

Liste des abréviations et Sigles

BUNASOL :	Bureau National des Sols
CNSF :	Centre National de Semences Forestières
CTFT :	Centre Technique Forestier Tropical
DRECV/CO :	Direction Régionale de l'Environnement et du Cadre de Vie / Centre-Ouest
DRERA/C :	Direction Régionale de l'Environnement et de Recherche Agricole / Centre
DRET/CO :	Direction Régionale de l'Environnement et du Tourisme / Centre- Ouest
FAO :	Food and Agriculture Organisation
IDR :	Institut du Développement Rural
INERA :	Institut de l'Environnement et de Recherche Agricole
IUCN :	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
MEE :	Ministère de l'Environnement et de l'Eau
MAHRH :	Ministère de l'Agriculture, de l'environnement et des Ressources Halieutiques
OIFQ :	Ordre des Ingénieurs Forestiers du Québec
PIB :	Produit Intérieur Brut
RFMC :	République Française, Ministère de la Coopération
UO :	Université de Ouagadougou
UPB :	Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso

Liste des figures

Figure 1 : Cadre conceptuel simplifié de travail sur les perturbations et leurs interactions sur la structure et le fonctionnement des savanes.	16
Figure 2 : Localisation des forêts classées de Tiogo et de Laba selon la zone phytogéographique et les isohyètes.....	18
Figure 3 : Pluviosité annuelle et nombre de jours de pluie des forêts classées de Laba et de Tiogo de 1992 à 2010.	19
Figure 4 : Pluviosité mensuelle et nombre de jours de pluie des forêts classées de Tiogo et de Laba en 2010.	20
Figure 5 : Carte d'occupation des terres de la forêt classée de Laba avec localisation du dispositif de recherche.....	24
Figure 6 : Carte d'occupation des terres de la forêt classée de Tiogo et des terroirs riverains.....	25
Figure 7 : Production annuelle de bois et revenu issu de son exploitation, de 1993 à 2008 dans la forêt classée de Tiogo.....	28
Figure 8 : Dispositif d'étude de l'impact écologique du gradient de pâture.....	33
Figure 9 : Vue de l'infiltromètre à membrane SW 080 B.....	40
Figure 10 : Indices de diversité et biomasse herbacée en fonction des niveaux de pâture.....	47
Figure 11 : Abondance des différentes formes biologiques et de l'espèce dominante en fonction des niveaux de pression de pâture.	48
Figure 12: Distribution des individus par classe de diamètre dans les niveaux de pression de pâture.....	53
Figure 13 : Distribution des individus par classes de hauteur dans les niveaux de pression de pâture.....	54
Figure 14 : Indices de diversités des ligneux en fonction des niveaux de pression de pâture.	56
Figure 15 : Courbe d'abondance des espèces (ou courbe de Whittaker) au niveau de chaque gradient de pâture.	58
Figure 16 : Densité moyenne par hectare des petits individus sur chaque niveau de pression de pâture.....	59
Figure 17 : Quantité d'eau infiltrée en fonction des niveaux de pression de pâture.	61
Figure 18 : Dispositif expérimental pour l'étude des effets de la saison de feu.	70

Figure 19 : Températures maximales (moyenne \pm erreur standard) des différents types de feu en fonction de la position du capteur.	77
Figure 20 : Durée de la température létale ($> 60\text{ }^{\circ}\text{C}$) (moyenne \pm erreur standard) lors des types de feu en fonction de la position du capteur.	77
Figure 21 : Variation du taux de respiration du sol en fonction de la saison du feu.	78
Figure 22 : Respiration du sol ($\text{g}(\text{CO}_2).\text{m}^2.\text{h}^{-1}$) lors des différents types de feu en fonction du traitement (Témoin, avant feu et après feu).	79
Figure 23 : Variation de la biomasse racinaire en fonction de la saison du feu et la profondeur de prélèvement.	81
Figure 24 : Biomasse racinaire du sol (g/dm^3) lors des différents types de feu en fonction des conditions (Témoin, avant feu et après feu) et de la profondeur (0-5 cm et 5-10 cm).	82
Figure 25 : Quantité d'eau (mm) infiltrée dans le sol lors des différents types de feu en fonction des conditions (Témoin, avant feu et après feu).	83
Figure 26 : Capacité et temps moyen de germination des semences en fonction du temps de trempage dans l'acide sulfurique.	94
Figure 27 : A. Pluviosité annuelle et nombre de jours de pluie par an de Saria de 1999 à 2010 ; B. Pluviosité mensuelle et nombre de jours de pluies de Saria en 2010.	99
Figure 28 : Composantes du Weather Station- GP1 munie d'un data logger.	101
Figure 29 : Description du poromètre	102
Figure 30 : Courbe de variations des paramètres climatiques enregistrées au cours de chaque date de mesures.	105
Figure 31 : Phénogramme des individus de <i>P. erinaceus</i> suivis.	105
Figure 32 : Courbe de la variation temporelle des différents paramètres mesurés.	107

