

**Essai de détermination des indicateurs de dégradation forestière :
Cas de la forêt ombrophile de la Kibira au Burundi**

*Bernadette HABONIMANA
Professeur, Université du Burundi
Burundi*

*Noël NDIHOKUBWAY et Richard HABONAYO
Université du Burundi*

*Benoît NZIGIDAMERA
Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature (INECN)*

*Jan Bogaert
Université Libre de Bruxelles*

Bernadette HABONIMANA

Habonimana Bernadette est Professeur à l'Université du Burundi, Faculté des sciences agronomique. Elle dispense les cours de Foresterie, Agroforesterie, Gestion des ressources naturelles, etc. Elle est aussi présidente de l'Association Burundaise pour les Études d'impacts environnementaux (ABEIE). Concernant les formations, Phd en sciences et ingénierie biologique (option Eaux et forêts) de l'Université Catholique de Louvain, plusieurs formations de courte durée notamment en EIE.

Résumé

L'étude vise la détermination des indicateurs de dégradation d'une forêt ombrophile dans un des parcs nationaux du Burundi : le Parc National de la Kibira.

Avec une superficie de 27.834 km et environ 8.000.000 d'habitants (République du Burundi, 2008), le Burundi est un des plus petit pays de l'Afrique centrale et du bassin du Congo. Les ressources forestières sont formées de boisements artificiels appartenant à l'État, aux Communes et aux particuliers et de quelques formations naturelles érigées en aires protégées pour la plupart.

Avec la crise socio-politique qui a secoué le Pays de 1993 à 2005, la dégradation des ressources forestières est une réalité. Elle n'est, cependant, que très peu documentée.

La présente communication s'appuie sur une étude réalisée dans le Parc National de la Kibira.

Les indicateurs de la dégradation sont déterminés par comparaison d'une zone « non dégradée » à une zone « dégradée » principalement par l'agriculture. Cette comparaison concerne la composition, la diversité floristique et les caractéristiques structurales des peuplements. Le travail de terrain est réalisé sur transects.

L'état des lieux ainsi établi constitue une base pertinente pour des propositions à l'endroit de l'Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature (INECN) pour une gestion durable de cette forêt.

Mots clés : indicateur, dégradation forestière, Parc, Kibira

Introduction

Malgré sa petite superficie de 27.834 km, le Burundi est constitué d'écosystèmes naturels diversifiés comprenant forêts ombrophiles de montagne, forêts claires, galeries forestières, savanes et pelouses. D'un autre côté, c'est un pays à croissance démographique très élevée : une population de 8.053.574 habitants sur 25.949 km de terres émergées en 2008, soit une densité moyenne d'environ 310 hab./km contre 204 hab/km en 1990. Le taux d'accroissement annuel est ainsi de 2,4 % (République du Burundi, 2008). De ce fait, la pression sur ces écosystèmes constitue une vraie menace à la sauvegarde de ces ressources et de l'environnement en général.

Depuis l'époque coloniale, les pouvoirs successifs ont pris conscience d'une dégradation accélérée des forêts, mais c'est avec le décret du 3 mars 1980 que les lambeaux qui restaient ont été légalement reconnus comme parcs ou

réserves naturelles (UICN, 2011). Tel fut le cas pour la forêt de la Kibira, objet de la présente étude. D'autres mesures ont porté sur la lutte antiérosive et l'introduction d'essences exotiques à croissance rapide tel l'eucalyptus afin de satisfaire les besoins en bois et en charbon de bois d'une population en pleine croissance.

Malgré ces mesures, ce patrimoine naturel n'a cessé de subir des perturbations d'ordre anthropique surtout. À l'heure actuelle, la diminution de l'aire occupée par les forêts est remarquable même en l'absence de cartes établies à différentes périodes. Des zones d'habitations, des étendues importantes de champs vivriers ou de plantations industrielles (thé surtout) occupent d'anciennes zones forestières. La dégradation interne de ces formations forestières reste quant à elle peu documentée. Il s'agit des changements au niveau floristique et structural des peuplements en question.

La présente communication donne les résultats d'une recherche sur cette dégradation interne en se basant sur une étude comparative d'une zone « dégradée » à une zone « non dégradée » afin de déterminer et de caractériser les indicateurs de ce genre de dégradation forestière.

Précisons d'emblée qu'il n'y a pas encore de définition universellement reconnue sur la dégradation des forêts. Selon FAO (2009), un élément commun des multiples définitions proposées est que la dégradation des forêts est définie par les changements qui influent négativement sur le peuplement forestier en réduisant en particulier sa capacité de production.

Cette étude, réalisée en collaboration avec l'INECN, contribuera également à l'état des lieux sur la composition et la diversité végétale des zones étudiées et nous permettra de faire de recommandations notamment à l'INECN (Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature) quant aux actions nécessaires pour la conservation de cette forêt.

1. Le milieu d'étude

Le Parc National de la Kibira, une des 14 aires protégées du Burundi, se trouve au nord-ouest du Pays (figure 1) sur la crête Congo-Nil. Il s'étend sur 80 km de long et environ 8 km de large et couvre une superficie de 40.000 ha (UICN, 2011). Son altitude varie de 1600 à 2666 m (Wibereho, 2010). Il est essentiellement constitué de forêt ombrophile de montagne. C'est une zone bien arrosée avec des précipitations annuelles d'environ 1700 à 2000 m. C'est un Parc d'importance considérable tant au niveau écologique que socio-économique. Il abrite, en effet, la plupart des sources hydriques du Pays et agit comme régulateur hydrologique et climatique pour ses alentours et la plaine de l'Imbo. Sa diversité floristique est remarquable : plus de 644 espèces végétales déjà inventoriées selon Nzigidahera (2000). Au point de vue socio-économique, le Parc est source de multiples produits ligneux et non ligneux pour les populations riveraines.

Comme la plupart des aires protégées du Pays, le Parc de la Kibira subit des menaces de différents types dont les plus importantes sont : les défrichements, l'exploitation anarchique des ressources végétales et les feux de brousse.

