

changement profond du type de végétation ni de la flore (Jaffré T., *et al*, 1998). Ceci traduit la capacité du système écologique à répondre à une perturbation par le retour au stade ayant précédé celle-ci.

Dans la SRF *Euphorbiaceae*, *Rubiaceae* et *Annonaceae* sont les familles les plus importantes (diagramme 4). On remarque dans la SMD bien que *Hymenocardia acida* Tul. et *Maprounea africana* Müll. Arg. sont dominant, leur proportion reste faible par rapport à la SRF, de même pour la famille *Euphorbiaceae*. Dans la SRF *Maprounea africana* Müll. Arg. est plus représenté que *Hymenocardia acida* Tul ; *Maprounea africana* Müll. Arg. résiste mieux au feu grâce à son écorce épais.

La diversité est faible dans les parcelles 3 et 5 dont la nature du substrat sur lequel elles reposent (annexe 7) peut jouer un rôle important dans l'installation des espèces ne pouvant pas supporter ces rudes conditions. Sur sol pauvre, les travaux de Louppe *et al* (1995) montrent que dans les parcelles protégées du feu il y a 6 fois moins d'espèces, 32 fois moins d'individus et une surface terrière réduite de neuf dixième.

La parcelle 6 dans la SRF (lisière), bien que soumise aux feux, repose sur un sol humifère de bas fond lui offrant des conditions favorables à l'installation d'autres espèces. Les parcelles 7 et 8 de la SRF se trouvent dans un kraal et sont utilisées comme pâturage. Celles-ci sont parcourues par un feu hâtif pour permettre au bétail d'avoir de l'herbe verte pendant la saison sèche. Ici aucun accident n'est à craindre car le brûlage précoce bien conduit supprime tout risque d'un second incendie au cours de la même saison sèche.

Jacquin (2010), affirme qu'à l'échelle intra annuelle, les feux précoces dans la saison sèche favoriseraient le développement des espèces ligneuses en désavantagant les espèces herbacées

Les travaux de la FAO autour de Lubumbashi montrent que le feu précoce est moins nocif que le feu tardif et laisse une chance aux semis qui ne pourront se reproduire que plus tard. Ce rapport affirme aussi qu'en utilisant le feu hâtif, il faut plus de temps pour voir l'élimination des sujets âgés. Nous estimons que la faible composition floristique dans la SRF (d'une façon générale) avec forte présence des espèces adaptées aux conditions rudes témoigne l'intensité des perturbations écologiques auxquelles elle est sujette.

En analysant les résultats de l'inventaire parcelle par parcelle, on remarque que la lisière dans la SMD, présente une composition floristique très évoluée avec un taux de recouvrement

important (figure 6). Nous pensons donc que la succession secondaire après incendie des ligneux, se limite donc à un phénomène de retour au stade initial (avant incendie) dans les parcelles éloignées de la forêt. La présence dans les lisières de la SMD des espèces de la jachère pré forestières et forestières (*Trema orientalis* (L.) Blume, *Tetrorchidium didymonstemon* (Baill) Pax et K., *Albizia gummifera* (J.F. Gmel.) C.A. Sm., *Oncoba welwitschii* Oliv., *Harungana madagascariensis* Lam. ex Poir, etc.,) et des espèces forestières (*Eriocoelum microspermum* Radlk. ex De Wild., *Deinbolia acuminata* Exell, *Microdesmis puberula* Hook. f. ex Planch., *Musanga cecropioides* R. Br. ex Tedlie, *Myrianthus arboreus* P. Beauv., *Pseudospondias microcarpa* (A. Rich.) Engl., etc.,) témoigne de l'effet positif de la mise en défens et une preuve que cette savane est en contact avec la forêt.

Louppe *et al* (2008), affirme qu'*Albizia gummifera* (J.F. Gmel.) C.A. Sm., se rencontre dans les savanes proches de la forêt. Youta (1998) estime que le genre *Albizia* est présent dans les clairières et chablis ; leur présence en dehors de ces ouvertures témoigne de l'existence d'ancienne clairière sans les quelles ils ne pouvaient croître normalement.

La mise en défens a permis à certains bosquets de se maintenir, et même de s'étendre, ce qui ne serait pas possible dans les conditions des feux. Jacquin (2010), affirme que l'absence des pressions des feux favoriserait une régénération forestière.

Les moyennes des indices reprises au tableau 1 donnent des valeurs plus élevées dans la SRF que dans la SMD, ce qui s'explique par la faible diversité spécifique observée dans la SRF par rapport à la SMD. Le constat fait est que plus un peuplement est diversifié, les moyennes de ces indices sont faibles. Il est remarqué également qu'il ya une grande hétérogénéité entre les différents peuplements tant en SMD qu'en SRF car la variabilité est de loin supérieure à 15% (tableau 1).

Ceci montre qu'après 6 ans de protection contre feu, les espèces des savanes adaptées aux feux et aux conditions difficiles continuent de dominer dans la composition floristique de la SMD et la SRF. Statistiquement, il n'ya pas de différence entre la SMD et La SRF ($F = 2.04$, $P > 0.05$).

3.2. Densité des peuplements

Statistiquement, il n'y a pas de différence du point de vue densité entre la SMD et SRF ($F=3.05$, $P > 0.05$). Mais numériquement la densité des arbres dans les deux situations, (tiré de la figure 6 et du tableau 2) la SMD donne un résultat supérieur (403,88 individus/ha en moyenne) à celle de la SRF (256,38 individus/ha en moyenne). La même situation est observée dans les différentes formations végétales de la SMD et la SRF (figure 6).

Les résultats d'une étude conduite par la FAO (Tableau 8) dans la région de Lubumbashi (disponible sur <http://www.fao.org/docrep/T0748F/t0748f07.htm>) montrent qu'après 6 ans de mise en défens dans une forêt claire, la densité des parcelles peut doubler. Les chiffres obtenus après inventaire pour notre étude dans la SMD (403 tiges/ha en moyenne) sont généralement satisfaisants car ils avoisinent les chiffres obtenus par la FAO à Lubumbashi (tableau 3), par Dibi *et al*, (2008) au PNM en zone forestière (tableau 4) et par Bouko *et al* (2007) au Benin (tableau 5). Ces résultats sont supérieurs à ceux obtenus par Dibi *et al*, (2008) dans le PNM en savane (203 et 56 pieds/ha). Les résultats obtenus dans la savane arbustive sont faibles par rapport à ceux obtenus par Devineau (1997) au Burkina Faso où la densité est de 1500 pieds/ha.

Tableau 3. Progression du nombre de tiges par classe de circonférence

catégories de circonférences	1 ^{ère} année		6 ^{ème} année		9 ^{ème} année		11 ^{ème} année	
	nombre de tiges	%	nombre de tiges	%	nombre de tiges	%	nombre de tiges	%
0 - 29 cm	211	100	430	204	1190	564	1 709	810
30- 89 cm	66	100	80	121	83	126	117	177
90 cm et plus	40	100	34	87	33	82	34	87

Source : FAO (<http://www.fao.org/docrep/T0748F/t0748f07.htm>).

Tableau 4. Comparaison de densité de tiges et d'aires basales de différentes forêts.

	Densité	Aire basale
--	---------	-------------

Lieux	tige/ha	(m ² /ha)
Forêt classée Haut Sassandra (R32) [24]	385	33,8
Forêt classée Haut Sassandra (R24) [24]	417	29,79
Forêt classée Haut Sassandra (R15) [24]	503	33,29
Forêt semi-décidue Lamto [24]	-----	38,3
Forêt sempervirente Forêt classée de [25]	649	40
forêt galerie Parc de la Marahoué Résultat de ce travail	336	35,11
forêt semi-décidue Parc de la Marahoué de ce travail	344	35,08

Source : Dibi *et al*, (2008).

Tableau 5. Caractéristiques structurales des différentes formations végétales.

Formations	Densité (tiges/ha)	Surface terrière (m ² /ha)
Forêt claire	335 ± 45,1	21,91 ± 7,11
Savane boisée	380 ± 39,7	17,04 ± 5,69
Jachères	73 ± 12	06,20 ± 1,77
Champs	61 ± 6,8	05,66 ± 15,63

Source : Bouko *et al* (2007).

Les travaux de Louppe *et al* (1995) montrent que Le nombre d'espèces survivantes, après 58 années de passage du feu, n'est plus que de 20 pour 214 individus par hectare. Les travaux de Monnier (1990), montrent qu'après 30 ans de mise en défens la savane compte 21.780 individus contre 13.227 dans celle qui était soumise aux feux précoces et seulement 4.251 dans celle soumise aux feux tardifs.

3.3. Structure des peuplements

Une bonne analyse de la dynamique des peuplements tient compte de deux variables qui sont importantes : la structure verticale et horizontale (Mitja, 1992). Mitja (1992), affirme que la structure verticale offre entre autre un intérêt de pouvoir fournir un indicateur de richesse du site et que la structure horizontale rend compte de la répartition des individus dans le plan horizontal.

