porter le moindre préjudice à ce dernier. La méthode des rejecta (fèces et /ou pelotes) a été utilisée avec succès chez les oiseaux notamment *Alcedo atthis* par Hallet-Libois (1985), *Ciconia ciconia* (Linnaeus, 1758) par Libois (1984) in Hallet-Libois (1985), *Tyto alba* (Scopoli, 1769) par Libois (1977) in Libois (2002), etc.

Pour contourner l'inconvénient lié à la difficulté d'identifier l'espèce émettrice des pelotes, il convient de faire cette étude pendant la période de reproduction. La récolte des pelotes pour les adultes se ferait pendant la couvaison et le matériel pour les jeunes pendant la période d'élevage.

Pour étudier le régime alimentaire d'un oiseau ichtyophage, il faut nécessairement constituer une collection de référence de squelettes de poissons et ramasser les pelotes de réjection. On regarde alors la similitude entre le contenu des pelotes et la collection de référence.

Pour notre travail qui consiste en une mise en place de l'outil méthodologique, des poissons ont été achetés à la plage du lac Tanganyika ou ont été pêchés dans le Parc National de la Rusizi et plus exactement

à Kajaga, les lagunes de Gatumba, ainsi que dans l'embouchure de la rivière Rusizi.

Ils étaient ensuite acheminés au laboratoire dans des sacs en plastique. Les espèces de poissons récoltés ont été ensuite déterminées, faisant recours au manuel de Konings (1988) pour les espèces et de Brichard (1989) pour les familles. La longueur totale du poisson a été mesurée à l'aide d'un pied à coulisse à un dixième de millimètre près. Les têtes, coupées, ont été mises dans des sachets étiquetés. Les têtes étaient cuites pendant quelques minutes et laissées à pourrir pendant une période de trois semaines, soit le temps nécessaire pour que tout, sauf les os soit devenu liquide. Les os ont été récupérés et passés rapidement dans leau de javel et rincés à l'eau propre. Ils étaient séchés et conservés dans des boîtes de Pétri bien étiquetées. Après le séchage, il s'agissait ensuite de repérer les pièces caractéristiques telles que les dentaires, les maxillaires, les prémaxillaires et préoperculaires. Il arrivait que l'on cuisait les têtes des poissons récoltés et que l'on se mettait immédiatement à enlever les pièces citées. Les pièces caractéristiques ont été mesurées à l'aide d'un pied-à-coulisse pour établir des relations longueur de la pièce (os) - longueur du poisson (corrélations).

Sur base des caractéristiques ostéologiques des poissons collectés, une relation entre leurs dimensions et la taille des individus a été établie sur des espèces les plus représentatives dans la collection.

3. RESULTATS

3.1. Aperçu systématique des poissons collectés

Sur les 56 espèces de poissons récoltés, 41 espèces appartiennent à la famille des Cichlidae et 5 à la famille des Claroteidae. Les familles des Poeciliidae, Clupeidae, Latidae comptent chacune 2 espèces. Les familles des Mochocidae, Mastacembellidae, Clariidae et Cyprinidae comptent chacune une espèce (Tableau 1).

Tableau 1: Nombre d'espèces collectées et leurs familles respectives

Famille	N°	Espèce
Claroteidae	1	<i>Bagrus docmak</i> (Forsskal, 1775)
	2	<i>Lophiobagrus cyclurus</i> (Bailey & Stewart, 1984)
	3	<i>Bathybagrus tetranema</i> (Bailey & Stewart, 1984)
	4	<i>Chrysichthys brachynema</i> (Boulenger, 1900)
	5	<i>Bathybagrus sianena</i> (Boulenger, 1906)
Latidae	6	<i>Lates microlepis</i> (Boulenger, 1898)
	7	<i>Lates stappersii</i> (Boulenger, 1914)
Cichlidae	8	<i>Bathybates fasciatus</i> (Boulenger, 1901)
	9	<i>Bathybates ferox</i> (Boulenger, 1901)
	10	<i>Bathybates leo</i> (Poll, 1956)
	11	<i>Bathybates minor</i> (Boulenger, 1906)
	12	<i>Bentochromis tricoti</i> (Poll, 1948)
	13	<i>Boulengerochromis microlepis</i> (Boulenger, 1899)
	14	<i>Callochromis macrops</i> (Boulenger, 1906)
	15	<i>Callochromis pleurospirus</i> (Boulenger, 1906)
	16	<i>Cardiopharynx schoutedeni</i> (Poll, 1942)
	17	<i>Ctenochromis horei</i> (Günther, 1893)
	18	<i>Cyathopharynx furcifer</i> (Boulenger, 1898)
	19	<i>Gnathochromis pfefferi</i> (Boulenger, 1898)
	20	<i>Grammatotria lemairii</i> (Boulenger, 1899)
	21	<i>Greenwoodochromis christyi</i> (Trewavas, 1953)
	22	<i>Haplochromis burtoni</i> (Günther, 1894)
	23	<i>Haplotaxodon microlepis</i> (Boulenger, 1906)
	24	<i>Hemibates stenosoma</i> (Boulenger, 1901)
	25	<i>Lamprologus callipterus</i> (Boulenger, 1906)
	26	<i>Lepidiolamprologus attenuatus</i> (Steindacher, 1909)
	27	<i>Lepidiolamprologus cunningtoni</i> (Boulenger, 1906)
	28	<i>Lepidiolamprologus elongatus</i> (Boulenger, 1898)
	29	<i>Limnochromis auritus</i> (Boulenger, 1901)
	30	<i>Limnotilapia dardennii</i> (Boulenger, 1899)
	31	<i>Neolamprologus lemairei</i> (Boulenger, 1899)
	32	<i>Neolamprologus ocellatus</i> (Poll, 1985)
	33	<i>Ophthalmotilapia ventralis</i> (Boulenger, 1898)
	34	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)
	35	<i>Perissodus microlepis</i> (Boulenger, 1898)
	36	<i>Perrissodus hecqui</i> (Boulenger, 1899)
	37	<i>Raiamas moorii</i> (Boulenger, 1900)
	38	<i>Reganochromis calliurus</i> (Boulenger, 1901)
	39	<i>Simochromis babaulti</i> (Pellegrin, 1927)
	40	<i>Telmatochromis dhonti</i> (Boulenger, 1919)
	41	<i>Oreochromis tanganicae</i> (Boulenger, 1898)
	42	<i>Trematocara stigmaticum</i> (Poll, 1943)
	43	<i>Trematocara variabile</i> (Poll, 1952)
	44	<i>Triglachromis otostigma</i> (Regan, 1920)
	45	<i>Tylochromis polylepis</i> (Boulenger, 1900)
	46	<i>Xenotilapia flavipinnis</i> (Poll, 1985)
47	<i>Xenotilapia ochrogenys</i> (Boulenger 1914)	
48	<i>Xenotilapia sima</i> (Boulenger, 1899)	
Clariidae	40	<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)
Clupeidae	50	<i>Limnothrissa miodon</i> (Boulenger, 1906)
	51	<i>Stolothrissa tanganicae</i> (Regan, 1917)
Cyprinidae	52	<i>Acapoeta tanganicae</i> (Boulenger, 1900)
Poeciliidae	53	<i>Aplocheilichthys pumilus</i> (Boulenger, 1906)
	54	<i>Lamprichthys tanganicae</i> (Boulenger, 1898)
Mastacembellidae	55	<i>Mastacembellus cunningtoni</i> (Boulenger, 1900)
Mochocidae	56	<i>Synodontis multipunctatus</i> (Matthes, 1959)