Liste des photos

Photo 1 : Inventaire de la flore herbacée par la méthode des points quadrats alignés.....	35
Photo 2 : Evaluation de la biomasse herbacée, par carré de 1 m ² , par la coupe intégrale	37
Photo 3 : Mesure du taux d'infiltration de l'eau à l'aide de l'infiltromètre à membrane SW 080 B muni d'un data logger type STK 850	40
Photo 4 : Barre métallique portant les senseurs à différentes hauteurs lors du feu (à gauche) et MiniCube data logger (à droite)	71
Photo 5 : Mesure de l'efflux de CO ₂ et la respiration du sol à l'aide du Soil Respirometer Chamber (à gauche) connecté à l'EGM-4 (à droite).	72
Photo 6 : Aperçu du « Root washing table ».	73
Photo 7 : Dispositif de production de fumée liquide.....	91
Photo 8 : Semences dans les boîtes de Pétri, disposées sur la table de germination	93
Photo 9 : Aperçu du Weather Station-GP1 munie d'un data logger (Delta T GP1)	101
Photo 10 : Mesure de la surface foliaire d'une foliole avec le Leaf Area Meter (Modèle CI-202, CIID Inc. USA)	102

Liste des tableaux

Tableau 1 : Espèces productrices en fonction des différents gradients de pâture ...	45
Tableau 2 : Résumé de la composition des espèces et les caractéristiques structurelles des individus > 100 cm de hauteur pour chaque zone de gradient de pâture dans une zone d'abreuvement le long du Mouhoun (moyenne \pm SE).	50
Tableau 3 : Les cinq familles les plus importantes dans chaque niveau de pâture .	50
Tableau 4 : Les cinq espèces les plus importantes en fonction de leur IVI sur chaque niveau de pâture.	51
Tableau 5 : Similarité en composition d'espèces ligneuses (> 100 cm) entre les différents gradients de pâture.	56
Tableau 6 : Espèces possédant les plus grandes densités de petits individus sur les chaque niveaux de pression de pâture.	60
Tableau 7 : Traitements, nombre (Nb) de répétition et de semences par traitement.	91
Tableau 8 : Résumé des analyses de variance des mesures répétées sur la surface foliaire, l'ouverture stomacale, le poids frais et sec, l'N et le K des feuilles.	106
Tableau 9 : Corrélation entre les paramètres et les variables climatiques.	108