L'analyse des figures 9 et 10 traitant de la répartition des tiges par classe de circonférence et hauteur montre une diminution du nombre d'individus au fur et à mesure de l'augmentation de la circonférence et la hauteur. En observant la figure 9, on remarque que, la structure globale du peuplement n'est pas une asymptote décroissante ou un J inversé comme ce pourrait être le cas pour une forêt dense humide tropicale (Dibi *et al*, 2008), mais tend plutôt vers une distribution décroissante en L (Bouko *et al*, 2007). Il pourrait s'agir ici des populations en pleine croissance du fait du nombre très élevés des arbres petite circonférence

et un nombre très faible des arbres de grande circonférence. Cette thèse ne peut être confirmée ou infirmée que par les travaux de la dendrochronologie des arbres présents dans ce site.

On remarque également un écart assez profond entre la courbe de la SMD et celle de la SRF aussi bien pour la circonférence que pour la hauteur. La courbe de la SRF tombe rapidement vers zéro un peu plus avant que celle de la SMD et montre que dans la SRF on a un nombre très réduit des arbres de grande circonférence suite à l'action du feu.

Les travaux de Dupuy *et al.* (1997) repris dans la figure suivante montrent plutôt qu'il y a plus d'individus dans la 1^{ère} classe de diamètre dans la forêt exploitée et incendiée. Néanmoins l'allure générale montre qu'il y a plus d'individus dans la forêt exploitée que dans celle exploitée et incendiée.

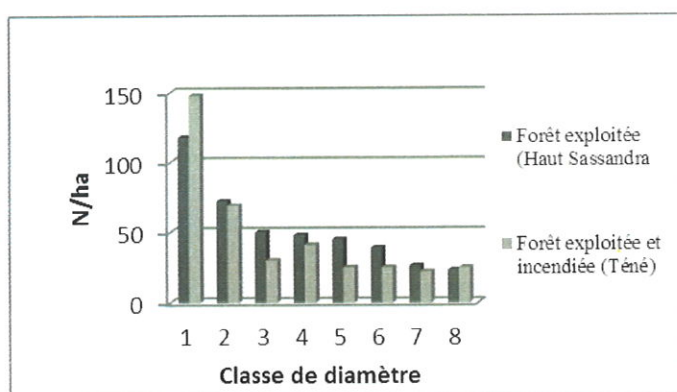


Figure 24. Régénération naturelle des essences principales en forêt semi décidue exploitée et incendiée.

Source : Dupuy *et al.* (1997).

Statistiquement, en analysant les surfaces terrières dans la MSD et la SRF on note que la différence est très significative ($F = 108.53$, $P < 0.0001$). La boîte à moustaches dans la figure 18 présente l'intervalle dans lequel sont groupés 50% des surfaces terrières et la barre épaisse à l'intérieur de la boîte indique la moyenne ; la barre en dessous indique la surface terrière minimale et la barre en dessus de la boîte indique la surface terrière maximale. La présence des individus figurant au dessus de la moustache supérieure est souvent considérée comme des individus aberrants (Cornillon, 2010). Ces individus pour notre étude sont majoritairement des individus de la lisière dont les valeurs de G s'écartent de la moyenne générale et ceci est une preuve de la forte variabilité qui caractérise l'ensemble des peuplements.

La figure 8 montre que les parcelles de la SMD ont des surfaces terrières plus élevées que les parcelles de la SRF. De même, dans les formations végétales on remarque que les moyennes

sont plus élevées dans la SMD que dans la SRF. Dans la SRF on remarque une hausse pour les parcelles 7 et 8, qui sont situés dans un kraal parcouru par un feu hâtif.

Les résultats obtenus dans la SMD sont faibles par rapport à ceux obtenus par Dibi *et al*, (2008) dans le PNM en zone forestières (tableau 4), mais ils sont satisfaisants par rapport à ceux obtenus par Bouko *et al*, (2007) au Benin en forêt claire, savane boisée, jachères et champs (tableau 5). Les résultats obtenus par Devineau (1997) en savane arbustive sont environ cinq fois supérieurs à ceux obtenus par notre étude dans la MSD.

La structure verticale (figure 10) qui est la distribution des individus par classe de hauteur, montre que la SMD est plus haute que la SRF. On peut également noter que le feu allumé souvent à des périodes critiques (fin de la saison sèche) ne permet pas aux ligneux de développer des ports (hauteurs et diamètres de tronc) importants. Cette différence dans la structure verticale de SMD et SRF est bien perceptible numériquement au niveau des densités de tiges (figure 7 et 8) et des surfaces terrières (statistiquement).

Un intérêt était porté sur la structure des espèces *H. acida* Tul. et *M. africana* Müll.Arg. qui sont dominantes dans la SMD et la SRF. Les résultats obtenus montrent que ces espèces sont plus abondantes dans la savane arborée de la SRF. Les individus les plus représentés se situent dans la classe de circonférence de 30 et de 40 dont la plupart ne dépassent pas 5 m de haut (figure 9 et 10 ; 11 et 12). Ce qui confirme les travaux de Devred (1956) dont les résultats montrent que ces espèces sont des pyrophytes et adaptés aux conditions extrêmes. Les résultats ont montré que le *M. africana* Müll.Arg. est bien plus adapté aux feux que *H. acida* Tul. , attribuable à l'écorce épaisse de *M. africana* Müll.Arg.

Les figures 11 et 12 montrent que ces deux espèces ont une bonne régénération tant dans la MSD que dans la SRF. Ces affirmations sont émises sous réserve tant que les travaux de la dendrochronologie ne les confirment pas, car nous estimons dans les conditions difficiles des sites, la taille des arbres ne peuvent pas forcément traduire l'âge des arbres.

Le *M. spinosa* Müll. Arg. (figure 13) qui est une espèce préforestière présente une bonne régénération dans la SMD. De même, le de *X. aethiopica* Dunal A. Rich (figure 14) qui est une espèce de la forêt secondaire présente également une bonne régénération. Ceci est un signe flagrant du processus de reforestation dans la MSD.

3.4. La régénération

Un intérêt était porté sur la régénération des espèces dans la SMD et dans la SRF. Des sous parcelles de 10 m x 10 m ont été installés dans chaque parcelle. Cet inventaire avait pour but d'analyser la régénération effective des espèces (Mitja, 1992), les effets des feux de brousse et les avantages de la mise en défens, mais également de prédire la future physionomie floristique.

Dans la SRF, les résultats d'inventaire réalisé dans les sous parcelles font état de l'absence totale des individus jeunes, même dans la parcelle 3 et 5 de la SMD. Clément (1982), affirme que dans une savane soumise aux feux de brousse la végétation arborée d'origine ne se reconstitue pas. Louppe *et al* (1995), affirment que les arbres adultes des espèces pyrophiles qui résistent encore aux feux peuvent continuer de se développer mais sans assurer la régénération et que les jeunes sujets, les perchis et les souches sont souvent détruits par le feu. Ils renchérissent que certains gaulis peuvent en réchapper, peut-être à l'occasion d'années très pluvieuses qui limitent l'intensité du feu. Mais avec la faible pluviométrie de la zone de notre étude il est peu probable que cette régénération soit possible après le passage du feu.

Dans la SMD, les résultats obtenus de façon générale (annexe 5 et 6) sont encourageants même si certaines inquiétudes demeurent sur la partie Nord de la savane (parcelles 3 et 5), situation attribuée au substrat. La nature hygrophile de la plupart des parcelles de la savane mise en défens (conséquence de la mise en défens) est favorable à la germination de très nombreuses plantules.

En analysant les fréquences des espèces (annexe 5) dans les sous parcelles de la savane mise en défens pour comprendre la distribution des espèces, la situation est telle qu'il y a une forte présence des espèces qui ne sont fortement représentées à l'état adulte. Les travaux de Mitja (1992) confirment ces faits.

On note: *Corynanthe paniculata* Welw. (8,06), *Macaranga spinosa* Müll. Arg. (8,06), *Heinsia pulchella* (G. Don) K. Schum. (6,45), *Hymenocardia ulmoides* Oliv. (6,45), *Xylopia aethiopica* Dunal A. Rich. (6,45), *Albizia adianthifolia* (Schumach.) W. Wight (4,84), *Croton sylvaticus* Hochst. ex Krauss (4,84), *Hymenocardia acida* Tul. (4,84), *Oncoba welwitschii* Oliv. (4,84), *Xylopia chrysophylla* Louis ex Boutique (4,84), *Xylopia hypolampra* Mildbr. (4,84).

Cette analyse nous permet de prédire un notable changement dans la composition floristique de la strate arborescente et arborée si la protection contre le feu dont jouit cette savane se

poursuit. Le rapport de la FAO sur l'étude menée dans les forêts claires autour de Lubumbashi montre que la mise en défens permet un enrichissement considérable, surtout chez les jeunes sujets.

Une analyse plus fine indique que parallèlement à l'accroissement du nombre d'individus, il se produit une nette amélioration dans la composition floristique. Les espèces les plus savaniques se raréfient au fil des années, de même que les indicatrices de situations dégradées (feu ou sol aride et pauvre).