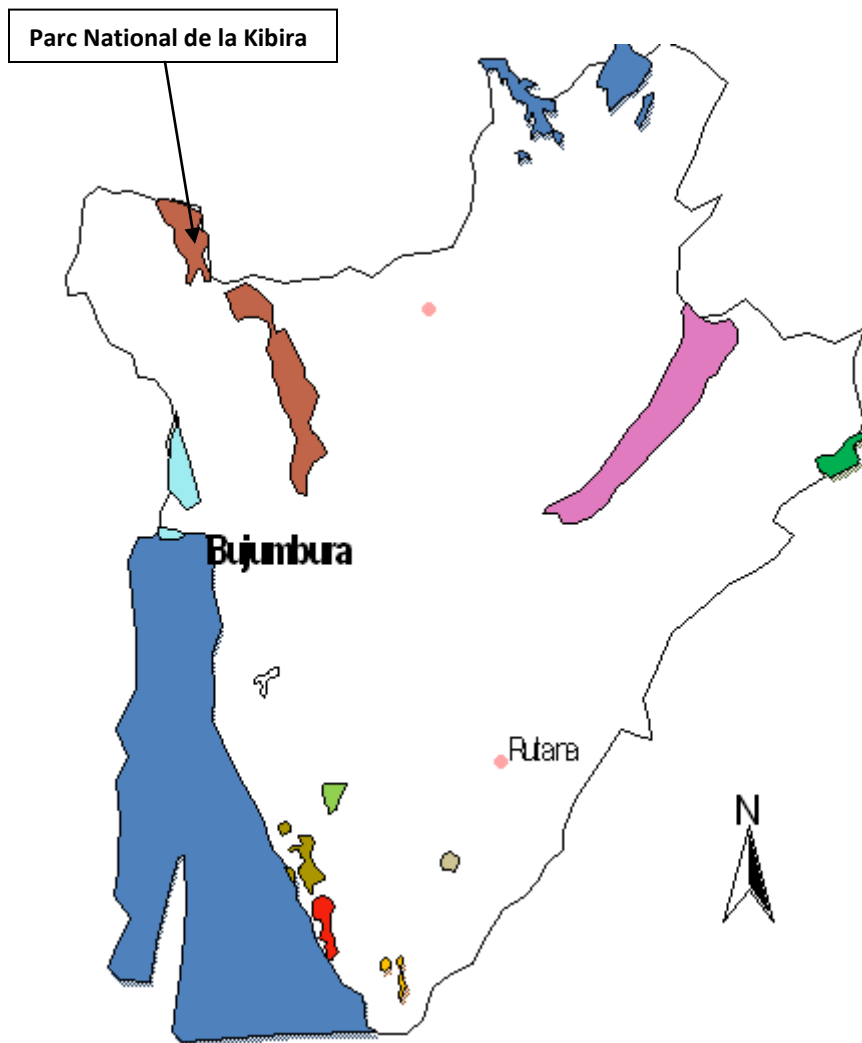


Figure 1. Carte des aires protégées du Burundi (UICN, 2011)

II. Méthodologie : choix du site, collecte et analyse des données

Sur base des observations de la physionomie de la forêt, des entretiens avec les gardiens du Parc et la population riveraine, nous avons choisi le site de travail sur la colline Nyabuturi de la commune Kabarore. Il est constitué de 2 zones contiguës : une qui a été défrichée de 2000 à 2004 que nous qualifions de « dégradée » dans cette étude et une autre qui n'a pas subi de perturbation apparente et connue que nous appelons « non dégradée ». La détermination des indicateurs de dégradation basée sur la comparaison de ces 2 zones repose sur une étude phytosociologique et structurale des peuplements les constituant. L'hypothèse à la base est que la mise en culture de la première zone pendant 4 ans a provoqué un changement dans la composition floristique et dans la structure du peuplement. Ces deux caractéristiques seront étudiées au moyen de paramètres évalués à partir des données de l'inventaire floristique et des mesures dendrométriques. La comparaison des valeurs pour les 2 zones nous permettra de dégager les indicateurs de l'état de dégradation.

Un inventaire floristique a ainsi été réalisé dans les 2 zones le long de transepts de 2 m de large sur 400 m de long, traversant à la fois les deux zones du site d'étude (200 m dans la partie dégradée et 200 m dans la partie non dégradée). Au total, 10 transepts ont été parcourus en récoltant systématiquement et en notant les échantillons de toutes les plantes à fleurs (arbres, arbustes et herbes). Une distance de 10 m séparait chaque fois 2 transepts voisins. La détermination des échantillons récoltés a été réalisée avec l'aide de Nzigidahera Benoît, chercheur à

l'INECN. La nomenclature utilisée est celle de Troupin (1978, 1985, 1988), et Spichiger (2002). D'autres espèces ont pu être identifiées dans l'Herbarium de l'Université du Burundi. Une liste floristique a été établie pour les 2 zones.

La diversité floristique a été étudiée au moyen des indices de Shannon (H'), d'Équitabilité de Piérou (EQ) et l'indice de Simpson (D) suivant les formules (1), (2) et (3).

H' est minimal (=0) si tous les individus du peuplement appartiennent à une seule et même espèce, H' est également minimal si, dans un peuplement chaque espèce est représentée par un seul individu. L'indice est maximal quand tous les individus sont répartis d'une façon égale sur toutes les espèces (Frontier, 1983) cité par Gral et Hily 2003. L'indice de Shannon est souvent accompagné de l'indice d'équitabilité (EQ) de Piérou (1966) cité par Gral et Hily 2003, appelé également indice d'équirépartition (Blondel, 1979) cité par Gral et Hily 2003, qui représente le rapport de H' à l'indice maximal théorique dans le peuplement (Hmax). Cet indice peut varier de 0 à 1, il est maximal quand les espèces ont des abondances identiques dans le peuplement et il est minimal quand une seule espèce domine tout le peuplement.