Résumé

Les écosystèmes savanicoles sont principalement modelés par le feu et la pâture dont les effets dépendent aussi bien de leurs intensités que de la saison. L'objectif de ce travail de mémoire qui comporte quatre études, est de générer des connaissances sur l'effet de la pâture, de la saison des feux et du climat sur les paramètres structuraux et fonctionnels d'une savane Soudanienne du Burkina Faso. Dans la première étude, la variation de la richesse floristique et de l'infiltration du sol en fonction du gradient de pâture, est investiguée. Un dispositif d'étude comprenant cinq niveaux de pression de pâture (très forte, forte, modérée, légère et très légère), est installé au voisinage des berges du fleuve Mouhoun, dans la forêt classée de Tiogo. Au total, 58 espèces d'herbacées appartenant à 17 familles et 39 genres sont recensées par la méthode des points quadrats alignés. Les phorbes sont la forme biologique la plus importante avec 31 espèces, suivies des graminées annuelles avec 21 espèces et enfin les graminées pérennes avec 6 espèces. L'inventaire exhaustif des ligneux, révèle la présence de 66 espèces réparties dans 26 familles et 48 genres. Le recensement des petits individus (individus ayant une hauteur ≤ 100 cm), par comptage, montre qu'ils représentent 61,90 % de tous les individus et sont principalement distribués de façon groupée selon leur valeur de l'indice de Morisita (variant entre 0,51 et 1), signe d'une adaptation des espèces aux perturbations. Le gradient de pâture n'a pas d'effet significatif sur la richesse spécifique, la diversité, la biomasse des herbacées et sur l'abondance des phorbes et des graminées pérennes. Son effet est significatif sur l'abondance des graminées annuelles ($p = 0,013$) qui diminue avec l'augmentation de la pression de pâture. La richesse spécifique des ligneux diminue significativement ($p < 0,001$) avec l'augmentation de la pression de pâture (11 ± 2 versus 37 ± 2 espèces, respectivement sur la zone très fortement pâturée et celle très légèrement pâturée). La densité des petits individus augmente de façon significative ($p = 0,005$) suivant la diminution de la pression de pâture (1812 ± 419 versus 163 ± 44 individus / ha respectivement pour la zone très légèrement pâturée et celle très fortement pâturée). La pression de pâture influence significativement l'infiltration de l'eau avec une grande ampleur ($p = 0,001$; $\eta^2 = 0,144$). Le volume d'eau infiltrée est de $482,04 \pm 47,18$ versus $353,75 \pm 15,12$ mm respectivement pour la zone de très forte pression et celle de forte pression. La seconde étude, conduite sur un dispositif permanent installé en 2006 dans la forêt classée de Laba, se focalise sur les variations saisonnières de la température des feux de brousse et l'influence sur la respiration du sol, la biomasse racinaire et les propriétés hydriques du sol. Trois saisons de brûlis, feu précoce (FP), mi-saison sèche (FMSS) et fin saison sèche ou tardif (FT), sont expérimentées. Une température maximale moyenne de 437 ± 150 °C est observée pendant le feu tardif au niveau de la surface du sol alors qu'elle est de 338 ± 48 °C pendant le feu précoce. Les températures maximales des feux varient significativement ($p < 0,001$) en fonction de la saison des feux et de la position du capteur par rapport au niveau du sol. Les feux précoces enregistrent les plus faibles temps de rémanence de la température létale (> 60 °C) qui varient de façon significative avec la saison des feux et la position du capteur ($p < 0,001$). Les

temps de rémanence les plus longs ($4 \text{ mn } 10 \text{ s} \pm 1 \text{ mn } 33 \text{ s}$) sont observés durant les feux de mi-saison sèche à -2 cm en dessous du sol. La saison des brûlis affecte significativement ($p \leq 0,001$) la respiration du sol ($0,17 \pm 0,02$ versus $0,09 \pm 0,01$ et $0,07 \pm 0,01 \text{ g(CO}_2\text{).m}^2\text{.h}^{-1}$ avant les feux respectivement pour les FP, les FMSS et les FT), la biomasse racinaire du sol ($1,73 \pm 0,11$ versus $1,99 \pm 0,1$ et $2,41 \pm 0,14 \text{ g/dm}^3$ respectivement pour les FP, les FMSS et les FT) et l'infiltration de l'eau ($353,35 \pm 16,871$ versus $388,85 \pm 16,25$ et $314,59 \pm 7,33 \text{ mm}$ respectivement pour les FP, les FMSS et les FT). Dans la troisième étude, des essais d'amélioration de la germination de *Terminalia avicennioides* Guill. & Perr., *Piliostigma thonningii* (Schumach.) Milne-Redh., *Piliostigma reticulatum* (DC.) Hochst. et *Prosopis africana* Taub. à l'aide de la chaleur et/ou de la fumée, et de l'acide sulfurique sont investigués. Dans les conditions de notre expérimentation, la chaleur et/ou la fumée ne stimule pas la germination des semences. Des prétraitements à l'acide sulfurique (trempage pendant 2 h) permettent d'augmenter de façon significative les capacités de germination ($94 \pm 1,15 \%$ versus $21 \pm 5,51 \%$ et $86 \pm 4,76 \%$ versus $2 \pm 1,15 \%$ respectivement pour 2 h et 5 mn de trempage pour *P. thonningii* et *P. africana*) et réduire les temps moyens de germination ($1,4 \pm 0,1$ versus $7,1 \pm 1,2$ jours et $2,5 \pm 0,1$ versus $3,8 \pm 2,4$ jours respectivement pour 2 h et 5 mn de trempage pour *P. thonningii* et *P. africana* et $1,3 \pm 0,2$ versus $2,1 \pm 0,3$ jours respectivement pour 2 h et 30 mn de trempage pour *P. reticulatum*). La quatrième étude, conduite sur des jeunes pieds de *Pterocarpus erinaceus* Fern.-Vill. en plantation, se consacre en un suivi du comportement phénologique et la variation saisonnière de quelques paramètres éco-physiologiques. Les résultats montrent que la saisonnalité affecte de façon significative tous les paramètres qui évoluent en diminution dans la saison sèche sauf le potassium (K). De la première à la dernière mesure, la surface foliaire passe de $28,29 \pm 2,01$ à $25,53 \pm 1,89 \text{ cm}^2$, le taux d'azote de $2,43 \pm 0,05$ à $2,04 \pm 0,16 \%$. Le potentiel photosynthétique triple de la première à la seconde mesure (de $84,08 \pm 24,96$ de $255,15 \pm 20,60 \text{ mmol(H}_2\text{O).m}^{-2}\text{.s}^{-1}$) avant de chuter à $93,16 \pm 22,80 \text{ mmol(H}_2\text{O).m}^{-2}\text{.s}^{-1}$ au cours de la dernière. Ces paramètres physiologiques de l'espèce ne sont cependant pas significativement corrélés aux paramètres climatiques (température ambiante, humidité relative, radiation solaire, vitesse et direction du vent).