3.5. Similitude entre la savane mise en défens et les parcelles sous régime des feux

La valeur du coefficient de similitude de Sorensen entre la SMD et la SRF est inférieure à 50% (43,24), ce qui indique qu'au niveau de la composition floristique, ces deux entités sont différentes l'une de l'autre (Dibi *et al*, 2008). En analysant ce coefficient parcelle par parcelle, les parcelles de la SMD ont une forte similitude. Entre la SMD et SRF, ce coefficient est très faible (annexe 8).

En comparant les grandes formations végétales (lisière, savane arborée et savane arbustive) de la SMD, il y a une forte similitude entre les parcelles de la lisière et celles de la savane arborée (71,91), tandis que entre les parcelles de la lisière et celles de la savane arbustive la similitude est moindre (32,78). Les parcelles de la savane arborée et de la savane arbustive présente également une similitude faible (41,66) (annexe 8).

Cette même comparaison montre qu'il y a une forte similitude entre les formations végétales de la SRF. La similitude est faible entre les formations végétales (lisière et savane arborée) de la SMD et la SRF, mais elle demeure élevée entre la savane arbustive de la SMD et la SRF (lisière, savane arborée et savane arbustive).

Les travaux de Dibi *et al*, (2008) ont montré que les différentes formations savaniques ont un coefficient de similitude inférieur à 50%, elles sont donc floristiquement différentes. Dans la MSD les parcelles P3 et P5 sont celles qui ne connaissent pas une évolution spectaculaire en termes d'espèces que le reste des parcelles de la savane mise en défens. Le sol (gravillons ferrugineux, cailloutis quartzeux) et la présence de blocs rocheux provenant de l'altération en boules du substratum dans ces parcelles peuvent en être la cause.

Nébié (2005), affirme que ces aspects néfastes inhérents au sol représentent une entrave au développement normal de la végétation, puisque les racines ne disposent que d'une faible épaisseur de sol exploitable. Les sols de ces zones sont généralement peu profonds (Doucet, 2003), et caractérisés par un lessivage oblique de l'argile vers le bas et par l'infiltration des eaux de pluie (Nébié, 2005). Leur structure est massive, fréquemment compacte, induré en surface (Devineau, 1997), leur richesse chimique est faible: déficience en chaux et en magnésium.

Devineau (1997) estime si pareil sol n'a jamais été cultivé, on doit d'ailleurs le considérer comme un stade de dégradation du pyroclimax sous l'effet du pâturage. Mais dans le cas de notre étude il s'agit plutôt d'une savane fortement anthropisée.

3.5. Effets du régime de feu dans la végétation ligneuse des savanes

Avant de parler des effets du feu sur la végétation ligneuse des savanes il importe de connaître les effets du feu sur certains paramètres écologiques desquels dépend la végétation. Le feu agit sur les propriétés des sols, sur la flore microbienne, leurs activités etc....

3.5.1. Effets du régime de feu sur les propriétés du sol

La première conséquence visible du feu est la modification de la couleur des sols pouvant servir d'indicateur de la sévérité du feu. Suite à une seule période incendiaire, on observe généralement une diminution de la stabilité structurale des sols. Les effets sur les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols sont fortement modulés par l'intensité du feu en raison des modifications que subit la M.O. à la fois quantitativement et qualitativement (Certini, 2005).

Le facteur principal est la sévérité du feu qui dépend des facteurs environnementaux impliqués dans les processus de combustion comme la quantité des combustibles, la nature et l'humidité des combustibles morts et vivants, la vitesse du vent et la topographie du site. Cette sévérité dépend de deux composantes : L'intensité et la durée du feu. Une forte intensité combinée à une longue durée du passage du feu entraînerait les plus gros dommages à la fois sur la végétation et sur le sol.

Le premier effet visible du feu sur les sols est la perte de matière organique allant de la faible volatilisation de certains composés, la carbonisation de cette matière et jusqu'à son oxydation complète (Guenon, 2010). La cendre issue des feux de brousse est vite emportée par le vent qui souffle fort durant les périodes où généralement les savanes sont incendiées. En plus du vent, il y a les premières pluies qui emportent par lessivage la matière organique, et il s'installe un cycle d'appauvrissement des sols des savanes soumises aux régimes des feux. Les effets du feu sur la M.O. dépendent fortement du type et de l'intensité du feu, de la teneur en eau du sol, du type de sol et de la nature de la M.O. brûlée. Toutes ces conditions sont de nature à ne pas permettre l'installation des espèces forestières dans les parcelles sous régime des feux.

Les effets d'un incendie sur les caractéristiques organiques des sols et leur intensité sont par conséquent très variables et peu généralisables (Guenon, 2010). Selon les travaux de Fernández *et al.* (1997) cités par Guenon (2010) sur les feux de forêt, une relativement faible température (220°C) entraîne la perte de 37% de la M.O. dans l'horizon superficiel (0- 10cm) atteignant toutes les formes de carbone mais à des taux différents : 70-80% de la cellulose et des hémicelluloses, 50% de la lignine et des composés hydrosolubles et 10-25% des lipides sont détruits. Sous l'effet du feu, la fraction humique diminue mais dans de moindres mesures que la fraction non humifiée.

Selon Fisher et Binkley (2000), cités par Guenon (2010), la chaleur produite par le feu entraîne la volatilisation de l'azote organique, mais une fraction de cet azote organique peut persister telle quelle ou être transformée dans les sols brûlés lorsque l'intensité du feu est faible ou modérée. La fertilité du sol, en particulier la teneur en azote minéral, subit des modifications brutales (par exemple production rapide puis lessivage rapide), accentuées dans les zones de pentes par l'érosion des cendres et des horizons superficiels.

Les résultats des travaux de Bismarck (2003) à Lamto (CI) montrent plutôt que le feu est bénéfique à la flore herbacée du fait qu'il augmente la teneur en azote du sol au profit des herbes et qu'il constitue un facteur de reproduction des écosystèmes savanicoles à dominance herbacée. Cette affirmation explique pourquoi les savanes sont riches en espèces herbacées car ayant la capacité d'utiliser l'azote issue de la cendre avant son lessivage.

Guenon (2010), affirme que si la végétation post-incendie comporte des espèces fixatrices d'azote, le pool d'azote sera rapidement recouvert voire même pourrait dépasser le niveau pré-incendie.

Les résultats de notre étude dans la savane mise en défens confortent cette thèse en ce que les légumineuses (*Fabaceae*) constituent la 2^{ème} famille après *Euphorbiaceae* (tableau 2), alors que cette famille est 5^{ème} sur 10 familles dans la SRF avec 24 individus sur 2051 (tableau 4).

Quant au phosphore, l'altération par le feu ne se fait pas de la même manière que l'azote puisqu'il est peu volatile et difficilement lessivé. Cependant, le brûlage de la végétation et des litières modifie fortement sa disponibilité notamment en minéralisant le phosphore organique en orthophosphate PO_4^{3-} (Cade-Menun *et al.*, 2000) qui est la seule forme du phosphore utilisable dans le monde vivant. Certini (2005), affirme que ce pic de disponibilité peut rapidement disparaître par des mécanismes de séquestration soit en se liant avec des oxydes

métalliques dans les sols acides (Al et Fe) soit à des particules minérales calciques ou par précipitation en phosphate de calcium dans les sols neutres et alcalins.

La disponibilité d'autres nutriments est également affectée par le feu mais dans une moindre mesure et à plus court terme. Cette disponibilité dépend évidemment du type de nutriment (Ca, Mg, K,...), des espèces végétales qui ont brûlé, des propriétés du sol, des processus de lessivage (Ekinci, 2006) et de leur solubilité. Les concentrations en Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} et SO_4^{2-} dans l'eau du sol augmentent immédiatement après incendie.

En plus des feux, la perte de ces nutriments dans les couches superficielles peut être imputée au phénomène d'érosion induit par le ruissellement de l'eau.

Les feux modérés sur les sols créent une fine couche continue et hydrophobe à sa surface diminuant ainsi sa perméabilité et augmentant ainsi le risque d'érosion (Robichaud, 2000). A l'inverse, une forte intensité de feu entraîne la désorganisation complète de la structure des sols et de leur stabilité par la perte de la matière organique qui joue un véritable rôle de ciment (Guenon, 2010).

Ces auteurs montrent qu'à ces effets s'ajoute également une diminution de la capacité d'échange des sols diminuant ainsi leur aptitude à retenir les nutriments et donc leur fertilité. Ceci est une preuve que le feu diminue la capacité au champ des sols brûlés et en conséquence entraîne l'augmentation du ruissellement et des phénomènes d'érosion diminuant ainsi les particules fines telles que les argiles. La chaleur du feu dénature les acides organiques entraînant de fait une forte augmentation du pH des sols.

3.6.2. Effets du feu sur les communautés microbiennes et leurs activités

Guenon (2010), classe les effets du feu sur les micro-organismes en deux catégories : les effets directs de la calcination du sol et les effets indirects via les modifications à plus long terme de la végétation et des propriétés physico-chimiques du sol. Cette végétation qui recolonise le milieu dépend quant à elle des conditions physico-chimiques et des ressources disponibles engendrées par le feu.

a. Effets directs des incendies sur les propriétés microbiennes du sol

Les effets directs concernent toutes les modifications immédiates induites par l'incinération ou une augmentation importante et brutale de la chaleur. Les effets du feu sont les plus importants dans les couches superficielles du sol (par exemple l'horizon organique lorsqu'il

existe et les premiers centimètres de l'horizon minéral) où l'abondance et l'activité des micro-organismes sont les plus importantes.