L'indice de Simpson mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce. La valeur de 0 pour cet indice indique le maximum de diversité et une valeur de 1 indique le minimum de diversité.

- **L'indice de Shannon**

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad (1)$$

Où :

i : une espèce du milieu d'étude

p_i : Proportion d'une espèce i par rapport au nombre total d'espèces (S) dans le milieu d'étude qui se calcule de la façon suivante :

$$p(i) = n_i / N$$

où n_i est le nombre d'individus pour l'espèce i et N l'effectif total des individus de toutes les espèces.

- **L'indice d'Équitabilité de Piérou** avec la formule : $EQ = \frac{H'}{H \max}$ ou $EQ = \frac{H'}{\log_2 N}$ (2)

- **L'indice de Simpson** $D = \frac{\sum_{i=1}^n n_i(n_i - 1)}{N(n - 1)}$ (3)

n_i = nombre d'individus de l'espèce donnée.

N = nombre total d'individus.

- **L'indice de Jaccard (J)** a été utilisé pour évaluer la similitude des 2 milieux par la formule :

$$J = \frac{C}{A + B - C} \times 100$$

Avec :

A : Nombre d'espèces présentes sur la zone dégradée

B : Nombre d'espèces présentes sur la zone non dégradée

C : Nombre d'espèces communes aux deux zones

Cet indice varie de 0 (si les deux zones n'ont pas d'espèces communes) à 100 (si les deux zones ont les mêmes espèces).

L'analyse des formes biologiques telles que définies par Raunkiaer (1934) in Bouzillé (2007) a permis l'établissement des spectres bruts des 2 zones.

Le spectre biologique brut exprime comment les espèces végétales composant une végétation se répartissent entre formes biologiques. Il s'exprime en pourcentage et est donné par la formule suivante :

$$SB_i = \frac{F_i}{N} \times 100$$

où $S.B_i$ = Spectre brut d'une forme biologique donnée

F_i : Nombre de fois que les espèces d'une forme biologique donnée sont dans l'ensemble des relevés.

N : Nombre total des espèces

La proportion des phanérophytes permet de statuer sur le caractère forestier d'un milieu selon Habiyaemye (1995).

Au point de vue structural, la densité du peuplement, la distribution des tiges par classe de circonférence, la surface terrière, la dominance relative et la stratification ont été analysées.

La surface terrière G (section des tiges à 1,30m du sol) de chaque zone a été calculée sur base des mesures de circonférences à 1,30 m de tous les individus à $dbh^1 \geq 10$ cm (soit $c_{1,30\text{ m}} \geq 31,4$ cm) sur une superficie de 0,25 ha (50 m x 50 m) dans chaque zone selon la formule :

$$G = \sum_{i=1}^n \frac{C_i^2}{4\pi}$$

où C_i est la circonférence à 1,30 m du sol de l'individu i

La dominance relative des espèces a été calculée avec la formule :

$$DoR = \frac{\sum g_i \cdot sp}{GT} \times 100$$

où $g_i \cdot sp$ = surface terrière d'un individu i d'une espèce donnée et GT la surface terrière totale.

Les strates ont été définies sur base des mesures de hauteur de tous les arbres à $dbh \geq 10$ cm (soit une circonférence à 1,30 m d'environ 31,4 cm) prises au dendromètre Suunto ou estimées à l'aide d'une perche de longueur connue dans les endroits à densité de peuplement élevée.

III. Résultats

3.1. Caractéristiques floristiques

3.1.1. Composition floristique

Pour les deux zones étudiées, nous avons inventorié 155 espèces réparties dans 135 genres et 65 familles. Selon le nombre d'espèces, les familles les plus représentées (au moins 5 espèces) sont les Asteraceae (21 espèces, soit 13,64 %), les Rubiaceae (18 espèces, soit 11,69 %), les Cucurbitaceae (13 espèces, soit 8,44 %), les Euphorbiaceae (7 espèces, soit 4,55 %) tandis que les Urticaceae et les Rosaceae comptent 5 espèces chacune (soit 3,25 %).

¹ dbh = diameter at breast height = diamètre à hauteur de poitrine, conventionnellement mesuré à 1,30 m du sol

Soulignons que sur les 65 familles, 42 sont monospécifiques. Le tableau 1 donne le nombre de genres et d'espèces recensés par famille dans chaque zone.

Tableau 1. Nombre d'espèces par genre et famille au niveau de chaque zone

N°	Zone dégradée				Zone non dégradée			
	Familles	Genres	Espèces	% d'espèces	Familles	Genres	Espèces	% d'espèces
1	Acanthaceae	3	3	2,27	Acanthaceae	3	4	3,39
2	Adiantaceae	1	1	0,76	Agavaceae	1	1	0,85
3	Agavaceae	1	1	0,76	Alangiaceae	1	1	0,85
4	Alangiaceae	1	1	0,76	Amaranthaceae	2	2	1,69
5	Amaranthaceae	2	2	1,52	Apocynaceae	2	2	1,69
6	Apocynaceae	2	2	1,52	Araceae	1	1	0,85
7	Aquifoliaceae	1	1	0,76	Araliaceae	1	1	0,85
8	Araceae	1	1	0,76	Asclepiadaceae	2	2	1,69
9	Araliaceae	1	1	0,76	Aspiadaceae	1	1	0,85
10	Asclepiadaceae	2	2	1,52	Aspleniaceae	1	2	1,69
11	Aspleniaceae	1	1	0,76	Asteraceae	9	12	10,17
12	Asteraceae	13	20	15,15	Balsaminaceae	1	1	0,85
13	Balsaminaceae	1	1	0,76	Carapaceae	1	1	0,85
14	Baselaceae	1	1	0,76	Caryophyllaceae	1	1	0,85
15	Caesalpiniaceae	1	1	0,76	Clusiaceae	1	1	0,85
16	Carapaceae	1	1	0,76	Connaraceae	1	1	0,85
17	Caryophyllaceae	1	1	0,76	Cucurbitaceae	9	9	7,63
18	Clusiaceae	1	1	0,76	Cyperaceae	1	1	0,85
19	Commelinaceae	1	1	0,76	Escalloniaceae	1	1	0,85
20	Connaraceae	1	1	0,76	Euphorbiaceae	6	6	5,08
21	Crassulaceae	1	1	0,76	Fabaceae	3	3	2,54
22	Cucurbitaceae	8	9	6,82	Flacourtiaceae	1	1	0,85
23	Cyperaceae	1	1	0,76	Hypolepidiaceae	1	1	0,85
24	Escalloniaceae	1	1	0,76	Lamiaceae	1	1	0,85
25	Euphorbiaceae	7	7	5,30	Liliaceae	1	1	0,85
26	Fabaceae	2	2	1,52	Lobeliaceae	1	1	0,85
27	Flacourtiaceae	2	2	1,52	Loranthaceae	1	1	0,85
28	Hippocrateaceae	1	1	0,76	Malvaceae	1	1	0,85
29	Hypolepidiaceae	1	1	0,76	Melanthaceae	1	1	0,85