Le feu précoce et la pâture modérée ou légère peuvent donc être conseillés comme outils d'aménagement des écosystèmes savanicoles vu que les feux tardifs et les fortes pressions de pâture ont montré des effets plus néfastes, et que l'exclusion du feu et l'interdiction de pâture sont pratiquement utopiques en zones de savane. Les investigations doivent cependant se poursuivre pour affiner l'étude des effets des perturbations écologiques.

Mots clés : Savane, Feu, Pâture, Sol, Climat

Abstract

Savanna ecosystems are mainly shaped by fire and grazing which effects depend both on their intensities and season of occurrence. The objective of this thesis work, which contains four studies, is to generate knowledge on the effect of grazing gradient, fire season and climate on the functional and structural parameters of a Sudanian savanna in Burkina Faso. In the first study, the variation in species richness and diversity along a grazing gradient is investigated. A grazing gradient experiment, comprising five levels of grazing pressure (very high, high, moderate, mild and very mild), was set up on the banks of the Mouhoun river in Tiogo State forest reserve. In total 58 herbaceous species belonging to 17 families and 39 genera are identified using the point-intercept sampling procedure. Phorbs are the most important life form with 31 species, followed by annual grasses with 21 species and the perennial grasses with 6 species. The complete inventory of the woody species reveals the presence of 66 species belonging to 26 families and 48 genera. The assessment of the regeneration status from counting the seedlings (individuals with height ≤ 100 cm) indicates that they account for 61.90 % of all individuals and have mainly a clumped distribution according to their values of Morisita index (ranging from 0.51 to 1) a sign of species adaptation to the disturbances. The grazing gradient has no significant effect on species richness, diversity, herbaceous biomass and the abundance of perennial grasses and phorbs. Its effect is significant on the abundance of annual grasses ($p = 0.013$) which decreases with increasing grazing pressure. Species richness of woody plants decreases significantly ($p < 0.001$) with increasing grazing pressure (11 ± 2 versus 37 ± 2 species, respectively, on the very high grazing pressure and very mildly grazed areas). The density of seedlings increases significantly ($p = 0.005$) following the reduction in grazing pressure (1812 ± 419 versus 163 ± 44 individuals / ha respectively for the very mildly grazed and heavily grazed areas). The grazing pressure influences significantly water infiltration with a large effect size ($p = 0.001$; $\eta^2 = 0.144$). The volume of infiltrated water was 482.04 ± 47.181 versus 353.75 ± 15.118 mm respectively for very high pressure and the high pressure zones). The second study, conducted on a long term experimental plots in 2006 established in Laba State forest reserve, focuses on seasonal variations in fire temperature and the influence on soil respiration, root biomass and soil water infiltration. Three fire seasons, early fire (FP), mid dry season (FMSS) and late dry season fire (FT) are considered. An average maximum temperature of 437 ± 150 °C is recorded during the late fire at the soil surface level while the corresponding value during early fire is 338 ± 48 °C. Maximum fires temperatures vary significantly ($p < 0.001$) with the fire season and the position of the sensor relative to the soil surface. The early fire has the lowest residence time of the lethal temperature (> 60 °C) that varies significantly with the fire season and the position of the sensor ($p < 0.001$). The longest time ($4 \text{ mn } 10 \text{ s} \pm 1 \text{ mn } 33 \text{ sec}$) is observed during mid-dry season fire at 2 cm below ground. The fire season significantly affects ($p \leq 0.001$) soil respiration (0.17 ± 0.02 versus 0.09 ± 0.01 and 0.07 ± 0.01 g(CO₂).m².h⁻¹ before the fire event, respectively, for the FP the FMSS and the FT plots), soil root biomass ($1.73 \pm$