L'élévation de la température induite par le feu entraîne une diminution de la biomasse microbienne pouvant aller jusqu'à la quasi stérilisation des couches superficielles (Guenon, 2010). L'humidité des sols est le facteur majeur qui contrôle l'impact du feu sur les propriétés biologiques des sols. Choromanska et DeLuca (2002), ont montré que sous l'effet du feu, la vitesse de propagation des températures augmentait avec l'humidité des sols, probablement à cause d'une meilleure conduction de la chaleur par l'eau par rapport à l'air, ce qui engendrait une perte supérieure de biomasse microbienne.

Le feu agit négativement sur la fragile symbiose entre les plantes vasculaires et les mycorhizes dont les dommages augmentent proportionnellement avec la sévérité du feu. Cependant, l'application de faibles feux de manière préventive permettait l'adaptation de communautés microbiennes devenues résistantes aux feux naturels.

b. Effets indirects des incendies sur les propriétés microbiennes du sol

On distingue deux types d'effets indirects du feu sur les communautés microbiennes : les effets abiotiques et les effets biotiques :

1. Les effets abiotiques

Les effets abiotiques d'un incendie sur les caractéristiques microbiennes concernent les modifications engendrées par des changements d'insolation ou de microclimat, des changements physico-chimiques du sol (texture, pH, disponibilité des nutriments, imperméabilisation, teneur en M.O.), ou encore l'impact des charbons.

2. Les effets biotiques

Ces effets seraient les facteurs clés du contrôle à long terme de la dynamique microbienne. L'effet le plus important est conduit par une modification de la dynamique végétale post-incendie.

Après un ou plusieurs incendies, la dynamique de recolonisation des écosystèmes par la végétation dépend du niveau de dégradation du milieu induit par le feu (sévérité et récurrence), de la qualité et de la quantité de ressources restantes dans le milieu. Le feu en appauvrissant les sols augmente la compétition pour les nutriments (N et P) entre plantes et

micro-organismes et induit le développement d'une végétation adaptée à ces conditions d'infertilité.

La dominance dans notre inventaire des espèces pyrophytes telles que *Hymenocardia acida* Tul., *Maprounea africana* Müll. Arg., *Nauclea latifolia* Smith, *Bridelia ferruginea* Müll. Arg. et *Annona senegalensis* Pers., est une conséquence des feux répétés tant dans la SMD (avant la mise en défens) que la SRF. Cette évolution de la végétation suite aux feux répétés s'accompagne de changements de qualité des apports organiques conditionnant ainsi les activités microbiennes et la dynamique de recyclage de la matière.

En effet, le lien étroit qui existe entre les plantes et les communautés microbiennes du sol influence la restauration de la structure des fonctions des communautés microbiennes (Trabeau, 1989). Cette restauration après le passage du feu, est principalement contrôlée par la dynamique de la végétation et donc par la disponibilité et la qualité de la matière organique. Ceci permet la reconstitution des stocks de matière organique des sols notamment en ralentissant les processus de minéralisation et d'oxydation par les communautés microbiennes du sol.

La mise en défens conduit à la restauration de la structure des fonctions des communautés microbiennes et instaurent des conditions favorables à l'installation des espèces pré forestières et forestières, pour des savanes situées à proximité des zones forestières. De plus, le feu contrôlerait de manière indirecte la survie et la recolonisation par les organismes du sol en diminuant et en transformant la ressource (M.O.) et en modifiant les propriétés des sols.

La récurrence des feux induit des changements dans la structure des communautés fongiques, diminue la disponibilité du C et de N et diminue la biomasse microbienne.

Guenon (2010), affirme que l'impact de cette récurrence du feu va dépendre de la situation géographique des zones incendiées et des conditions du milieu telle que la disponibilité de la M.O.

3.6.3. Effets des feux sur la végétation ligneuse

Tous les faits précités n'agissent que de façon indirecte sur la végétation. Les effets du feu sur la végétation et la dynamique sont bien visibles. Le feu agit en termes de pression de sélection sur les stratégies adaptatives des plantes en modifiant les traits morphologiques et physiologiques (Guenon, 2010). Le feu confère aux plantes des capacités de résistance à la chaleur (écorce épaisse lignifiée, cas de *Maprounea africana* Müll. Arg. et *Psorospermum febrifugum* Spach ; écorce épaisse riche en eau cas de *Steganotaenia araliacea* Hochst), en

stimulant le rejet de souche (*Annona senegalensis* Pers., et *Bridelia ferruginea* Benth., *Albizia adianthifolia* (Schumach.) W. Wight) et la tolérance à la sécheresse.

Il conduit notamment l'avènement d'espèces opportunistes pyrophytes en créant des conditions de milieu qui sont favorables à leur régénération notamment en éliminant certains facteurs limitant (agents allélopathiques et phytotoxiques) et en réduisant la compétition pour la ressource (quantité de lumière, les nutriments et l'eau) et pour l'espace.

Ces conditions permettent l'implantation de plantes à graine telles que des thérophytes et les plantes qui rejettent.

La diversité végétale après un feu est donc fortement dépendante à la fois de la taille, de la composition de la banque de graines et de la capacité de certaines espèces à rejeter mais également de la sévérité du feu (intensité, durée et période) sur les organes de survie.

Dans la SRF, les espèces du stade pré forestier et forestier sont quasi absentes. Guenon (2010), affirme que les incendies peuvent rendre le retour des espèces des stades secondaires plus difficile et plus long. Trabeau (1989), affirme que la fréquence du passage du feu a un effet sur la composition floristique des écosystèmes, en sélectionnant les espèces qui continueront à faire partie de la végétation d'une région donnée.

Les travaux de Dupuy *et al.* (1997) dans les forêts du Haut assandra (sic) et Téné en Côte d'Ivoire montrent que le taux de mortalité 2 ans après le passage du feu est de 23% pour les parcelles témoins et 53% pour les parcelles éclaircies. Ils confirment que l'impact du feu est sensible dans toutes les strates du peuplement. Ces auteurs affirment également que les feux détruisent une grande partie de la régénération naturelle installée et du peuplement adulte.

Le feu a un pouvoir sélectif sur des communautés végétales adaptées aux faibles conditions de ressource avec un potentiel de compétition souvent fort. Ces communautés végétales sont riches en composés allélopathiques, phytotoxiques et limitent la colonisation par une nouvelle végétation.

Ces conditions, associées aux effets des feux répétitifs dans la SRF sont décisifs dans l'installation des espèces du stade pré forestier et forestier.

Dans la zone sous étude, les feux de brousse interviennent généralement à la fin de la saison sèche et en début de l'après - midi, période pendant laquelle les herbes sont bien sèches et les conditions atmosphériques sont extrêmement favorables à la propagation du feu. Ces facteurs,

associés à la topographie de la région sont déterminants dans l'intensité du feu et de son effet sur la végétation.

Les feux répétitifs sont responsables de diminution de la capacité de reconstitution spontanée des peuplements forestiers et d'altération grave de la dynamique de retour de l'écosystème.

Ils permettent l'installation des herbacées (Dibi *et al*, 2008). En effet, à l'opposé de la strate herbacée qui se renouvelle dès les premières pluies, une partie de la strate arbustive peut disparaître, contribuant ainsi à réduire la densité et la diversité de cette dernière (Dibi *et al*, 2008). Ces adventices bloquent ou ralentissent fortement le développement de la régénération naturelle (Dupuy *et al*, 1997). Mais la mise en défens conduit à leur disparition et à la réduction du risque d'incendie des savanes étant privées du combustible.

Ces adventices sont fort concurrentiels de la végétation ligneuse et seraient responsables de l'absence des jeunes plants dans les sous parcelles de la SRF.

Le fait aussi que l'inventaire pour notre étude soit fait pendant la saison sèche pourrait justifier l'absence des plantules dans ces sous parcelles. Malgré ce fait, Guenon (2010) affirme qu'au même titre que l'érosion, le brûlage appauvrit progressivement le sol en matière organique et en nutriments jusqu'à un certain seuil au-delà duquel les fonctions microbiennes, en particulier les activités de minéralisation, peuvent être durablement altérées par une trop grande récurrence d'incendies. D'une manière générale, l'effet de l'incendie se traduit principalement par un changement de la structure de la végétation, engendré par la modification de l'abondance relative des principales composantes de la flore (Jaffré *et al*, 1998).

D'après l'expérience de la FAO à Lubumbashi, entre les inventaires de la 6^{ème} et 9^{ème} année (malgré deux années de protection réussies), suite à un feu accidentel, le nombre de tiges est passé de 100% à 28%, pour la catégorie des 29 cm et à 89% pour ceux de 30-89 cm et à 75% pour les 90 cm et plus. Ce rapport affirme que de plus, bien d'autres arbres, parmi les dimensions supérieures, seraient morts si pareil accident s'était reproduit l'année suivante. On voit bien que tout le bénéfice de six années de protection réussie a été perdu et même davantage puisque le nombre d'individus a sensiblement diminué.