3.2. Etude ostéologique

3.2.1. Poissons non cichlidés

Les poissons non cichlidés rencontrés sur le terrain sont répartis en sept familles. Celles-ci sont représentées par un petit nombre d'espèces. Les caractéristiques ostéologiques étudiées sont illustrées à la figure 1. La présence d'un clupéidé dans l'échantillon se remarque par la présence d'un os caractéristique de *Stolothrissa tanganyicae* ou de *Limnothrissa miodon*. Leurs dentaires en forme de feuille ainsi que sa marge inférieure rectiligne font penser aux clupéidés. Chez *Stolothrissa tanganyicae*, la partie supérieure formant l'incisura posterior est rectiligne (Fig. 1A). Malheureusement, cette figure ne montre pas bien les contours parce que la pièce a été endommagée.

Chez *Limnothrissa miodon*, la partie supérieure des deux branches formant l'incisura posterior mais aussi l'extrémité de la partie inférieure sont en forme d'un escalier (Fig. 1D). L'identification des centropomidés est difficile à faire d'autant plus que nous n'avons pu avoir que deux espèces à savoir *Lates microlepis* et *Lates stapersii*. Les deux espèces possèdent un os caractéristique: le préoperculaire. Chez *Lates microlepis* (Fig. 1B) il est garni de quatre épines sur sa marge inférieure et d'une rangée de nombreuses dents sur la branche ascendante. Chez *Lates stapersii* le même os possède trois épines sur sa marge inférieure et de petites dents sur sa branche ascendante (Fig. 1C).

Les représentants de la famille des Clariidae et de celle des Mochocidae ont été pris ensemble parce qu'ils avaient des ressemblances entre eux. La présence d'une épine dans l'échantillon fait penser à *Clarias gariepinus* (Fig. 1F) ou à *Synodontis multipunctatus* (Fig. 1E). Mais si on analyse bien, l'épine de *Synodontis* est plus grande que celle de *Clarias* pour les poissons de même taille mais elle est aussi plus barbelée.

La présence dans l'échantillon de l'os qui porte une épine comme à la figure 1J fait penser que c'est un *Synodontis petricola*. La présence de l'os en forme de parapluie comme à la figure 1G indique un *Clarias gariepinus*. Un Poécilidé que nous avons récolté, à savoir *Lamprichthys tanganyicae*, se remarque par la présence de son préoperculaire en forme d'un arc (Fig. 1H).

Comme on a trouvé une seule espèce de Mastacembellidae, il est difficile de trouver un critère qui mène à l'identification des espèces de cette famille. Nous avons rassemblé quelques os de la tête (dentaire, préoperculaire et prémaxillaire) qui peuvent être caractéristiques de l'espèce *Mastacembellus cunningtoni* (Fig. 1I) ou même de la famille des Mastacembellidae.

La famille des Claroteidae n'est pas non plus facile à identifier parce que beaucoup de ses pièces osseuses sont semblables pour presque toutes les espèces. Seul le préoperculaire a été choisi parce qu'il présentait des différences pour chaque espèce. Chez *Bagrus docmak*, la branche ascendante est très longue par rapport à la branche horizontale (Fig. 1K). La branche horizontale étant celle qui possède les épines et l'os repose sur une des épines lorsque l'os est posé à plat.

Chez *Bathybagrus tetranena*, les deux branches ont une longueur à peu près égale mais la branche horizontale possède trois petites épines, dont une est restée au niveau de son ébauche tandis que chez *Lophiobagrus cyclurus*, le préoperculaire présente les mêmes caractéristiques que l'os précédent sauf que l'épine qui n'est pas développée chez *Bathybagrus tetranena* (Fig. 1L) est bien visible chez *Lophiobagrus cyclurus* (Fig. 1N).

Chez *Bathybagrus sianena* (Fig. 1M), l'une des trois épines se trouve presque à la base de la branche horizontale tandis que chez *Chrysichthys brachynema* (Fig. 1O), la même épine est au milieu de la branche horizontale.