0.11 versus 1.99 ± 0.1 and 2.41 ± 0.14 g/dm³ respectively for the FP, FMSS and FT) and soil water infiltration (353.35 ± 16.87 versus 388.85 ± 16.25 and 314.59 ± 7.33 mm respectively for the FP, FMSS and FT). In the third study, experiments are conducted aiming to improve the germination of *Terminalia avicennioides* Guill. & Perr., *Piliostigma thonningii* (Schumach.) Milne-Redha., *Piliostigma reticulatum* (DC.) Hochst. and *Prosopis africana* Taub. using heat and / or smoke, and sulfuric acid. Under our experimental conditions, the heat and smoke do not stimulate the seed germination. The sulfuric acid pretreatment (soaking for 2 h) significantly increases the germination capacity (94 ± 1.15 % versus 21 ± 5.51 % and 86 ± 4.76 % versus 2 ± 1.15 % respectively for 2 h and 5 mn of soaking for *P. thonningii* and *P. africana*) and reduce the mean germination time (1.4 ± 0.1 versus 7.1 ± 1.2 days and 2.5 ± 0.1 versus 3.8 ± 2.4 days respectively for 2 h and 5 mn soaking for *P. thonningii* and *P. africana* and 1.3 ± 0.2 versus 2.1 ± 0.3 days respectively for 2 h and 30 mn soaking for *P. reticulatum*). The fourth study, conducted on young trees of *Pterocarpus erinaceus* Fern.-Vill. plantation, is focused on monitoring the phenology and seasonal variation in some écophysiological parameters. Photosynthetic capacity, leaf area, nitrogen concentration of leaves of young trees of planted *P. erinaceus* saplings decreases significantly with the leaves aging and the seasons. From the first measurement to the last, leaf area decreases from 28.29 ± 2.01 to 25.53 ± 1.89 cm² and the rate of nitrogen from 2.43 ± 0.05 to 2.04 ± 0.16 %. The photosynthetic potential increases three folds from the first to the second measurement (from 84.08 ± 24.96 to 255.15 ± 20.60 mmol(H₂O).m⁻².s⁻¹) before dropping to 93.16 ± 22.80 mmol(H₂O).m⁻².s⁻¹ in the last measurement. These physiological parameters of the species, however, are not significantly correlated with the climatic parameters (temperature, relative humidity, solar radiation, wind speed and direction) recorded during each measurement.

Early fire and moderate or mild grazing can be recommended as tools for savanna ecosystem management because late fires and heavy grazing pressure show more adverse effects, and fire exclusion and prohibition of grazing is almost utopian in this Sudanian savanna ecosystem. Nevertheless, further investigation is needed to fully understand the ecological effects of these disturbances.

Keywords : Savanna, Fire, Grazing, Soil, Climate

Table de matières

DEDICACES.....	I
REMERCIEMENTS.....	II
LISTE DES ABREVIATIONS ET SIGLES.....	IV
LISTE DES FIGURES.....	V
LISTE DES PHOTOS.....	VII
LISTE DES TABLEAUX.....	VIII
RESUME	IX
ABSTRACT	XI
INTRODUCTION GENERALE	1
PREMIERE PARTIE : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	
CHAPITRE I. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES CONCEPTS FONDAMENTAUX SUR LESQUELS SE BASENT LES DIFFERENTES ETUDES	4
I. CONCEPTS DE STRUCTURE DE L'ECOSYSTEME	4
I.1. Notion d'écosystème savanicole	4
I.2. Diversité biologique ou biodiversité	4
I.3. Structure des peuplements végétaux	5
II. CONCEPTS DE FONCTION.....	6
II.1. La photosynthèse	6
II.2. La phytomasse	7
II.3. Le flux de nutriments	7
II.4. Recharge hydrique	9
III. PERTURBATIONS AFFECTANT LA STRUCTURE ET LA FONCTION.....	10
III.1. Notion de perturbation écologique	10
III.2. Quelques perturbations dans les écosystèmes savanicoles	10
III.2.1. Le feu	10
III.2.2. La pâture	12
IV. QUELQUES FACTEURS ABIOTIQUES INFLUENÇANT LA STRUCTURE ET LA FONCTION DES SAVANES	14
IV.1. Le sol	14
IV.2. Le climat	15
IV.3. Interactions entre les facteurs de perturbation.....	15
CHAPITRE II. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE.....	17
I. MILIEU PHYSIQUE	17
I.1. Les forêts classées de Tiogo et de Laba	17