Les feux tardifs sont la cause de la régression importante et conduit indubitablement à la formation d'une savane de moins en moins boisée. Ceci est un argument fort pour justifier dans le cas de notre étude, la faible densité et richesse spécifique observées dans la SRF et même l'absence des jeunes plants dans les sous parcelles y installées.

Mitja (1992), affirme que *Crossopteryx febrifuga* (Afzel. ex G. Don) Benth. et *Hymenocardia acida* Tul. sont typiques des savanes guinéennes pré forestières, ce qui montrent que les savanes qu'elles colonisent peuvent évoluer vers une formation forestière en absence des feux et une raison pour dire que ces savanes sont anthropiques.

3.7. Comparaison de la productivité spécifique de la SMD et de la SRF

En foresterie, les peuplements et leurs accroissements sont généralement exprimés en volume de bois. Ces volumes peuvent être exprimés par enstérage ou application des tarifs de cubage (Devineau, 1997). Pour notre étude, le volume de bois est obtenu par la relation $V = G \times H \times f$ décrit dans la méthodologie.

Les résultats de l'étude présentés à la figure 15, 16 et 17 montrent que c'est dans la SMD qu'il y a un plus grand volume de bois plus de biomasse et de carbone.

Statistiquement, les différences entre la SMD et la SRF concernant le volume de bois, la biomasse ainsi que le carbone sont très significatives. On note respectivement $F = 148.48$, $P < 0.0001$, 167.36 , $P < 0.0001$ et 167.36 , $P < 0.0001$.

Les figures 21, 22 et 23 présentent les résultats de ces analyses et les boîtes à moustaches présentent les intervalles dans lesquels sont groupés 50% des valeurs de volume, biomasse et carbone. Les barres épaisses à l'intérieur des boîtes indiquent les moyennes ; les barres en dessous indiquent le volume, la biomasse et le carbone minimal et la barre en dessus de la boîte indique la valeur maximale. On remarque également qu'il ya beaucoup d'élément aberrant en dehors des boîtes à moustache qui sont en fait les individus de la lisière qui s'écartent de la moyenne générale et preuve d'une forte variabilité au sein des peuplements comme c'était le cas pour la surface terrière.

On remarque que les parcelles situées dans la lisière (1, 2 et 8) présentent un volume, une biomasse et du carbone plus élevés. Ces valeurs en volume, biomasse et carbone sont de façon générale supérieure à l'ensemble des autres formations végétales présentes. Dans cette formation végétale, on rencontre des grands arbres dont la circonférence varie entre 80 à 150 cm. Ensuite viennent les parcelles de la savane arborée (4, 6 et 7). On remarque une hausse dans la parcelle 7 qui est dû à sa densité plus élevée (497 individus) par rapport aux deux autres parcelles (309 et 366 individus) de sa catégorie.

Les parcelles 3 et 5 de la savane mise en défens qui sont dans la savane arbustive sont les plus pauvres en termes de volume de bois, biomasse et carbone. Les résultats en volume obtenus dans la parcelle 3 et 5 sont faibles par rapport aux résultats de Devineau (1997) qui a obtenu 18,2 m³/ha en savane arbustive au Burkina Faso. C'est dans ces parcelles (3 et 5) que l'on note le plus grand nombre des arbustes et une densité la plus faible.

Dans la SRF, ce sont les parcelles situées dans la savane arborée qui ont un volume de bois, une biomasse et carbone plus élevé que les deux autres formations végétales (figures 18). Les Pt7 et 8 sont situées dans une zone de Kraal qui est parcourue par des feux hâtifs dans le but de fournir au bétail de l'herbe verte pendant la saison sèche. La parcelle témoin située dans la lisière (Pt6) se révèle pauvre en volume de bois, biomasse et carbone suite à sa faible densité (Figure 6).

Les résultats des travaux de Bellier *et al.*, (1969), réalisés dans une savane à rôniers montrent plutôt qu'une savane proche d'une forêt peut évoluer vers une forêt malgré l'action du feu. Le fait que la savane en question est une savane incluse dans un bloc forestier peut être déterminant dans leurs conclusions.

Dans la SRF, les parcelles 1, 2, 3 et 4 situées dans la savane arbustive comme celle de la SMD sont très pauvres en volume de bois en biomasse et en carbone (figure 15 - 17). Nous pensons qu'en plus de l'action du feu il y a la nature du substrat (ferrugineux) qui peut jouer un rôle important dans le développement des arbres.

Sur le plan spécifique, *Hymenocardia acida* Tul., *Anthocleista vogelii* Planch, *Albizia lebbbeck* (L.) Benth., *Maprounea africana* Müll. Arg. sont les espèces les plus importantes en termes de surface terrière, volume de bois, biomasse et carbone dans la MSD, tandis que dans la SRF ce sont *Hymenocardia acida* Tul., *Maprounea africana* Müll. Arg. et *Bridelia ferruginea* Benth. les espèces les plus importantes. *Hymenocardia acida* Tul doit sa place dans ce classement suite à sa densité élevée tandis qu'*Anthocleista vogelii* Planch doit sa place dans ce classement suite à sa croissance rapide quand bien même qu'il a une densité faible.

Les différences observées entre la lisière, la savane arborée et arbustive tant dans la SMD que dans la SRF sont dues en grande partie à la différence de leur structure et de leur composition floristique. Les moyennes obtenues dans la SMD en termes de volume, biomasse et carbone sont respectivement : 36 m³/ha, 28,8t/ha et 14,4tC/ha. Ces valeurs rapportées à 200 ha qui

représentent la superficie totale de la SMD, donnent a respectivement : 7200 m³ pour le volume de bois, 5760 t pour la biomasse et 2880 tC/ha pour le carbone.

D'après Grâce *et al* (2006) le stock de carbone hors sol dans les savanes du monde entier varie, considérablement selon l'étendue du couvert forestier. Il va de 1,8 tC/ha où les arbres sont absents, à plus de 30 tC/ha où le couvert d'arbre est important. Ils affirment que la productivité moyenne des savanes varie de 1 à 12 tC/ha/an et que les valeurs inférieures sont surtout trouvées dans les savanes arides et semi-arides qui de la plupart de vastes régions d'Afrique.

Dans notre étude le taux de carbone (limité aux ligneux) après 6 ans de mise en défens reste relativement faible dans certaines parcelles, surtout de la savane arbustive. Les résultats obtenus dans la lisière (20,7tC/ha) de la SMD sont satisfaisants par rapport aux résultats obtenus dans d'autres pays. Par exemple Ryan *et al* (2011), ont obtenu 29,7tC/ha dans les savanes boisées de miombo en Mozambique.

Ibrahima et Abib Fanta (2008) ont trouvé à Ngaoundéré (Cameroun) que la quantité totale de carbone est de l'ordre de 81,48 et 118,36 tC/ha respectivement pour la savane arbustive et arborée. Dans la savane arborée, l'essentiel de carbone est stocké dans la phytomasse des arbres (65,30 tC/ha) et dans le sol (48,37 tC/ha); la contribution des arbustes (3,83t/ha) des herbacées (0,30t/ha), des racines (1,96 tC/ha) et des litières (1,88 tC/ha) est faible, moins de 5% de carbone totale. Par contre, dans la savane arbustive, le sol constitue le principal réservoir de carbone (74,35 tC/ha). Les autres composantes à savoir les arbustes (0,66 tC/ha), les herbacées (3,15 tCha), les racines (1,98 tC/ha) et les litières (1,34 tC/ha) ont une contribution très faible, moins de 9% de la quantité totale de carbone.

Mushini *et al*, (2010) ont obtenu 19,2tC/ha dans leurs travaux réalisés dans les zones boisées Miombo de la Southern Highlands de Tanzanie.

3.8. Processus de reforestation

Les observations faites sur terrain montrent que l'envahissement de la savane par la forêt commence par la pénétration d'un certain nombre d'espèces pouvant être qualifiées de pionnières (Youta, 1998). Ces éléments colonisateurs s'implantent de manière isolée ou se regroupent. Leur densité diminue au fur et à mesure qu'on avance dans la savane, ce qui

aboutit à la constitution des bosquets et d'îlots des forêts dont la fréquence diminue dans le même sens (Youta, 1998).

En fonction de la position de chaque parcelle (proche de la forêt, un cours d'eau, présence d'un bosquet) nous avons remarqué selon le cas une sorte de série progressive. On note qu'en plus des espèces savaniques qui ont une forte dominance, il y a une présence remarquable des espèces typiquement pré forestières et forestières.

Dans les parcelles de la lisière (1, 2 et 8) et celles portant un bosquet (7), le processus de la régénération commence par une disparition des graminées qui cèdent la place à *Chromolaena odorata* (L) R. King et H. Robinson, une espèce au pouvoir envahissant remarquable. La parcelle 6 bien que n'étant pas dans la lisière, jouit de l'influence de la forêt qui est à proximité et qui influence fortement sa composition floristique.

Les graminées forment une touffe importante au sol (surtout dans la savane arbustive) et empêchent certaines graines d'atteindre le sol et pouvoir germer. Les parcelles installées dans ces lieux comptent moins d'arbres. La progression de la forêt par la lisière et les bosquets est évidente car il y existe des arbres adultes que l'on peut des semenciers pouvant jouer un rôle capital dans la dissémination des espèces.