Nous avons jugé bon de comparer un représentant de la famille des Cyprinidae, *Acapoeta tanganyicae*, et un autre de la famille des Poeciliidae, *Aplocheilichthys pumilus*, parce que les deux espèces possèdent quelques caractères communs sur l'os pharyngien. Celui-ci possède deux rangées de dents mais sa forme est assez distinctive des deux espèces comme on peut le voir sur la figure 1P et 1Q.

Les dentaires sont également très différents: l'apophyse aborale de *Acapoeta tanganyicae* est médiane alors que celle de *Aplocheilichthys pumilus* est nettement postérieure. En outre, chez le premier, la partie antérieure de cet os est fortement incurvée vers l'intérieur, lui conférant une allure d'équerre, ce qui n'est pas le cas chez *Aplocheilichthys pumilus* (Fig. 1Q).

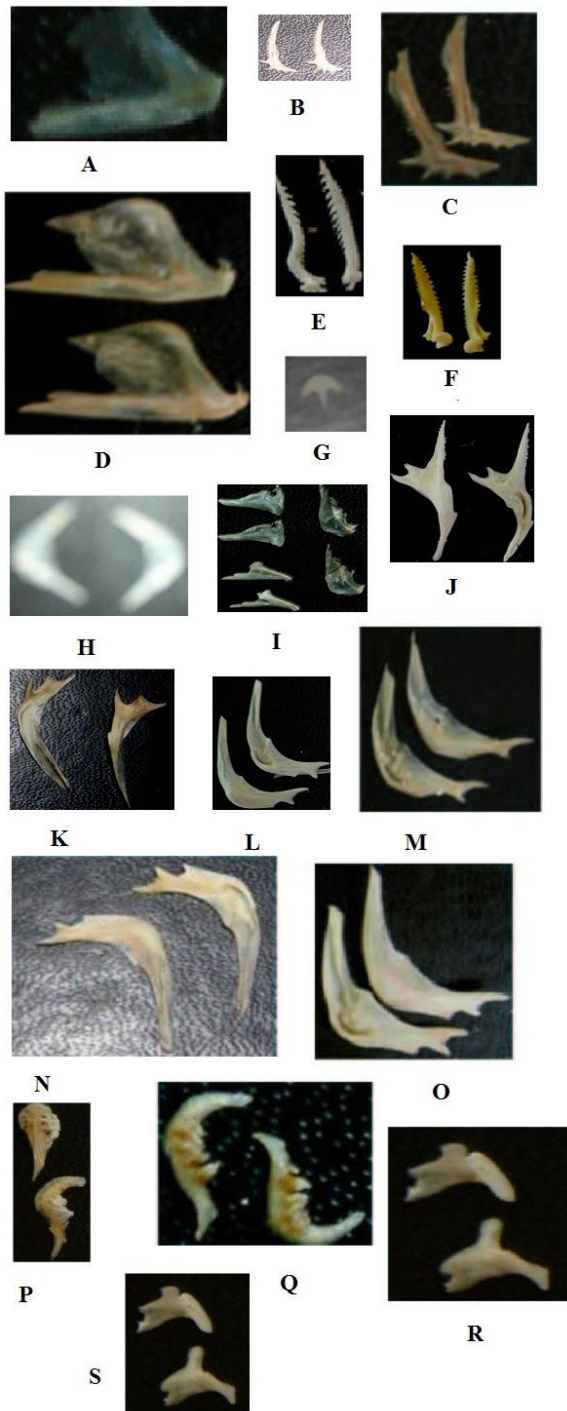


Fig. 1: Caractéristiques ostéologiques des poissons non cichlidés étudiés : A: dentaire de *Stolothrissa tanganyica*, B: péoperculaire de *Lates microlepis*, C: préoperculaire *Lates stapersi*, D: dentaire de *Limnothrissa miodon*, E: épine de *Synodontis multipunctatus*, F: épine de *Clarias gariepinus*, G: os parapluie de *Clarias gariepinus*, H: préoperculaire de *Lamprichthys tanganyica*, I: dentaire, préoperculaire et prémaxillaire de *Mastacembellus cunningtoni*, J: os portant l'épine de *Synodontis multipunctatus*, K: préoperculaire de *Bagrus docmak*, L: préoperculaire de *Bathybagrus tetranena*, M: préoperculaire de *Bathybagrus sianena*, N: préoperculaire de *Lophiobagrus cyclurus*, O: préoperculaire de *Chrysichthys brachynema*, P: os pharyngien d'*Acapoeta tanganyica*, Q: os pharyngien d'*Aplocheilichthys pumilus*, R: dentaire d'*Aplocheilichthys pumilus*, S: dentaire d'*Acapoeta tanganyica*.

3.2.2. Poissons cichlidés

3.2.2.1. Clé de détermination

La famille des Cichlidae étant la mieux représentée, des clés de détermination des os caractéristiques ont été établies. Ces clés de détermination et la terminologie appliquée sont essentiellement inspirées de Libois & Hallet-Libois (1988). Ces clés montrent qu'à partir des différences remarquées au niveau des os, on arrive à trouver des différences entre les espèces de poissons. Bien qu'incomplètes puisque ne concernant qu'une petite partie des représentants de cette famille, elles constituent une bonne amorce pour l'étude de régimes alimentaires d'oiseaux piscivores, dans la mesure où elles concernent les espèces les plus abondantes.

• Clé de détermination des dentaires de Cichlidés

La figure 2 montre les termes utilisés pour la clé des dentaires.