30	Lamiaceae	1	1	0,76	Menispermaceae	1	1	0,85
31	Liliaceae	1	1	0,76	Monimiaceae	1	1	0,85
32	Lobeliaceae	1	1	0,76	Moraceae	2	2	1,69
33	Loranthaceae	2	2	1,52	Musaceae	1	1	0,85
34	Malvaceae	1	1	0,76	Myrsinaceae	1	1	0,85
35	Melanthaceae	1	1	0,76	Myrtaceae	1	1	0,85
36	Menispermaceae	1	1	0,76	Olacaceae	1	1	0,85
37	Monimiaceae	1	1	0,76	Orchidaceae	1	1	0,85
38	Moraceae	1	1	0,76	Passifloraceae	1	1	0,85
39	Musaceae	1	1	0,76	Phytolaccaceae	1	1	0,85
40	Myrsinaceae	1	1	0,76	Piperaceae	1	1	0,85
41	Myrtaceae	1	1	0,76	Poaceae	3	4	3,39
42	Olacaceae	1	1	0,76	Polygonaceae	2	2	1,69
43	Orchidaceae	1	1	0,76	Polypodiaceae	1	1	0,85
44	Passifloraceae	1	1	0,76	Polypodiaceae	1	1	0,85
45	Phytolaccaceae	1	1	0,76	Ranunculaceae	2	2	1,69
46	Piperaceae	1	1	0,76	Rhamnaceae	1	1	0,85
47	Poaceae	3	4	3,03	Rosaceae	3	3	2,54
48	Polygonaceae	3	4	3,03	Rubiaceae	12	17	14,41
49	Ranunculaceae	2	2	1,52	Rutaceae	1	1	0,85
50	Rhamnaceae	1	1	0,76	Sapindaceae	1	1	0,85
51	Rosaceae	5	5	3,79	Sapotaceae	1	1	0,85
52	Rubiaceae	7	10	7,58	Solanaceae	2	2	1,69
53	Rutaceae	1	1	0,76	Tiliaceae	1	1	0,85
54	Sapindaceae	2	3	2,27	Ulmaceae	1	1	0,85
55	Sapotaceae	1	1	0,76	Urticaceae	4	5	4,24
56	Scrophulariaceae	1	1	0,76	Verbenaceae	1	1	0,85
57	Solanaceae	3	3	2,27				
58	Tiliaceae	1	1	0,76				
59	Ulmaceae	1	1	0,76				
60	Urticaceae	4	5	3,79				
61	Verbenaceae	2	2	1,52				
62	Vitaceae	1	1	0,76				
Tot	62	117	132	100	56	106	118	100

3.1.2. Diversité floristique

Tableau 2. Diversité floristique par zone d'étude

Indice	Zone dégradée	Zone non dégradée
Shannon	6,657	6,491
Equitabilité	0,945	0,943
Simpson	0,016	0,013

3.1.3. Similitude des 2 zones

Avec 132 espèces et 118 espèces respectivement pour la zone dégradée et la zone non dégradée, l'inventaire floristique donne 94 espèces communes. L'indice de Jaccard est alors de **60,25**.

3.1.4. Les formes biologiques

Les tableaux 3 et 4 donnent les spectres bruts pour chaque forme biologique dans les 2 zones.

Tableau 3. Spectre brut des formes biologiques dans la zone dégradée

Formes biologiques	Nbre d'espèces	Spectre brut (%)
Phanérophytes (P)	59	66,29
Chaméphytes (Ch)	13	14,61
Hémicryptophyte (H)	4	4,49
Géophytes (Géo)	4	4,49
Thérophytes (Th)	9	10,1
Total	89	100

Tableau 4. Spectre brut des formes biologiques dans la zone non dégradée

Formes biologiques	Nbre d'espèces	Spectre brut (%)
Phanérophytes (P)	56	70,89
Chaméphytes (Ch)	11	13,92
Hémicryptophyte (H)	2	2,53
Géophytes (Géo)	4	5,06
Thérophytes (Th)	6	7,59
Total	79	100

La figure 2 illustre ces résultats sous forme comparée.