L'absence du feu fait perdre aux graminées leur pouvoir envahissant qui privées de lumière périssent au profit de *Chromolaena odorata* (L) R. King et H. Robinson. Cette espèce offre l'avantage du fait qu'à l'absence du feu il devient lianescent et à la fin de son cycle végétatif, laisse toujours des vides au sol qui désormais devient accessible à certaines graines qui y trouvent une occasion de germer. Dibi *et al* (2008) ont trouvé plutôt que dans le PNM cette espèce était défavorable à la régénération des essences forestières.

Les travaux de Youta (1998) montre que dans les bosquets installés sur termitières, les fourrés de *Chromolaena odorata* (L) R. King et H. Robinson constitue un pare feu. A partir de ces points d'ancrage de la forêt sont produites les graines qui, dispersés par le vent ou les oiseaux, permettront progressivement une colonisation intégrale de la savane.

Dans les endroits colonisés par *Chromolaena odorata* (L) R. King et H. Robinson, on remarque la forte présence d'*Anthocleista vogelii* Planch, qui avec ses larges feuilles crée de l'ombre au sol, ce qui défavorise les espèces herbacées. A la suite de cette espèce, s'installent le *Macaranga monandra* Müll. Arg., *Macaranga spinosa* Müll. Arg., *Tetrochidium didymonstemon* (Baill.) Pax & K. Hoffm. Etc... Ces espèces et leur pouvoir colonisateur à

l'absence du feu contribuent davantage à la disparition de plusieurs espèces herbacées. Ces espèces dites de fermeture (Youta, 1998), semblent s'accommoder aux conditions de milieu plus éclairé, et se multiplie en grand nombre pour occuper l'espace disponible. Elles constituent les éléments de la pénétration de la forêt en savane. A partir de la lisière, elles émettent des graines pouvant germer en savane.

Proche de la lisière, *Alchornea cordifolia* (Schumacher & Thonn.) Müll. Arg., et les autres lianes de la forêt, en s'appuyant sur les branches des arbustes et des petits arbres, développant des excroissances latérales qui atteignent très souvent les arbustes de la savane qu'elles recouvrent de leur feuillage. Privés de lumière, ces arbres xérophiiles finissent par être étouffés. Par endroits, ces mêmes lianes s'implantent en savane et y développent des excroissances nombreuses, qui en s'inclinant de tout côté densifient l'ombrage au dépens des graminées, et concourent à l'installation des espèces forestières.

Excepté la partie Nord, les parties Nord-Ouest et Sud de la savane accusent une grande avance de conversion (figure 3). La faible conversion de la partie Nord est liée à la nature du sol. Au regard de la composition floristique de cette partie de la savane et comparativement aux travaux de Devred (1956) ce sol (ferrugineux) a atteint un stade ultime de régression.

Certains arbres des espèces purement forestières : *Blighia welwitschii* (Hiern) Radlk., *Trichilia gilgiana* Harms, *Microdesmis puberula* Hook. f. ex Planch., *Eriocoelum microspermum* Radlk. ex De Wild., etc...au regard de leurs circonférences sont résiduels des anciennes formations forestières qui ont pu résister aux feux avant la mise en défens. Ces arbres sont d'une importance notable dans le processus de reforestation au vu de leur taille (âge), en ce qu'ils constituent des semenciers.

En effet, toutes les expériences de mise en défens des savanes pré forestières ont conduit à un boisement (Youta, 2008). Les résultats obtenus dans les sous parcelles avec une nette dominance des espèces pré forestières et forestières sont une preuve éloquente pour notre étude que toute chose restant égale, cette savane peut se convertir en forêt.

Conclusion générale et suggestions

Composition, structure et productivité

Les travaux entrepris dans la SMD et la SRF ont permis d'identifier 63 espèces végétales dans l'ensemble de toutes les parcelles de la SMD et la SRF. On note 62 espèces dans la SMD alors que dans la SRF on ne note que 17 espèces. Ces espèces se répartissent en 51 genres et 26 familles. Les espèces dominantes sont *Hymenocardia acida* Tul. et *Maprounea africana* Müll. Arg., et les familles dominantes sont : *Euphorbiaceae*, *Fabaceae* et *Rubiaceae*.

La moyenne générale des espèces est de 10 espèces par ha pour la SRF et 23 espèces par ha pour la SMD. Les résultats de cette étude ont montré que la SMD est plus diversifiée que la SRF mais cette diversité reste encore très faible par rapport à la diversité observée dans des zones forestières.

En fonction de la position de chaque parcelle de la MSD (proche de la forêt, un cours d'eau, présence d'un bosquet) il est remarqué, selon le cas, une sorte de série progressive. On note qu'en plus des espèces savaniques qui ont une forte dominance, il y a une présence remarquable des espèces typiquement pré forestières et forestières.

Les résultats obtenus dans les sous parcelles qui avaient pour but d'analyser la régénération, avec une nette dominance des espèces pré forestières et forestières sont une preuve éloquent pour notre étude que toute chose restant égale, cette savane pourra un jour se convertir en forêt et aussi du fait que la plupart des espèces purement savaniques étaient mal représentées dans les sous parcelles. Nous présumons que les espèces composant les sous parcelles vont contribuer à l'extension des lisières et bosquets ou îlots forestiers qui finiront par se joindre et faire disparaître complètement la savane.

La structure des peuplements révèle que la SMD dispose d'une surface terrière plus grande que la SRF. Dans l'ensemble, les arbres de la MSD sont plus hauts que les arbres de la MSR. En termes de productivité (biomasse, carbone et volume de bois), cette étude révèle que la SMD est plus productive que la SRF.

En analysant les résultats obtenus dans les formations végétales de la SMD en termes de diversité floristique, surface terrière, hauteur des arbres, volume de bois disponible, biomasse

et carbone séquestré, la lisière vient en tête suivie de la savane arborée et arbustive. Dans la SRF, la savane arborée se révèle plus importante que la lisière et la savane arbustive.

Dans chaque cas d'étude (SMD et SRF), le coefficient de communauté ou de similitude est très élevé entre les parcelles du même cas, mais en comparant ces deux traitements le coefficient de similitude est faible (43,23). Ce qui veut dire que sur le plan floristique la MSD est différente de la SRF.

Sur le plan de la productivité spécifique, *Hymenocardia acida* Tul., *Anthocleista vogelii* Planch, *Albizia lebbek* (L.) Benth., *Maprounea africana* Müll. Arg. sont les espèces les plus importantes en termes de volume de bois disponible et de surface terrière dans la MSD, tandis que dans la SRF ce sont *Hymenocardia acida* Tul., *Maprounea africana* Müll. Arg. et *Bridelia ferruginea* Benth. les espèces les plus importantes.

Il est montré dans cette étude que la mise en défens conduit à la restauration de la structure des fonctions des communautés microbiennes et instaurent des conditions favorables à l'installation des espèces pré forestières et forestières, pour des savanes situées à proximité des zones forestières. De plus, le feu contrôlerait de manière indirecte la survie et la recolonisation par les organismes du sol en diminuant et en transformant la ressource (MO) et en modifiant les propriétés des sols.

Les résultats de ce travail ont montré que 6 ans après la mise en défens, la végétation de la savane est en pleine évolution et que la mise en défens des savanes constitue un des moyens efficaces pour favoriser la régénération forestière aux alentours de Luki. Ces résultats attestent que le processus de reforestation a commencé bien avant la mise en défens, et confirment que la mise en défens de cette savane a permis à cette savane d'atteindre la structure actuelle. Ces résultats confirment également que la méthodologie de mise en défens utilisée par le WWF est efficace, du fait qu'elle a produit à ces jours des résultats palpables, et elle est à même d'être dupliquée dans les alentours de la RBL pour favoriser la régénération forestière. On note dans ce succès, la participation active de la population, même si la partie conscience relève encore des inquiétudes, mais reconnaissons que sans cette participation le succès qu'a ce projet de la mise en défens ne serait possible.

Ces résultats préliminaires contribuent à la compréhension de l'impact des conversions des savanes sur le changement climatique. Ceci permettra une prise de décision dans la gestion durable des savanes et la protection de l'environnement.

Retombées de la mise en défens.

Retombées économiques et sociales de la mise en défens

Le projet de la mise en défens initié par le WWF concerne directement la population des villages de Manzonzi/Khandi, Manzonzi/Lubamba et Lelo, Kizinga et Mao village. Indirectement, ce projet concerne les populations de Mao brigade, Mankaka et Hameaux. Il est vrai que cette mise en défens ne pouvait réussir si l'ensemble de ces populations n'était pas impliqué.

Nos observations ont porté sur les retombées du projet de la mise en défens sur le vécu de l'ensemble des populations.

De ces observations, il est ressorti que ce projet est bénéfique à l'ensemble des populations.