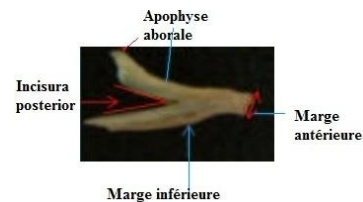


Fig. 2: photo du dentaire montrant les termes utilisés

1. - Apophyse aborale nettement différenciée du corps de la branche supérieure du dentaire 4
- Apophyse aborale absente ou à peine différenciée, marge antérieure massive..... 2
2. - Branche supérieure de longueur subégale à la branche inférieure 3
- Branche supérieure plus courte que la branche inférieure (Fig. 3A)*Limnotilapia dardennii*
3. - Os d'apparence massive à marge antérieure très haute: hauteur totale du dentaire n'excédant pas deux fois la hauteur de la marge antérieure (Fig. 3B)*Simochromis babaulti*
- Os plus allongé, marge antérieure moins épaisse (Fig. 3C)*Lepidiolamprologus attenuatus*
4. - Apophyse aborale arrondie, voire circulaire..... 5
- Apophyse aborale aux bords anguleux14
5. - Branche inférieure nettement plus large que la branche supérieure. Apophyse aborale légèrement Pédonculée (Fig. 3D) *Ophthalmotilapia ventralis*
- Branche inférieure plus mince ou de largeur égale à la branche supérieure. Apophyse aborale, si pédonculée, de forme subcirculaire..... 6



Fig. 3A Fig. 3B Fig. 3C Fig. 3D

- 6. - Si la face intérieure du dentaire regardée bien à plat, l'incisura anterior présentant un profil cassé, d'abord concave dans sa partie postérieure puis convexe dans sa partie antérieure, la crête arrondie se raccordant par un angle assez net..... 7
 - Dans les mêmes conditions, l'incisura anterior présentant un profil régulier..... 8
- 7. - Marge antérieure fortement épaissie, apophyse aborale subcirculaire, plus de deux fois plus large que son pédoncule (Fig. 3E)..... *Xenotilapia ochrogenys*
 - Marge antérieure non épaissie, apophyse aborale moins de deux fois plus large que son pédoncule (Fig. 3F)....*Grammatotria lemairii*
- 8. - Apophyse aborale subcirculaire..... 9
 - Apophyse aborale à bords arrondis mais non subcirculaire 11
- 9. - Apophyse aborale nettement pédonculée 10
 - Apophyse aborale à peine plus large que la branche qui la porte (Fig. 3G).....*Cyathopharynx furcifer*



Fig. 3E Fig. 3F Fig. 3G Fig. 3H Fig. 3I

- 10. - Profil de l'incisura anterior régulièrement concave (Fig. 3H)..... *Xenotilapia sima*
 - Profil de l'incisura anterior moins régulier (Fig. 3I)*Callochromis pleurospirus*
- 11. - Présence de pores sur la ligne latérale (Fig. 3J) *Lepidiolamprologus cunningtoni*
 - Absence de pores sur la ligne latérale..... 12
- 12. - Deux branches de largeur pratiquement égale 13
 - Branche inférieure nettement plus large que la supérieure (Fig. 3K)*Ctenochromis horei*
- 13. - Apophyse aborale nettement redressée, presque verticale, bord postérieur de l'apophyse formant un angle presque droit avec la branche horizontale du dentaire (Fig. 3L)*Triglachromis otostigma*
 - Apophyse aborale nettement inclinée vers l'arrière, bord postérieur de l'apophyse formant un angle nettement aigu avec la branche horizontale du dentaire (Fig. 3M)*Limnochromis auritus*
- 14. - Présence de trois énormes pores sur la ligne latérale (Fig. 3N) *Trematocara variabile*
 - Pores, si présents, pas aussi développés..... 15

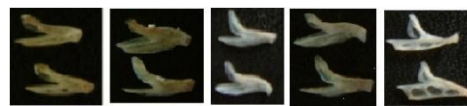


Fig. 3J Fig. 3K Fig. 3L Fig. 3M Fig. 3N

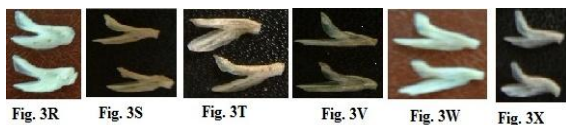
- 15. - Apophyse aborale pédonculée16
 - Apophyse aborale de largeur sensiblement égale à celle de la branche ascendante du dentaire..17
- 16. - Bord antérieur de l'apophyse aborale supérieure formant un angle presque droit avec le corps du dentaire (Fig. 3O) *Reganochromis calliurus*
 - Apophyse aborale penchée vers l'arrière, son bord antérieur faisant un angle nettement plus ouvert (Fig. 3P)... *Lamprologus callipterus*
- 17. - Partie antérieure du dentaire avec un rétrécissement net juste derrière la marge antérieure (Fig. 3Qabc) *Bathybates* sp. (*a* : *Bathybates ferox*, *b* : *B. leo*, *c* : *B. fasciatus*)
 - Marge antérieure non suivie d'un pareil rétrécissement18



Fig. 3O Fig. 3P Fig. 3Qa Fig. 3Qb Fig. 3Qc

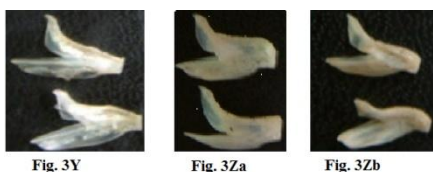
- 18. - Bord postérieur de l'apophyse aborale supérieure dépassant ou atteignant, vers l'arrière, l'extrémité de la marge inférieure (Fig. 3R)*Telmatochromis dhonti*
 - Bord postérieur de l'apophyse aborale supérieure n'atteignant pas vers l'arrière l'extrémité de la marge inférieure19
- 19. - Apophyse aborale peu redressée, incisura anterior au profil très régulier20
 - Incisura anterior formant un angle assez net, apophyse aborale assez redressée21
- 20. - Branches ascendante et ventrale du dentaire d'importance sensiblement égale (Fig. 3S) *Tylochromis polylepis*
 - Branche ventrale nettement plus développée que la branche ascendante (Fig. 3T)*Oreochromis niloticus*
- 21. - Marge inférieure pratiquement droite22
 - Marge inférieure nettement convexe dans sa partie postérieure24
- 22. - Aucun rétrécissement de la marge inférieure à l'avant du dentaire, apophyse aborale plutôt acuminée et nettement inclinée vers l'arrière (Fig. 3V) *Gnathochromis pfefferi*
 - Présence d'un rétrécissement derrière la marge antérieure, apophyse aborale plus quadrangulaire et plus redressée23