I.2. Climat.....	18
I.3. Relief et sols.....	22
I.4. Faune.....	22
I.5. Végétation.....	23
II. MILIEU HUMAIN.....	26
II.1. Population.....	26
II.2. Activités.....	26
II.2.1. L'agriculture.....	26
II.2.2. L'élevage.....	27
II.2.3. L'exploitation forestière.....	27
II.2.3.1. Les produits ligneux.....	27
II.2.3.2. Les produits non ligneux.....	28
II.2.3.3. La pêche.....	29

DEUXIÈME PARTIE : TRAVAUX DE RECHERCHES MENÉS

CHAPITRE I. VARIATION DE LA RICHESSE FLORISTIQUE ET DE L'INFILTRATION DU SOL EN FONCTION DU GRADIENT DE PATURE AU VOISINAGE DES BERGES DU MOUHOUN.....30

I. INTRODUCTION.....	30
II. MATERIELS ET METHODES.....	32
II.1. Site expérimental.....	32
II.2. Mesure des paramètres structurels et fonctionnels de la végétation.....	34
II.2.1. Inventaire de la strate herbacée.....	34
II.2.2. Evaluation de la biomasse aérienne herbacée.....	36
II.2.3. Inventaire de la strate ligneuse.....	37
II.2.4. Evaluation de la régénération ligneuse.....	38
II.3. Mesure de l'infiltration de l'eau dans le sol.....	38
II.4. Calculs et analyses des données.....	41
II.4.1. La strate herbacée.....	41
II.4.2. La strate ligneuse adulte.....	41
II.4.3. Régénération ligneuse.....	43
II.4.4. Le taux d'infiltration.....	44
II.4.5. Analyses statistiques.....	44
III. RESULTATS.....	45
III.1. La strate herbacée.....	45
III.2. La strate ligneuse.....	49
III.2.1. Richesse spécifique.....	49

III.2.2. Structure.....	51
III.2.3. Diversité, similarité et abondance des espèces entre les gradients de pâture	55
III.3. Régénération ligneuse.....	58
III.4. Variation du taux d'infiltration en fonction du gradient de pâture.....	61
IV. DISCUSSION	61
IV.1. Structure et fonction de la végétation	61
IV.2. Gradient de pâture et taux d'infiltration.....	65
V. CONCLUSION PARTIELLE	66
CHAPITRE II. VARIATION SAISONNIERE DE LA TEMPERATURE DES FEUX DE BROUSSE ET INFLUENCE SUR LA RESPIRATION DU SOL, LA BIOMASSE RACINAIRE ET LES PROPRIETES HYDRIQUES DU SOL.....	67
I. INTRODUCTION.....	67
II. MATERIELS ET METHODES	68
II.1. Site expérimental.....	68
II.2. Mesure des températures du feu et temps de rémanence.....	69
II.3. Mesure de l'infiltration.....	71
II.4. Mesure in situ de la respiration du sol	71
II.5. Evaluation de la biomasse racinaire	72
II.6. Calculs et analyses statistiques des données.....	73
II.6.1. Analyses statistiques des données sur les températures des feux et le temps de rémanence	73
II.6.2. Analyses statistiques des données sur la respiration du sol.....	74
II.6.3. Analyses statistiques des données sur la biomasse racinaire	74
II.6.4. Analyses statistiques des données de l'infiltration du sol	75
III. RESULTATS	75
III.1. Températures et temps de rémanence des feux.....	75
III.2. Respiration du sol.....	78
III.3. Biomasse racinaire	80
III.4. Infiltration du sol	82
IV. DISCUSSION	83
IV.1. Températures des feux et temps de rémanence de la température létale	83
IV.2. Respiration du sol	84
IV.3. Biomasse racinaire.....	85
IV.4. Infiltration du sol.....	86
V. CONCLUSION PARTIELLE	87