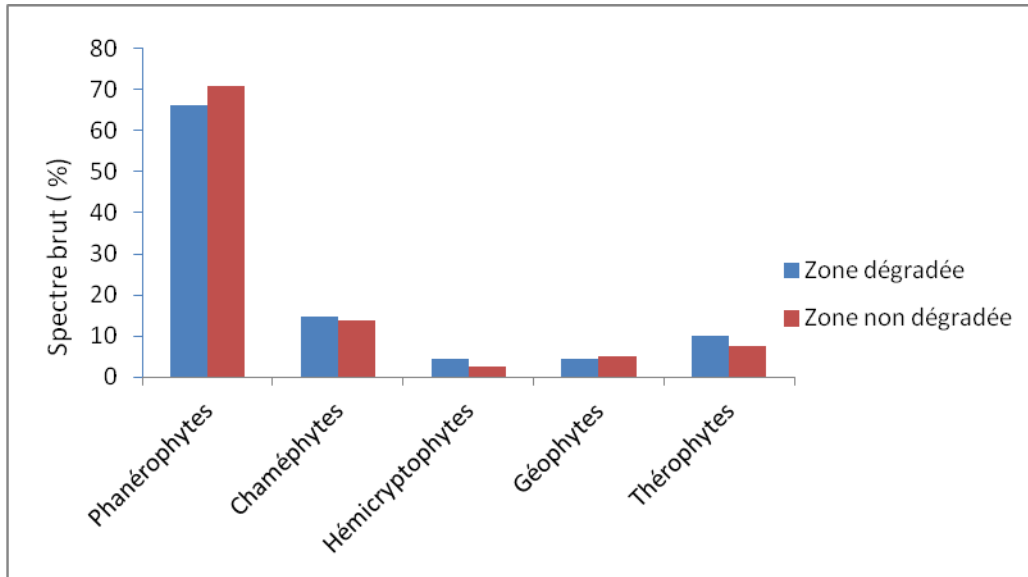


Figure 2. Spectres bruts des formes biologiques dans les 2 zones

3.2. Caractéristiques structurales

3.2.1. Densité du peuplement et représentativité des espèces

❖ Zone dégradée

Nous avons dénombré 26 tiges de dbh \geq 10 cm sur une superficie de 50 m x 50 m, soit 0,25 ha., soit 104 tiges/ha. *Polyscias fulva* (30,8 %) est l'espèce la plus représentée suivie de *Myrianthus holstii* (26,9 %) et de *Macaranga neomildbraediana* (23,07 %).

❖ Zone non dégradée

Le nombre d'individus de dbh \geq 10 cm inventoriés dans la zone non dégradée a été de 123 tiges sur 0,25 ha, soit 492 tiges/ha. Nous constatons que *Macaranga neomildbraediana* et *Myrianthus holstii* sont les plus abondantes avec respectivement 37,4 % et 26,8 %. Les deux espèces à elles seules représentent 64,2 % du total des individus dénombrés et dans l'ensemble, la densité de chacune des autres espèces restantes n'atteint pas 9%.

3.2.2. Surface terrière et dominance relative des espèces

La surface terrière de la zone dégradée est de 17,81 m²/ha. *Polyscias fulva* est la plus dominante avec 9,82 m²/ha, soit 52,1 % (fig.3). Il vient en second lieu *Parinari holstii* avec 5,1 m²/ha, soit 28,6 % et *Macaranga neomildbraediana* avec 2,15 m²/ha, soit 12,1 %. Les 3 font à elles seules 92,1 % de la surface terrière totale.

La surface terrière de la zone non dégradée est de 44,3 m²/ha. *Polyscias fulva* occupe 15,6 m²/ha, soit 35,2 % (fig.4) suivie de *Macaranga neomildbraediana* avec 13,4 m²/ha, soit 30,2 % et de *Parinari holstii* avec 6,72 m²/ha soit 15,2 %. Les 3 espèces contribuent pour 80,6 % à la surface terrière.