23. - Angle antérieur de l'apophyse aborale moins haut que l'angle postérieur conférant à cette dernière une allure trapézoïdale (Fig. 3W) *Boulengerochromis microlepis*
 - Apophyse aborale moins anguleuse, à sommet presque arrondi (Fig. 3X) *Triglachromis otostigma*



24. - Marge antérieure nettement moins large que le corps du dentaire, incisura anterior concave puis convexe (de l'arrière vers l'avant), incisura posterior en angle droit présentant, au sommet de l'angle, une invagination très marquée (Fig. 3Y) *Hemibates stenosoma*
 - Marge antérieure presque aussi large que le corps du dentaire régulièrement concave 25

25. - Marge antérieure formant un angle droit, bord postérieur de l'incisura posterior (en vue labiale) au profil très régulièrement convexe (Fig. 3Za)..... *Greenwoodochromis christyi*
 - Marge antérieure inclinée vers l'arrière, incisura posterior en angle droit présentant, au sommet de l'angle, une invagination très marquée (Fig. 3Zb) *Haplochromis burtoni*



• Clé des prémaxillaires de cichlidés

La figure 4 montre les termes utilisés dans cette clé.



Fig. 4: Photo d'un prémaxillaire montrant la terminologie utilisée

1. - Deux branches du prémaxillaire de longueur sensiblement égale 18
 - Deux branches du prémaxillaire de longueur sensiblement inégale 2
2. - Prémaxillaire dont la branche ascendante est nettement plus longue que la branche horizontale..... 3
 - Prémaxillaire dont la branche ascendante est nettement plus courte que la branche horizontale..... 8
3. - Branche ascendante près de deux fois plus longue

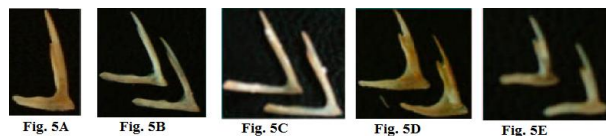
que la branche horizontale (Fig. 5A) *Tylochromis polylepis*
 - Branche ascendante moins d'une fois et demi plus longue que la branche horizontale..... 4

4. - Deux branches formant entre elles un angle aigu 5
 - Deux branches formant entre elles un angle presque droit..... 7

5. - Os frêle, bulbe peu différencié, en pointe de flèche, partie antérieure très peu développée 6
 - Os relativement épais, notamment dans sa partie antérieure; bulbe bien différencié..... 9

6. - Apophyse spiniforme effilée telle une aiguille, bulbe très peu différencié (Fig. 5B) *Gnathochromis pfefferi*
 - Apophyse spiniforme à pointe plus émoussée, bulbe proportionnellement plus large, branche verticale proportionnellement plus longue (Fig. 5C) *Reganochromis calliurus*

7. - Bulbe relié à la branche horizontale par une concavité prononcée, régulière (Fig. 5D) *Grammatotria lemairii*
 - Liaison entre les deux branches nettement plus anguleuse (Fig. 5E) ... *Callochromis pleurospirus*



8. - Angle entre les deux branches droit, bulbe renflé (Fig. 5F) *Xenotilapia sima*
 - Angle entre les deux branches légèrement aigu, bulbe cylindrique (Fig. 5G) *Xenotilapia ochrogenys*

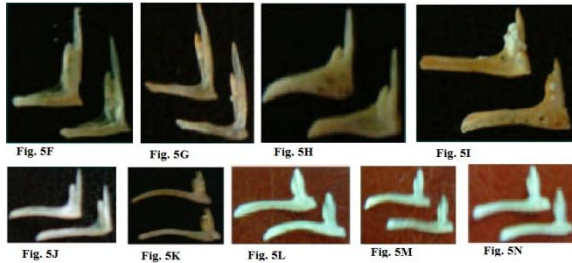
9. - Bulbe assez massif, très peu développé en hauteur, atteignant à peine la moitié de la hauteur totale de la branche ascendante (Fig. 5H) *Simochromis babaulti*
 - Bulbe plus long.....10

10. - Bulbe extrêmement massif atteignant presque la hauteur totale de la branche ascendante, apparaissant fusionné avec l'apophyse spiniforme (Fig. 5I) *Lepidiolamprologus attenuatus*
 - Bulbe aux proportions différentes.....11

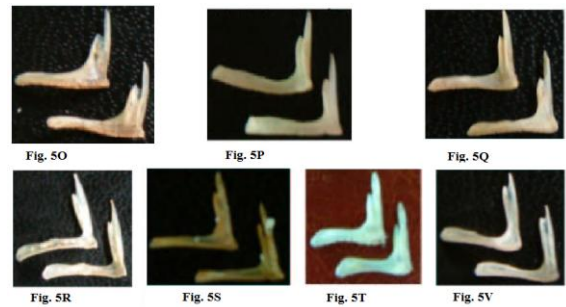
11. - Branche ascendante près de deux fois plus courte que la branche horizontale12
 - Branche ascendante presque aussi longue que la branche horizontale13

12. - Bulbe en forme de feuille paraissant envelopper l'apophyse spiniforme et de hauteur égale à cette dernière (*Bathybates*)...14
 - Bulbe nettement cylindrique, plus court que l'apophyse spiniforme (Fig. 5J) *Triglachromis otostigma*