CHAPITRE III. ESSAI D'AMELIORATION DE LA GERMINATION DE QUELQUES ESPECES SAVANICOLES : EFFET DU FEU, DE LA FUMEE, ET DE L'ACIDE SULFURIQUE.....88

I. INTRODUCTION.....	88
II. MATERIELS ET METHODES	89
II.1. Sources et caractéristiques des semences.....	89
II.2. Traitements des semences.....	89
II.2.1. Traitements à la chaleur	90
II.2.2. Traitements à la fumée liquide	90
II.2.3. Scarification chimique.....	92
II.3. Mode opératoire des tests de germination	92
II.4. Calculs et analyses statistiques.....	93
III. RESULTATS	94
IV. DISCUSSION	95
V. CONCLUSION PARTIELLE	96

CHAPITRE IV. VARIATION SAISONNIERE DU POTENTIEL PHOTOSYNTHETIQUE CHEZ *PTEROCARPUS ERINACEUS* FERN.-VILL.....97

I. INTRODUCTION.....	97
II. METHODOLOGIE	98
II.1. Site d'étude	98
II.2. Aperçu sur l'espèce étudiée	99
II.3. Mesure de l'ouverture stomacale.....	99
II.4. Evaluation du poids et analyses chimiques des folioles	103
II.5. Analyse de données	103
III. RESULTATS	104
III.1. Données climatiques lors des mesures	104
III.2. Phénologie et variations temporelles des paramètres mesurés	105
III.3. Relations entre paramètres mesurés et données climatiques.....	107
IV. DISCUSSION	108
V. CONCLUSION PARTIELLE	109

CONCLUSION GENERALE ET RECOMMANDATIONS111

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES113

ANNEXESI

Introduction générale

L'objectif du développement durable témoigne de la conviction que l'humanité peut faire face aux besoins de développement, aujourd'hui et demain ainsi qu'à la qualité de son environnement. La gestion durable des formations végétales et de leur valeur économique et écologique multiples, consiste à maintenir indéfiniment, sans détérioration inacceptable leur capacité de production et de renouvellement, ainsi que leur diversité écologique et variétale (Yelkouni, 2004).

Le Burkina Faso, pays en voie de développement, s'étend sur 274 200 km² avec 14 017 262 habitants dont 80 % vivent en milieu rural (INSD, 2007). Ces populations tirent principalement des formations naturelles, les ressources indispensables à leur bien-être. Le secteur rural occupe une place prépondérante dans l'économie nationale ; il emploie 86 % de la population totale et environ 40 % du PIB provient des activités agricoles (agriculture 25 %, élevage 12 %, foresterie et pêche 3 %). La croissance économique du pays est fortement dépendante de l'évolution de l'activité agricole, qui elle-même est dépendante des conditions agro-climatiques (MAHRH, 2008). La contribution du secteur forestier au PIB est cependant largement sous-évaluée dans la mesure où des spéculations telles que la pâture, la faune et les produits forestiers non ligneux ne sont pas pris en compte (Sawadogo, 2009).





Sous les tropiques, et particulièrement au Burkina Faso les formations végétales ainsi que les ressources forestières s'amenuisent et se dégradent rapidement à cause de la croissance démographique et ses corollaires, que sont l'expansion des terres agricoles ainsi qu'une exploitation excessive des ressources végétales (Paré, 2008; Ouédraogo, 2010), conjuguées avec les feux de brousse de plus en plus fréquents et les aléas climatiques. La coupe de bois, le surpâturage et le feu, constituent les principaux facteurs de perturbation des écosystèmes savanicoles (Sawadogo, 2007; Sawadogo, 2009; Dayamba, 2010). Pour un aménagement durable des formations végétales et des aires protégées et afin d'inverser la tendance de dégradation, le Burkina Faso s'est lancé dans un programme d'aménagement de ses formations naturelles depuis les années 1980 (Bellefontaine *et al.*, 2000). L'aménagement est basé sur les principales prescriptions suivantes (MEE, 1996) :

- ✗ une coupe sélective de 50 % du bois commercialisable avec 15-20 ans de rotation;
- ✗ l'utilisation du feu précoce annuel sauf sur les parcelles nouvellement exploitées;
- ✗ la protection des parcelles exploitées du feu et de la pâture pendant 3 à 5 ans;
- ✗ l'interdiction de la pâture dans les forêts classées non aménagées, les parcs nationaux et les ranchs de gibier.