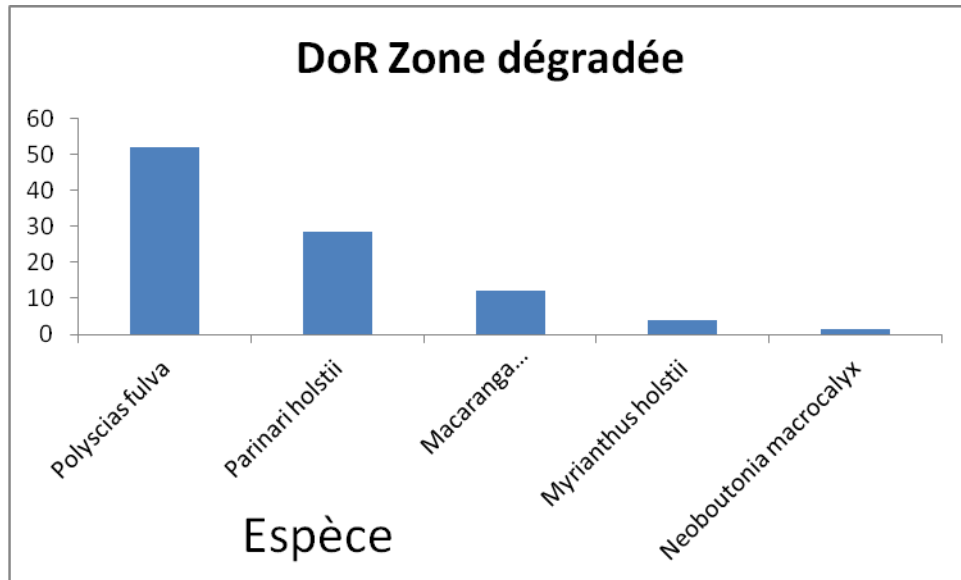


Figure 3. Dominance relative des espèces en zone dégradée

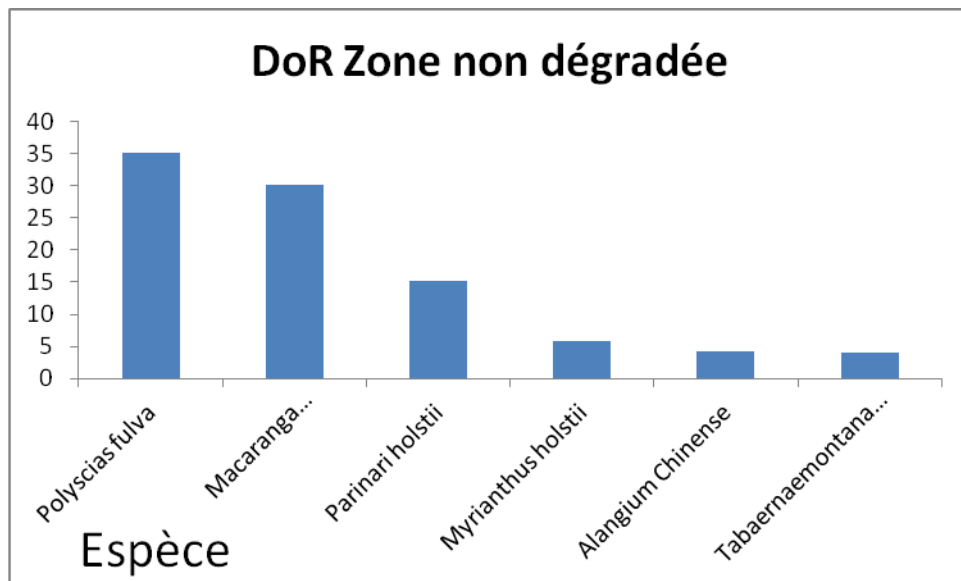


Figure 4. Dominance relative des espèces en zone non dégradée

3.2.3. Les strates

Les individus mesurés se répartissent dans 4 strates aussi bien dans la zone dégradée que celle non dégradée : la strate arborescente > : (30-40 m), la strate arborescente moyenne : (20-30 m), la strate arborescente < : (10-20 m) et la strate arbustive (4-10 m).

Dans la zone dégradée, la strate arborescente supérieure (30-40 m) compte le seul individu de *Parinari holstii*. La strate arborescente moyenne (20-30 m) est constituée par *Polyscias fulva* et *Macaranga neomildbraediana* avec respectivement 6 et 2 individus. La strate arborescente inférieure (10-20 m) compte 10 individus : *Polyscias fulva* (2 individus), *Macaranga neomildbraediana* (4 individus), *Neoboutonia macrocalyx* (1 individu) et *Alangium chinense*

avec 2 individus. Quant à la strate arbustive, elle est dominée par 7 tiges de *Myrianthus holstii* et une seule de *Alangium chinense*.

Pour la zone non dégradée, la strate arborescente supérieure (30-40 m) est occupée par un individu de *Parinari holstii* et de *Polyscias fulva*. Dans la strate arborescente moyenne (20-30 m), *Macaranga neomildbraediana* y est dominant avec 24 individus. *Polyscias fulva* est également présent avec 8 individus suivi de *Alangium chinense* et *Neoboutnia macrocalyx* avec respectivement 3 individus et un seul. Sur un total de 60 individus, la strate arborescente inférieure (10-20 m) est majoritairement dominée par *Macaranga neomildbraediana* et *Myrianthus holstii* avec respectivement 22 individus et 16 individus. Les autres espèces de cette strate sont *Tabernaemontana johnstonii* et *Strombosia scheffleri* avec 6 individus chacune. Nous y enregistrons également 4 individus de *Chrysophyllum gorungosanum* et 3 individus d'*Alangium chinense* et *Maesa lanceolata* chacun. Au niveau de la strate arbustive (4-10 m), *Myrianthus holstii* y occupe la première place avec 16 individus. Il est suivi de *Strombosia scheffleri* et *Tabernaemontana johnstonii* avec respectivement 4 et 2 représentants. *Maesa lanceolata* et *Chrysophyllum gorungosanum* y sont aussi présents avec un individu chacun.

4. Discussion des résultats

4.1. Caractéristiques floristiques

❖ Composition

Dans l'ensemble, l'inventaire floristique a donné 155 espèces réparties dans 135 genres et en 65 familles. Les familles les plus représentées sont les Asteraceae, les Rubiaceae, Cucurbitaceae, Euphorbiaceae et les Rosaceae. Dans sa classification altitudinale des espèces de la forêt de la Kibira, Lewalle (1972) avait trouvé 259 espèces pour une altitude de 2200 à 2400 m. La comparaison de ce résultat avec le nôtre ferait penser à une diminution de la richesse spécifique de notre site, situé dans cette tranche d'altitude.

Concernant la représentativité des familles, Habiyaemye (1995) avait également obtenu une prédominance des Asteraceae et des Rubiaceae pour cette même forêt de la Kibira, tandis que Bukuru (2008) et Hakizimana et al. (2008), respectivement pour la forêt de Bururi et la forêt de Mpotsa, avaient trouvé que la famille des Rubiaceae venait en tête dans ces forêts qui sont également de type ombrophile de montagne.

La comparaison de nos 2 zones d'étude ne montre pas de caractère distinctif net malgré que certaines familles ne soient présentes que dans une zone. Ainsi, les Adiantaceae, les Aquifoliaceae, les Basellaceae, les Caesalpiniaceae, les Commelinaceae, les Crassulaceae, les Hippocrateaceae, les Scrophulariaceae et les Vitaceae ne sont présentes que dans la zone dégradée alors que les Aspiadaceae, les Polypodiaceae et les Polypodiaceae ne le sont que dans l'autre. Notons également que ces familles ne comptent qu'une seule espèce chacune. En conséquence, 9 espèces ne sont présentes qu'uniquement dans la zone dégradée alors que 3 espèces sont identifiées seulement dans la zone non dégradée. Cette situation pourrait s'expliquer par l'apparition de nouvelles espèces post-culturelles ou favorisées par le passage des feux dans la zone dégradée.

Signalons aussi que parmi les espèces inventoriées se trouve *Sericostachys scandens*, une liane très destructrice de la forêt.

❖ Diversité

Les valeurs des indices de diversité (Shannon et Simpson) montrent que les 2 zones étudiées présentent une diversité spécifique élevée. L'indice de Shannon est en effet de 6,65 et 6,49 respectivement pour la zone dégradée et celle non dégradée, valeurs nettement supérieures à zéro. L'indice de Simpson est de 0,016 dans la zone dégradée et de 0,013 pour la zone non dégradée. Or, pour cet indice, plus les valeurs tendent vers zéro et plus le milieu étudié est diversifié.