Un contrat est signé entre le WWF et l'ensemble des populations concernées dans le quel le WWF reconnaît verser à l'ensemble des populations 1000\$ US en raison de 5\$ US/ha/an, pour une superficie de 200 ha de savane mise en défens. Cet argent n'est versé aux populations que si durant toute l'année la savane n'est pas incendiée. Le WWF par l'ONG GRAED entretient la route allant de Tsumba kituti à Manzonzi au bénéfice des populations impliquées dans la gestion de la savane mise en défens.

La mise en défens est source d'emploi rémunéré, car tous les travaux (surveillance, entretien des pare feu et des routes) sont exécutés par les populations elles-mêmes. Chaque membre de la communauté est employé selon ses expériences. Feyerabend *et al*, (2000) pensent que la prise en compte des expériences des partenaires est un facteur important pour le succès d'une gestion participative. La diversité des actions étant un facteur clé dans le succès des projets, le WWF a mis en place des CLD et un GCD pour aider ces populations à résoudre leurs problèmes de développement.

La chasse est une activité pratiquée par la quasi-totalité des hommes (tout âge confondu).

La mise en défens s'accompagne d'un retour massif des animaux dans les voisinages des villages riverains. Un pareil retour des animaux ne serait pas possible si on y allumait des feux de brousse. Les animaux y ont ainsi trouvé de la quiétude et ont le temps de se reproduire. Ceci est une source importante de protéine animale pour l'ensemble des populations et une source des revenus.

Chaque matin, des acheteurs sillonnent en moto les villages impliqués dans la mise en défens, en quête de gibiers. Les fumoirs rencontrés le long de la route Boma - Matadi, précisément entre Monzi et Kinzau sont fortement alimentés par les chasseurs des villages impliqués dans la mise en défens.

Les animaux les plus rencontrés dans cette savane sont des antilopes, des gazelles, aulacodes, pangolins et les porcs épic. Nous avons été témoins de l'abondance des gibiers dans cette savane en délogant plus ou moins cinq antilopes et des civettes pendant nos travaux d'inventaire.

A l'avènement du projet REDD⁺ qui récompense les efforts de la conservation et d'augmentation du massif forestier dans et autour de la RBL, les populations impliquées dans la gestion de la SMD ont un argument fort pour bénéficier des dividendes dudit projet.

Ce travail a montré que la participation de la population est d'une grande importance dans le succès de la mise en défens. S'agissant du type de la participation, il s'agit d'une participation fonctionnelle dans la quelle la population travaille sur des objectifs prédéfinis par le projet, mais dans une certaine mesure elle participe à la prise de certaines décisions des actions devant amplifier les résultats du projet.

Retombées environnementales de la mise en défens

Depuis la révolution industrielle, la concentration atmosphérique du CO₂ a augmenté (Beyer *et al*, 2007) de 280 à 360 ppm (Muys, 2007), soit 25% (Silver et DeFries, 1990). La cause principale est la combustion des énergies fossiles, mais aussi les modifications d'affectation du sol qui entraînent encore toujours 20 à 25% des émissions totales du CO₂. En région tropicale, le déboisement annuel de 10 à 15 millions d'ha de forêts tropicales en est le principal problème.

Selon Muys (2007), la conservation des forêts empêche l'émission des gaz à effet de serre. Nous estimons que la mise en défens en contribuant à l'augmentation des surfaces couvertes d'arbres ou mieux du massif forestier constitue un des moyens efficaces pour lutter contre les émissions des gaz à effet de serre et au réchauffement climatique. D'après Muys (2007), un reboisement d'une parcelle auparavant détruite mène effectivement à une rapide séquestration du carbone, tant sous forme de la biomasse que dans le sol, avec une valeur atteignant 7,5 tonnes/ha/an. Puig (2001), affirme qu'une stimulation du développement des plantes pourrait

réduire la concentration du CO₂ dans l'atmosphère en permettant de stocker le carbone dans les tissus sous des formes résistantes comme le bois et l'humus.

Beyer *et al* (2007), affirment que pour 1 m³ de croissance, il y a absorption d'une tonne de CO₂ et une libération de 0,7 tonne d'O₂. Ces auteurs affirment également qu'il y a deux moyens de réduire le CO₂ dans l'atmosphère : soit en réduisant les émissions, soit en absorbant le CO₂ et en le stockant c'est-à-dire en augmentant les puits carbone. Il est reconnu que le bois a la capacité unique de faire les deux, et augmenter le massif forestier d'une région c'est accroître la capacité de stocker le CO₂ et de réduire son émission.

Grâce *et al* (2006), affirment que si les savanes sont protégées contre le feu et le pâturage, la plupart d'entre elles accumuleraient substantiellement de carbone.

En termes de biodiversité, nous attestons que la mise en défens des savanes est un moyen efficace pour rétablir la biodiversité dans un écosystème. Elle permet le développement des organismes adaptés aux conditions écologiques du milieu et permettent à l'écosystème d'évoluer vers le climax. Muys (2007), affirme que dès lors, les communautés locales optent souvent pour des arbres exotiques à croissance rapide, mais au nom du rétablissement de la biodiversité, il serait préférable qu'elles replantent des essences indigènes qui emportent avec elles un cortège d'organismes ayant coévolué. De plus, ces essences indigènes ont un bois souvent plus dense ce qui compense, au moins partiellement, leur plus faible croissance en volume.

Beyer *et al*, 2007 affirment que l'on s'attend à une augmentation de la température moyenne d'environ 0,1 à 0,4% par décennie. La mise en défens des savanes est un des moyens efficace pour contribuer à réguler le climat à l'échelle locale du fait que la couverture boisée qu'elle crée entraîne une diminution de l'albédo (réchauffement), mais en même temps une évapotranspiration plus élevée (refroidissement) et le recyclage de l'eau de pluie (Silver et DeFries, 1990).

Il est reconnu aux forêts tropicales un rôle important dans le refroidissement du climat mondial, par leur immobilisation du carbone (Puig, 2001), d'une part, et, par leur grande capacité d'évapotranspiration d'autre part. La mise en défens des savanes peut contribuer non seulement à augmenter le massif forestier (en cas de réussite) mais contribue aussi efficacement aux services globaux rendus à l'environnement.

Fort de ce qui précède, nous suggérons :

A. Aux chercheurs et au WWF,

- Toujours caractériser les savanes à mettre en défens et faire un inventaire floristique à la première année de la mise en défens, au cas où l'expérience devrait être dupliquée. Ceci permettrait de suivre l'évolution normale de la savane mise en défens année par année.
- Mener des études analytiques des sols dans différentes formations végétales et/ou parcelles de la SMD, pour approfondir les explications sur la flore qu'elles arborent.
- Suivre annuellement les parcelles et les sous-parcelles installées dans la MSD en vue de comprendre l'évolution de leur composition et structure et déterminer les accroissements annuels.
- Intégrer les travaux de la dendrochronologie pour estimer l'âge des peuplements de la SMD, ces travaux permettraient de déterminer la vitesse de la progression de la forêt.
- Installer des parcelles à l'interface lisière savane pour évaluer la vitesse de la colonisation de la savane par les éléments de la lisière.
- Continuer d'appuyer les populations riveraines en multipliant des projets et des activités génératrices des revenus promouvoyant le développement afin de libérer ceux-ci de la dépendance totale des produits de la forêt.
- Renforcer la sensibilisation

B. Aux populations locales avoisinant la savane de Manzonzi,

- Continuer de protéger la savane mise en défens en vue de sauvegarder les acquis de celle-ci.

C. A l'ERAIFT,

- Allouer aux apprenants des fonds conséquents pour les travaux de terrain en vue de préparation de leurs mémoires.



BIBLIOGRAPHIE

A. OUVRAGES (LIVRES, ARTICLES DES PÉRIODIQUES, REVUES SCIENTIFIQUES ET RAPPORTS)

- AUBREVILLE A. (1953) : *Les expériences de la reconstitution de la savane boisée en Cote d'Ivoire*. Revue Bois et Forêts des Tropiques, n°32, 7p.
- BAMBA I. (2010): *Anthropisation et dynamique spatio-temporelle de paysages forestiers en république démocratique du Congo*. Thèse de Doctorat. Université Libre de Bruxelles, Belgique, 205 p.
- BAMBA I., YEDMEL M. S., BOGAERT J. (2010): *Effets des Routes et des Villes sur la forêt Dense dans la Province Orientale de la République Démocratique du Congo*. European Journal of Scientific Research Vol.43 No.3 ISSN 1450-216X, pp.417- 429. Disponible sur <http://www.eurojournals.com/ejsr.htm>
- BAMBA I., MAMA A., NEUBA DFR, KOUAO J., KOFFI, TRAORÉ D., VISSER M., SINSIN B., LEJOLY J. & BOGAERT J (2008) : *Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas-Congo (R.D. Congo)*. Sciences & Nature Vol. 5 N°1, pp 49- 60.
- BISMARCK H. N. (2003): *Le feu de brousse, un facteur de reproduction des écosystèmes des savanes à dominance herbacées à Lamto (Cote d'Ivoire) ?* Sciences et médecine. Rév.CAMES – Série A vol. 02, 6 p.
- BUCINI G., (2010): *Woody cover in African savannas: mapping strategies and ecological insights at regional and continental scales*. In partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy. Colorado State University, USA, 160 p.
- BIEGS R. (2009) : *Rapport annuel WWF-Belgium*. 20 p.
- BELLIER L., GILLON D., GILLON Y., GUILLAUMET J.L. et PERRAUD A. (1969) : *Recherches sur l'origine d'une savane incluse dans le bloc forestier du bas Cavally (Cote d'Ivoire) par l'étude des sols et de la biocénose*. Cah.ORSTOM, Sér.Biol., N°10, 30 p.
- BEYER G., DEFAYS M., FISHER M., FLETCHER J., MUNCK E.D., JAEGER F.D., RIET C.V., VANDEWEGHE K., WIJNENDAELE, GONZE C., GUY J.C., COUTROT D., (2007) : *Luttez contre le changement climatique : utilisez le bois*. Wood in sustainable development. Bruxelles, Belgique, 84 p.