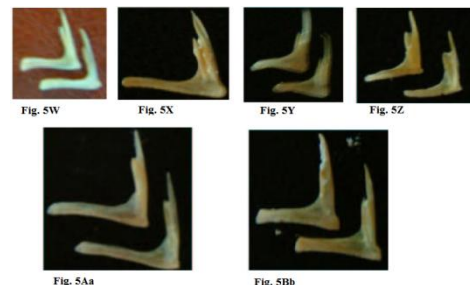
13. - Branche horizontale assez frêle, d'épaisseur inférieure à celle du bulbe, processus antérieur s'amincissant vers l'avant, de forme plutôt triangulaire (Fig. 5K) *Bathybates minor*
 - Branche horizontale épaisse, processus antérieur quadrangulaire *Bathybates fasciatus* (Fig. 5L), *B. ferox* (Fig. 5M) et *B. leo* (Fig. 5N)



14. - Bulbe élargi à la base, de diamètre nettement supérieur à celui de l'apophyse spiniforme (Fig. 5O) *Oreochromis niloticus*
 - Bulbe sensiblement de même diamètre sur toute sa longueur ou rétréci à la base, à peine plus large que l'apophyse spiniforme..... 15
15. - Les deux branches forment entre elles un angle franchement droit, bulbe arrivant aux 2/3 de la longueur de l'apophyse spiniforme 16
 - Les deux branches forment entre elles un angle aigu, bulbe arrivant aux 3/4 de la longueur de l'apophyse spiniforme 17
16. - Branche ascendante plus large à son extrémité postérieure, massif antérieur peu développé (Fig. 5P) *Greenwoodochromis christyi*
 - Branche ascendante de même largeur sur toute sa longueur, massif antérieur plus développé (Fig. 5Q) *Haplochromis burtoni*
17. - Apophyse spiniforme et bulbe apparaissant renflés en leur partie médiane (Fig. 5R) *Hemibates stenosoma*
 - Apophyse spiniforme et bulbe de même diamètre sur toute leur longueur, sauf à l'extrémité (Fig. 5S) *Lamprologus callipterus*
18. - Apophyse spiniforme massive, aussi large que le bulbe (Fig. 5T) *Telmatochromis dhonti*
 - Apophyse spiniforme nettement plus mince, ayant plutôt la forme d'une aiguille..... 19
19. - Bulbe à peine moins haut que l'apophyse spiniforme, branche horizontale plus large dans sa partie postérieure que dans sa partie médiane (Fig. 5V) *Trematocara variable*
 - Bulbe nettement plus court que l'apophyse spiniforme, branche horizontale sensiblement de même largeur sur toute sa longueur ou plus épaisse dans sa partie antérieure 20



20. - Branche ascendante formant un angle aigu net avec la branche horizontale21
 - Les deux branches du prémaxillaire forment entre elles un angle droit22
21. - Bulbe à extrémité émoussée, arrondie (Fig. 5W) *Boulengerochromis microlepis*
 - Bulbe acuminé, apophyse spiniforme s'élargissant à son extrémité avant de se terminer en pointe (Fig. 5X) *Lepidolamprologus cunningtoni*
22. -Bulbe large23
 -Bulbe mince et étroit24
23. - Les deux branches forment un angle légèrement évasé; branche horizontale diminuant régulièrement de largeur jusqu'à son extrémité distale (Fig. 5Y) *Limnotilapia dardennii*
 - Les deux branches forment un angle droit ou légèrement resserré; branche horizontale de même largeur sur les deux tiers postérieurs de sa longueur (Fig. 5Z) *Cyathopharynx furcifer*
24. - Portion antérieure assez peu développée, branche horizontale légèrement plus longue que la branche ascendante (Fig. 5Aa) *Limnochromis auritus*
 - Partie antérieure nettement quadrangulaire, branche horizontale légèrement plus courte que la branche ascendante (Fig. 5Bb) *Ctenochromis horei*.



3.2.3. Corrélation entre la longueur totale du poisson et la longueur de l'os

Disposant des os caractéristiques des poissons collectés, il était question d'établir une relation entre leurs dimensions et la taille des individus, c'est-à-dire leur longueur totale. Cette étude a été réalisée pour les dix espèces à savoir *Limnochromis auritus*, *Reganochromis calliurus*, *Callochromis pleurospirus*, *Trematocara variable*, *Oreochromis niloticus*, *Boulengerochromis microlepis*, *Limnothrissa miodon*, *Synodontis multipunctatus*, *Xenotilapia ochrogenys* et *Ctenochromis horei*. Ces espèces sont choisies pour leur représentativité dans la collection. La figure 6 montre comment les mensurations des os ont été faites.

Des droites de corrélation ont été ainsi établies. Il a été constaté que les coefficients de corrélation sont très proches de 1 ou même égale à 1 pour *Synodontis multipunctatus* et que la droite s'ajuste bien aux points expérimentaux. Les résultats montrent donc que la corrélation entre la longueur totale du poisson et la longueur de l'os est positive et hautement significative (Fig. 7).