Les valeurs trouvées au niveau de l'équitabilité sont égales pour les deux zones (EQ= 0,94). L'analyse de ces valeurs révèle que les deux zones sont équitablement diversifiées. Cette situation pourrait laisser croire que la zone dégradée serait entrain de se reconstituer, ce qui serait le résultat des mesures de protection prises par l'INECN en 2004 après la vague des défrichements de la Kibira (Wibereho et al., 2010).

❖ Similitude

De par l'inventaire floristique réalisé dans les deux zones en comparaison, 94 espèces se sont révélées communes. Sur base de ce nombre d'espèces communes, l'indice de similitude est de 60,25. Cet indice variant de 0 à 100 dénote une similarité importante entre les 2 zones.

❖ Spectre brut des formes biologiques

Le calcul du spectre biologique montre une prédominance des Phanérophytes sur les autres formes biologiques, soit 66,29 % dans la zone dégradée et 70,89 % dans la zone non dégradée. Avec une telle proportion, la formation végétale étudiée a un aspect forestier (Habiyaemye, 1995).

Malgré une quarantaine d'années d'intervalle, ces valeurs sont très proches des résultats de Lewalle (1972) selon lesquels le spectre brut des phanérophytes était de 68,5 % pour l'horizon moyen de la forêt de la Kibira.

Par contre, le même auteur a remarqué une absence totale des thérophytes (0%) alors que dans la présente étude ce type de forme biologique apparaît avec un spectre brut de 10,11 % dans la zone dégradée et 7,5 % dans la zone non dégradée. Les espèces identifiées comme thérophytes sont notamment *Ageratum conyzoides*, *Emilia humberti*, *Conyza* sp, *Vernonia* sp, etc. Elles ont été reconnues par Bangirinama (2010) comme espèces post-culturelles.

4.2. Caractéristiques structurales

❖ Densité

Au cours de notre étude, nous avons dénombré 26 tiges/0,25ha de dbh \geq 10cm dans la zone dégradée, soit 104 tiges/ha et 123 tiges/0,25 ha dans la zone non dégradée, soit 492 tiges/ha.

Lebrun (1947) qui a travaillé sur les forêts montagneuses du Congo oriental, en considérant un dbh \geq 20 cm et une hauteur de 1,50 m à partir du sol, a trouvé 220 tiges/ha pour une forêt primaire de montagne. Dans notre étude, avec un dbh \geq 10 cm et à 1,30 m du sol, nous devrions trouver plus de 220 tiges/ha, ce qui dénote une dégradation de notre zone d'étude.

Bouxin (1977) cité par Habiyaemye (1995), dans la forêt de Nyungwe (Rwanda) a trouvé 696 pieds/ha pour une forêt non dégradée. Ses résultats viennent aussi appuyer l'état de dégradation de notre site de travail mais davantage remarqué dans la première zone.

❖ Surface terrière et Dominance relative

Il existe une grande différence entre les 2 zones au niveau de la surface terrière : 17, 81 m pour la zone dégradée et 44, 48 m pour la zone non dégradée.

Selon Mosango et Lejoly (1990), des valeurs de surface terrière comprises entre 23 et 50 m/ha caractérisent les forêts denses humides. Tel serait le cas de la zone non dégradée, alors que la zone dégradée approche à peine la limite inférieure des valeurs considérées par ces auteurs.

Une surface terrière de 17, 81 m²/ha rentre, par contre, dans l'intervalle proposée par Malaisse (1979), cité par Skopon et al., (2006), qui a caractérisé les forêts claires par une surface terrière comprise entre 12 et 25 m/ha. Ce paramètre pourrait donc bien constituer un indicateur de dégradation forestière.

Considérant la dominance relative, les espèces *Polyscias fulva*, *Macaranga neomildbrediana* dominent la surface terrière à plus de 80 %. L'abondance de ces espèces témoigne de l'état de secondarisation du massif forestier de la Kibira déjà signalé par Lewalle (1972).

❖ Les strates

En ne considérant que les individus à dbh \geq 10 cm, on a dénombré 4 strates dans chacune des deux zones en comparaison. Cependant, la strate arborescente supérieure (30-40 m) est très pauvre en espèce puisqu'elle n'est constituée que par une seule tige de *Parinari holstii* avec une hauteur totale de 35 m dans la zone dégradée et de deux individus : *Parinari holstii* (35 m) et *Polyscias fulva* (32 m) dans la zone non dégradée. Les autres strates sont à majorité constituées d'essences de forêt secondaire notamment *Polyscias fulva*, *Macaranga neomildbraediana*,

Neoboutonia macrocalyx, *Myrianthus holstii* et *Tabernaemontana johnstonii*. Lebrun (1947) et Lewalle (1972) distinguent dans l'horizon moyen allant de 1900 à 2250 m d'altitude des essences géantes telles que *Entandrophragma excelsum*, *Prunus africana*, *Parinari excelsa*, etc. Ces dernières sont des essences de valeur qui ont dû être exploitées anarchiquement. Nous n'en avons pas trouvé dans notre inventaire spécifique. Cette situation confirme l'état de dégradation de nos zones d'études, plus particulièrement de la première où l'on dénombre très peu d'individus (104 tiges/ha).

Conclusions et Recommandations

Cette étude montre que le site étudié est dégradé (une des zones davantage que l'autre), bien que certains paramètres font croire à une reconstitution.

Malgré l'aspect encore forestier de l'écosystème, confirmé par la prédominance des phanérophytes (environ 70 % du spectre des formes biologiques), la Kibira est une forêt qui a perdu sa strate prédominante constituée d'individus géants comme *Entandrophragma excelsum*, très apprécié comme bois d'œuvre. Un repeuplement en ces essences est recommandable.

Dans les étages inférieurs, d'autres espèces sont sérieusement menacées par l'exploitation anarchique. Il s'agit principalement du bambou « *Arundinaria alpina* », très recherché pour ses usages multiples. Il y a nécessité de mesures restrictives concernant l'exploitation de cette espèce.