- BOUKO B.S., SINSIN B., SOULE B.G., (2007): *Effets de la dynamique d'occupation du sol sur la structure et la diversité floristique des forêts claires et savanes au Bénin*. TROPICULTURA, 25, 4, pp 221-227.
- BURROWS N.D. (2008): *Linking fire ecology and fire management in South – West Australian forest landscapes*. Forest ecology and management 255: pp 2394 – 2406.
- CADE-MENUN, B.J., BERCH, S.M., PRESTON, C.M., LAVKULICH, L.M., (2000): *Phosphorus forms and related soil chemistry of podzolic soils on Northern Vancouver Island II. The effects of clear-cutting and burning*. Canadian Journal of Forest Research 30, pp1726-1741.
- CERTINI G. (2005): *Effects of fire on properties of forest soils: a review*. Concepts, reviews and syntheses. Oecologia 143. DOI 10.1007/s00442-004-1788-8. Springer-Verlag, pp 1-10.
- CHOROMANSKA U., DELUKA T.H. (2002): *Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects*. Soil biology & biochemistry 34. Missoula MT 59812, USA, p 263-271.
- CLÉMENT J. (1982): *Estimation des volumes et de la productivité des formations mixtes forestières et graminéennes tropicales. Données concernant les pays de l'Afrique francophones au nord de l'Equateur et recommandations pour la conduite des nouvelles études*. Revues Bois et Forêts des Tropiques n°198, 4^{ème} trimestre. 24p.
- COONEY R. (2004): *The precautionary principe in biodiversity conservation and natural resources management*. IUCN policy and global change series n° 2.
- CORNILLON P.A., GUYADER A., HUSSON F., JEGOU N., JOSSE J., KLOAREG M., MATZNER L.E., ROUVIERE L. (2010) : *Statistique avec R*. 2^{ème} édition augmentée. Presses Universitaires de Rennes, société française de statistique, 274 p.
- DE FORESTA H : *Origine et évolution des savanes intramayombiennes (R.P. du Congo). II. Apports de la botanique forestière*. Paysages quaternaires de l'Afrique centrale atlantique. Disponible sur : http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers11-10/34796.pdf. Consulté le 04 Avril 2012.
- DEVINEAU J. L., LECORDIER C. et VUATTOUX R. (1984) : *Evolution de la diversité spécifique du peuplement ligneux dans une succession pré forestière de colonisation d'une savane protégée des feux (Lamto, Côte-d'Ivoire)*. Disponible sur : http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/43/49/47/PDF/Devineau_et_al_1984.pdf.
- DEVINEAU J. L. (1997) : *Evolution saisonnière et taux d'accroissement des surfaces terrières des ligneux dans quelques peuplements savaniques soudaniens de l'ouest Burkinabé*. Ecologie t, 28 (3), pp 217-232.

- DEVRED R., (1956) : *Les savanes herbeuses de la région de Mvuazi (Bas Congo)*. Publications de l'INEAC, série scientifique n° 65, 122 p.
- DIBI N.H., YAO C. Y. A., KOUAKOU N. E., KONE M. et YAO S. C (2008) : *Analyse de la diversité floristique du parc national de la Marahoué, Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire*. Afrique science 04(3) ISSN 1813-548X. Abidjan 02, Côte d'Ivoire, pp 552 – 579.
- DONIS C., (1948a) : *Essai d'économie forestière au Mayombe*. Publications de l'INEAC, série scientifique, 37, Bruxelles, 92p.
- DOUCET J.L., (2003) : *L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du centre du Gabon*. Dissertation originale présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur en sciences agronomiques et ingénierie biologique. Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux, Belgique, 390 p.
- DUARTE L. DA S., MELINA M. G. D.-S., SANDRA M. H. AND VALÉRIO D. P. (2006): *Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil*. Austral Ecology 31, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, A. Bento Gonçalves 9500 CP 15007, Porto Alegre, RS 91501-970, Brazil, pp 520–528.
- DUPOUEY J.L., PIGNARD G., BADEAU V., THIMONIER A., DHOTE J.F., NEPVEU G., BERGES L., AUGUSTO L., BELKACEM S., NYS C. (2002): *Stock et flux de carbone dans les forêts Françaises, in Comptes rendus de l'académie de l'agriculture de France*. INRA, Paris, 16p.
- DUPUY B., BERTAULT J.G., DOUMBIA F., DIAHUISSIE A., BREVET R., MIEZAN K. (1997) : *Régénération naturelle en forêt dense Ivoirienne de production*, in CIRAD-Forêt (1997). Bois et forêts des tropiques N° 24 – 4^{ème} trimestre, pp 25-38.
- DUVIGNEAUD P., (1953) : *Les savanes du Bas- Congo. Essai de phytosociologie topographique*. Revue Botanique, Lejeunia, Extrait 7, 192 p.
- EKINCI H. (2006): *Effect of Forest Fire on Some Physical, Chemical and Biological Properties of Soil in Çanakkale, Turkey*. International journal of agriculture & biology n° 8, pp102–106.
- FEYERABEND G.B., FARVAR M.T., NGUINGUIRI J.C., NDANGANG V.A. (2000) : *La gestion participative des ressources naturelles. Organisation, négociation et apprentissage par l'action*. Kasperek Verlag, Heidelberg, Germany, 108 p.
- GRÉGOIRE J-M., FOURNIER A., EVA H., et L. SAWADOGO, (2003) : *Caractérisation de la dynamique des feux et de l'évolution du couvert dans le Parc du W : Burkina Faso, Bénin et Niger. Mission d'expertise pour l'étude des feux de brousse et leur utilisation dans le cadre*

d'une gestion raisonnée des aires protégées du Complexe WAP. Centre commun de recherche (CCR). Commission Européenne. Ispra, Italie. 65p.

FAVIER C., NAMUR C. D. et DUBOIS M.A. (2004) : *Forest progression modes in littoral Congo, Central Atlantic Africa*. Journal of Biogeography (J. Biogeogr.) 31, pp 1445–1461.

FAVRICHON V., GOURLET – FLEURY S., BARHEN A., DESSART H., (1998): *Parcelles permanents en forêt dense tropicale humide. Elément pour une méthodologie d'analyse des données*. CIRAD – Forêt Campus international de Baillarguet. Série FORAFRI 1998 document 14, 30432 Montpellier Cedex 1, France, 67 p.

JAFFRÉ T., RIGAULT F., et DAGOSTINI G., (1998) : *Impact des feux de brousse sur les maquis ligno-herbacés des roches ultramafiques de Nouvelle-Calédonie*. Adansonia, série. 3 (20)1, Centre ORSTOM, Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 18 p.

GUÉNON R. (2010) : *Vulnérabilité des sols méditerranéens aux incendies récurrents et restauration de leurs qualités chimiques et microbiologiques par l'apport de composts*. Thèse pour obtenir le grade de docteur de l'université Paul Cézanne. Faculté des sciences et techniques, 248 p.

GRACE J., SAN JOSE J., MEIR P., MIRANDA H.S. and MONTES R.A. (2006): *Productivity and carbon fluxes of tropical savannas*. Journal of Biogeography (J. Biogeogr.) 33, pp 387–400.

HOBBS R.J., (2003): *How fire regimes interact with other forms of ecosystems disturbance and modification*. In ABBOT J., BURROWS N (Eds): *Fire in ecosystems of South – West Australian: Impacts and management*: Aackhuys publishers. Leiden. The Netherlands. Pp 421 – 436.

IBRAHIMA A., ABIB FANTA C (2008) : *Estimation du stock de carbone dans les faciès arborés et arbustifs des savanes soudano-guinéennes de Ngaoundéré, Cameroun*. Cameroon journal of experimental biology, volume 4 n° 3, pp 1 – 11.

JACQUIN A., 2010 : *Dynamique de la végétation des savanes en lien avec l'usage des feux à Madagascar. Analyse par série temporelle d'images de télédétection*. Thèse en vue d'obtention du doctorat de l'université de Toulouse. 146 p.

KANA C. E. et E ETOUNA J., *Apport de trois méthodes de détection des surfaces brûlées par imagerie Landsat ETM+ : application au contact forêt- savane du Cameroun*. Disponible sur <http://cybergeog.revues.org/2711>, consulté le 30 juin 2011

KAPA, B., NKIAMA, M., MALELE M., et RITVISAY, M., 1987. *Aménagement de la réserve biosphérique de la Luki*. SPIAF, 67 p.