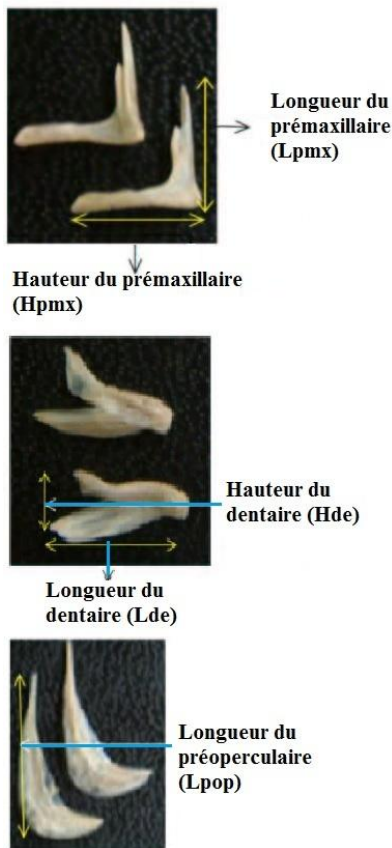


Fig. 6: Figures illustrant les mensurations faites

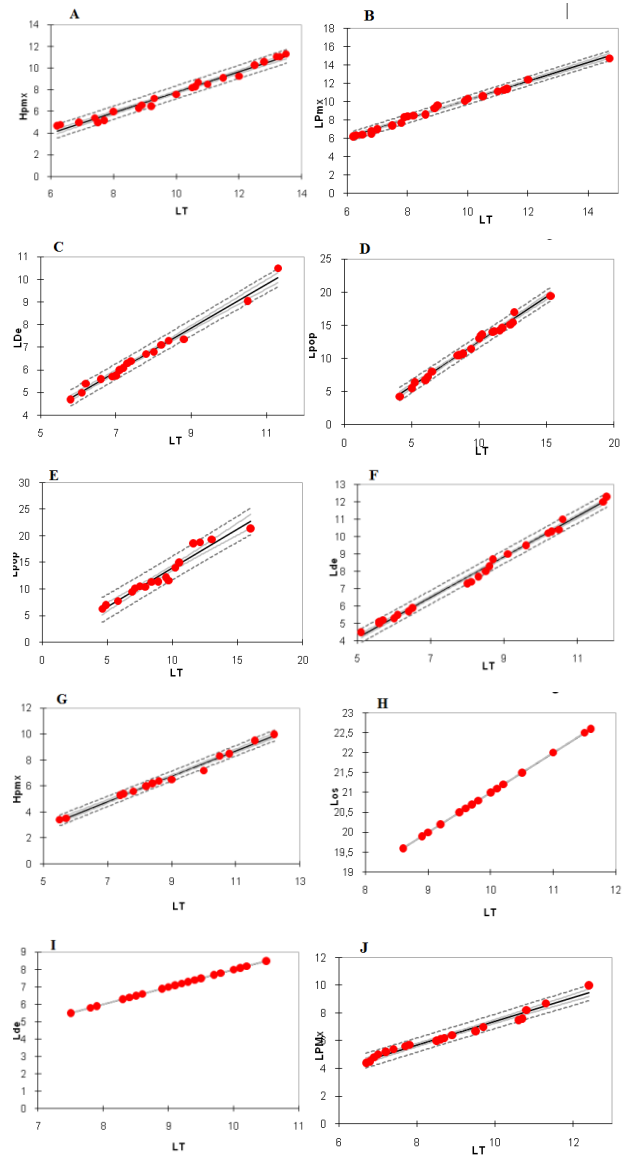


Fig. 7: Corrélation entre la longueur totale du poisson et la longueur de l'os: A: prémaxillaire de *Limnochromis auritus*, B: prémaxillaire de *Reganochromis calliurus*, C: dentaire de *Callochromis pleurospirus*, D: préoperculaire de *Trematocara variable*, E: préoperculaire d'*Oreochromis niloticus*, F: dentaire de *Limnothrissa miodon*, G: prémaxillaire de *Boulengerochromis microlepis*, H: os caractéristique de *Synodontis multipunctatus*, I: dentaire de *Xenotilapia ochrogenys*, J: prémaxillaire de *Ctenochromis horei*

4. DISCUSSION

Parmi les poissons collectés, on constate une dominance nette de la famille des Cichlidae. Cela paraît normal parce que sur les 283 espèces déjà inventoriées dans le lac Tanganyika, cent soixante-douze appartiennent à la famille des Cichlidae. Beaucoup de recherches ont montré que les oiseaux piscivores en général et plus particulièrement les cormorans se nourrissent des poissons les plus abondants dans le milieu (Goutner et al. 1994, Blodreghini et al. 1997, Burr et al. 1997, Leopold et al. 1998, Grémillet et Wilson 1999, Johnson et

al.1999, Grémille et al. 2001, Libois, 2001, Anonymous, 2004, Lorenstein et al. 2004, Liordos et Goutner 2007, Barguette et al. 2008). Ce qui nous permet de prédire que la famille des Cichlidae serait la plus représentée dans le régime des oiseaux piscivores se nourrissant sur le lac Tanganyika. L'influence de la rivière et des lagunes est insignifiante parce que toutes les espèces trouvées se rencontrent dans le lac Tanganyika. Les poissons non cichlidés collectés appartiennent à de nombreuses familles dont certaines sont représentées par peu d'espèces. C'est le cas notamment de la famille des Clupeidae mais aussi la famille des Poeciliidae. Les autres familles telles que les Mochocidae, les Cyprinidae, les Clariidae et les Mastacembellidae n'ont pas livré de nombreux représentants par rapport à la faune connue du lac. On ne peut exclure que les espèces non rencontrées lors de nos inventaires soient, en fait, présentes dans d'autres parties de cet immense lac qu'est le lac Tanganyika. La famille des Claroteidae était la plus importante parmi les non cichlidés.

Au point de vue ostéologique, les poissons non cichlidés montrent des différences entre les os pouvant aider à identifier les différentes espèces.

Pour la famille des cichlidés, l'identification spécifique n'est pas facile parce que ces espèces présentent beaucoup de ressemblances. En dépit de ce fait, certaines différences observables sur les prémaxillaires et les dentaires permettent de reconnaître la plupart des genres et souvent même les espèces comme le montre les clés d'identification établies.

Des droites de corrélation ont été établies chez quelques poissons. Il a été constaté que les coefficients de corrélation sont très proches de 1 ou même égale à 1 pour *Synodontis multipunctatus* et que la droite s'ajuste bien aux points expérimentaux. Les résultats montrent donc que la corrélation entre la longueur totale du poisson et la longueur de l'os est positive et hautement significative. Cela a été déjà démontré sur plusieurs espèces (Hallet, 1985, Libois et Hallet-Libois, 1988). Cela signifie qu'il est possible de déterminer la longueur totale du poisson à partir de la longueur des os. Il est ainsi possible d'estimer la taille du poisson qui a constitué la proie d'un oiseau considéré. Des études similaires ont été faites pour un alcédinidé, en l'occurrence, *Alcedo atthis* (Linnaeus, 1758) et ont permis d'estimer la ration journalière de cet oiseau entre 13,5 et 24,5 grammes (Hallet-Libois, 1985). A l'aide de cette méthode des corrélations, les recherches menées sur le régime du cormoran montrent que ses prises ont une longueur moyenne variant entre 95mm et 150mm bien que l'on puisse trouver des individus pouvant dépasser 310mm (Veldkamp 1995a, Belyea 1997, Libois 2001, Santoul et al. 2004).