Dans un contexte d'exiguïté des terres et de pression démographique comme au Burundi, l'INECN devrait actualiser et mettre en œuvre, dans les plus brefs délais, les plans de gestion du parc pour sauvegarder ce qui reste de cette forêt ombrophile de montagne.

À part les menaces d'ordre anthropique, *Sericostachys scandens* constitue une réelle menace pour la durabilité de cette forêt. Plusieurs arbres et arbustes sont déjà morts suite à cette liane.

Il est urgent d'étudier ses effets sur la régénération et la croissance des autres espèces pour savoir les stratégies à adopter pour endiguer cette menace.

Concernant les indicateurs, c'est la densité (nombre de tiges/ha) et la surface terrière, caractéristiques structurales des peuplements, qui semblent bien caractériser un état de dégradation.

D'autres recherches sont nécessaires pour confirmer ou infirmer si les 2 variables ont les qualités/critères d'un bon indicateur.

La comparaison d'une vraie forêt primaire (non perturbée) à une forêt perturbée conduirait probablement à des résultats plus fiables. Nos résultats ont en effet montré que dans la Kibira, ce que nous appelons « zone non dégradée » est déjà dans la marche vers la dégradation mais à un moindre degré que la zone dite « dégradée ».

Signalons aussi que la définition des indicateurs de dégradation forestière reste handicapée par le manque de consensus sur la définition de la dégradation.

Références bibliographiques

- Bangirinama, F., 2010. Processus de la restauration écosystémique au cours de la dynamique post-culturelle au Burundi : mécanisme, caractérisation et séries écologiques. Thèse de doctorat, ULB, 185 p.
- Bouzillé, J.B., 2007. Gestion des habitats naturels et biodiversité : concepts, méthodes et démarches. Lavoisier, Paris, 331 p.
- Bukuru, J MV., 2008. Contribution à l'étude floristique et structurale de la Réserve Naturelle Forestière de Bururi. Mémoire de DESS, Bujumbura, UB, 50 p.

- FAO, 2009. Vers une définition de la dégradation des forêts : Analyse comparative des définitions existantes, 52 p.
- Grall, J. et Hily, Ch., 2003. Traitement des données stationnelles (faune). En ligne sur [http :
www.rebent.org/medias/documents/www/contenu/pdf/documents/Fiches_techniques/FT10-2003-01.pdf](http://www.rebent.org/medias/documents/www/contenu/pdf/documents/Fiches_techniques/FT10-2003-01.pdf)
- Habiyaremye, F.X. 1995. Etude phytocoenologique de la dorsale orientale du lac Kivu (Rwanda) ; Thèse présenté pour l'obtention du grade de Docteur en Sciences, 275 p.
- Hakizimana, P., Habonimana, B. et Lejoly, J., 2008. Inventaire floristique et étude ethnobotanique de la forêt de Mpotsa au Burundi. Revue de l'Université du Burundi- Série Sciences exactes, 24 : 15-29.
- Lebrun, J.P., 1947. La végétation de la plaine alluviale au sud du lac Edouard. Institut des Parcs Nationaux du Congo belge, Exploration des Parcs Nationaux Albert., Mission lebrun 1 (1937-1938), 800 p.
- Lewalle, J., 1972. Les étages de végétation du Burundi Occidental : Travaux de l'Université officielle de Bujumbura.173 p.
- Mosango, M. et Lejoly, J., 1990. La forêt humide à *Piptadeniastrum africanum* et *Celtis mildbraedii* des environs de Kisangani (Zaïre). Compte rendu de la douzième plénière de l'AETFAT. Hambourg.23 : 853-870 : 4 tab., 4 fig.
- Nzigidahera, B., 2000. Étude de la biodiversité nationale et identification des priorités pour sa conservation. Bujumbura, Burundi, 126 p.
- République du Burundi, Ministère de l'intérieur, 2008. Résultats définitifs du 3^{ème} recensement général de la population et de l'habitation du Burundi.
- Spichiger, R.E., Savolainen, V.V, Figeat, M. et Jeanmonod, D., 2002. Botanique systématique des plantes à fleurs. Une approche phylogénétique nouvelle des angiospermes des régions tempérées et tropicales. IIème édition. Presses polytechniques Romandes, 413 p.
- Skopon, N., Biau, S.H., Ouinsavi, Ch., Hunhyet, O., 2006. Bases techniques pour une gestion durable des forêts claires du Nord-Bénin : rotation, diamètre minimal d'exploitabilité et régénération. In : Bois et Forêts des tropiques, n°287 (1) : 45-57.
- Troupin, G., 1978. Flore du Rwanda : Spermatophytes. Vol 1. Annales du Musée Royal de l'Afrique Centrale, Tervuren (Bruxelles). Série in- 8° Sciences Econ. N°9, 413 p.
- Troupin, G., 1983. Flore du Rwanda : Spermatophytes. Vol 2. Annales du Musée Royal de l'Afrique Centrale, Tervuren (Bruxelles). Série in- 8° Sciences Econ. N°13, 603 p.
- Troupin, G., 1985. Flore du Rwanda : Spermatophytes. Vol 3. Annales du Musée Royal de l'Afrique Centrale, Tervuren(Bruxelles). Série in- 8° Sciences Econ. N°15, 729 p.
- Troupin, G., 1988. Flore du Rwanda : Spermatophytes. Vol 4. Annales du Musée Royal de l'Afrique Centrale, Tervuren (Bruxelles). 651 p.
- UICN, 2011. Parcs et réserves du Burundi : Évaluation de l'efficacité de la gestion des aires protégées, 107 p. En ligne sur : [http : www.uicn.org](http://www.uicn.org)
- Wibereho, W., Habonimana, B. et Nzigidahera, B., 2010. Impacts des mesures de protection sur la physionomie de la végétation du Parc National de la Kibira à Bugarama. Bulletin Scientifique de l'INECN : n°8 : 35-43.