Il est certain que l'on trouve dans le lac Tanganyika et ses environs beaucoup d'autres espèces de poissons mais ceux que l'on a pu récolter et la manière dont ils ont été traités pourront servir de

référence pour les études ultérieures du régime alimentaire des oiseaux piscivores de l'endroit.

REMERCIEMENT

Nous tenons à remercier Albéric Rugirabori du Département de Biologie de l'Université du Burundi pour son concours dans l'identification des espèces de poissons récoltés.

BIBLIOGRAPHIE

Anonymous (2004). Fisheries and the presence of cormorants, goosanders and herons. Rural Development Services Technical Advice Note, 12p.

Barguette, V., Bugoni, J. & Vooren, C.M. (2008). Diet of Neotropical cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) in an estuarine environment. *Marine Biology*, 153: 432-443.

Belyea, G., Maruca S.L., Diana J.S., Schneeberger P.P., Scott S.J., Clark R.D., Ludwig J.P. & Summer C.L. (1997). Impact of Double-Crested Cormorant predation on the Yellow Perch population in the Les Cheneaux Islands of Michigan. Pp: 45-59. In: USDA National Wildlife Research Center Symposia. Symposium on Double-Crested Cormorants: Population Status and Management Issues in the Midwest. University of Nebraska-Lincoln.

Blodreghini P., Santolini R. & Pandolfi M. (1997). Abundance and frequency of occurrence of fish-prey in the diet of cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Po River Delta (Northern Italy) during the wintering period. *Ekologia polska*, 45 : 191- &196.

Brichard, P. (1989). *Pierre Brichard's Book of cichlids and all the other fishes of Lake Tanganyika*. TFH Pul. inc. Neptune City, USA, 544p.

Burr M.T., Tinnirello S.L., Lovell C.D. & Tyson T.T. (1997). Diet of the Double-Crested Cormorant in western lake Erie. Pp: 72-85. In: USDA National Wildlife Research Center Symposia. Symposium on Double-Crested Cormorants: Population Status and Management Issues in the Midwest. University of Nebraska-Lincoln.

Goutner V., Papakostas G. & Economidis P.S. (1994). Diet and growth of great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) nestlings in a Mediterranean estuarine environment (Axios Delta, Greece). *Israel Journal of Zoology* 43: 133-148.

Grémillet D. & Wilson R.P. (1999). A life in the fast lane: energetic and foraging strategies of the great cormorant. *Behavioral ecology*, 10:516-524.

Grémillet D., Wanless S., Carss D.N., Linton D., Harris M.P., Speakman J.R. & Le Maho Y. (2001). Foraging energetic of arctic cormorants and the evolution of diving birds. *Ecology letters*, 4: 180-184.

Hallet-Libois C. (1985). Modulations de la stratégie alimentaire d'un prédateur : écoéthologie de la prédation chez le martin-pêcheur *Alcedo atthis* (L., 1758), en période de reproduction. *Cahiers d'Ethologie Appliquée*, 5 (4) : 1-206.

Johnson J.H., Ross R.M. & Adam C.M. (1999). Diet composition and fish consumption of double-crested cormorants in Eastern lake Ontario. NYSDEC Special Report, 7p.

Konings, A. (1988) - *Tanganyika Cichlids*. Verduijn cichlids and Lake sish Movies, Holland, West Germany, 272p.

Leopold M.F., Van Damme C.J. G. & Van der Veer, H.W. (1998). Diet of cormorants *Phalacrocorax carbo* and polychaetes: can worms sometimes be a major prey of piscivorous seabird? *Marine Ornithology* 31:83-87.

Libois R., (2001). Aperçu du régime alimentaire du Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo*) dans les eaux intérieures du Pas- de- Calais (France). *Aves*, 38 : 49-59.

Libois, R. (2002). *Introduction à l'ornithologie*. Syllabus de cours, Université de Liège, Fac des sciences, Liège 120p.

Libois R. & Hallet-Libois C. (1988). Eléments pour l'identification des restes crâniens des poissons de Belgique et du nord de la France. II Cypriniformes. *Fiches d'ostéologie animale pour l'archéologie. Série A*, n°4, Centre de Recherches archéologiques CNRS, Valbonne, 24 p.

Liordos V. & Goutner V. (2007). Diet of the great cormorant (*Phalacrocorax carbo* L. 1758) at two Creek colonies. *Journal of Biological Research*, 7: 51-57.

Lorenstein S.H., Grémillet D. & Nymoen G.H. (2004). Annual variation in diet of breeding great cormorants : Does it reflect varying recruitment of gadoids ? *Waterbirds*, 27: 161- 169.

Ntakimazi, G., (1995). *Le rôle des écotones terre/eau dans la diversité biologique et les ressources du lac Tanganyika*, Bujumbura, Burundi: Université du Burundi, Fac. des Sciences; Projet UNESCO/DANIDA 510/BDI/40, 1991-1994, 84p.

Santoul F., Hougas J.B., Green A.J., & Mastrorillo S. (2004). Diet of great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* wintering in Malause (South-West France). *Archives of Hydrobiology*, 160: 281-287.

Veldkamp, R. (1995a). The use of chewing pads for estimation of the consumption of cormorants, *Phalacrocorax carbo*. *Ardea*, 83: 135-138.