Ces prescriptions sont cependant très peu fondées sur des bases scientifiques. Pour inverser cette tendance et mieux accompagner les activités d'aménagement, il est indispensable de comprendre la dynamique des formations naturelles : les causes, les mécanismes et les facteurs qui induisent les différentes transformations fonctionnelles et structurelles en leur sein. C'est l'objectif global de la recherche centrée sur ***l'influence de la pâture, des feux et de la coupe sélective sur la dynamique des formations naturelles en savane soudanienne*** menée au sein du Département de Productions Forestières de l'INERA.

Le présent travail s'insère dans ce cadre et a pour thème : «***Feu, pâture, climat et paramètres structurels et fonctionnels des écosystèmes savanicoles***».

L'objectif global est d'acquérir des connaissances sur l'effet du climat, de la saison des feux et de la pâture sur des paramètres structurels et fonctionnels des écosystèmes savanicoles et de formuler des recommandations pour une meilleure gestion de ces écosystèmes. Plus spécifiquement, notre étude consiste à :

-  évaluer l'impact écologique (variation floristique et recharge hydrique du sol) du gradient de pâture sur les berges du fleuve Mouhoun ;
-  déterminer l'influence de la saison des feux sur la variation des températures des feux et le fonctionnement du sol : taux de respiration, biomasse racinaire et propriétés hydriques ;
-  déterminer l'effet de la chaleur et de la fumée générées lors des feux, sur la germination de quelques semences forestières ;
-  évaluer enfin, l'effet des variations saisonnières du climat sur le comportement phénologique et la photosynthèse d'une essence de savane de grande importance : *Pterocarpus erinaceus* Fern.-Vill.

Afin de conduire à bien notre étude, l'hypothèse globale suivante est fixée : la saison des feux, de pâture, et le climat de par ses variations, influencent diversement les paramètres structurels et fonctionnels des écosystèmes savanicoles. Pour tester cette hypothèse générale nous nous sommes fixés les hypothèses spécifiques de travail suivantes :

- 📖 la diversité végétale et les capacités hydriques du sol augmentent avec l'éloignement aux berges du fleuve Mouhoun ;
- 📖 les températures des feux, le taux de respiration du sol et les propriétés hydriques du sol, sont sujets à des variations différentes en fonction de la saison des feux ;
- 📖 la chaleur et la fumée stimulent la germination des semences forestières ;
- 📖 les taux de photosynthèse varient avec les changements saisonniers et phénologiques de la plante et les aléas climatiques.

Pour rendre compte du travail accompli, le présent mémoire s'articulera autour de deux principales parties subdivisées en plusieurs chapitres :

📖 **1^{ère} partie : Revue bibliographique**

✂ Chapitre I. Revue bibliographique sur les concepts fondamentaux sur lesquels se basent les différentes études ; elle fait une économie des connaissances antérieures sur des paramètres structurels et fonctionnels des écosystèmes savanicoles et les facteurs biotiques et abiotiques les influençant.

✂ Chapitre II. Présentation de la zone d'étude

📖 **2^{ème} partie : Travaux de recherches menés**

✂ Chapitre I. Variation de la richesse floristique et de l'infiltration du sol en fonction du gradient de pâture au voisinage des berges du Mouhoun;

✂ Chapitre II. Variation saisonnière de la température des feux de brousse et influence sur la respiration du sol, la biomasse racinaire et les propriétés hydriques du sol;

✂ Chapitre III. Essai d'amélioration de la germination de quelques espèces savanicoles : Effet du feu, de la fumée, et de l'acide sulfurique ;

✂ Chapitre IV. Variation saisonnière du potentiel photosynthétique chez *Pterocarpus erinaceus* Fern.-Vill.

PREMIERE PARTIE :
REVUE
BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I. Revue bibliographique sur les concepts fondamentaux sur lesquels se basent les différentes études

I. Concepts de structure de l'écosystème

I.1. Notion d'écosystème savanicole

La savane proprement dite est une formation végétale composée de plantes herbacées vivaces de la famille des Poacées (Graminées) et est plus ou moins parsemée d'arbres ou d'arbustes (Scholes et Archer, 1997; Andersen *et al.*, 1998). Les paysages de savanes se trouvent principalement en Afrique dans le domaine soudanien, mais aussi en Asie, dans les régions centrales de l'Inde, en Amérique du Sud, notamment au Brésil et en Australie. La savane se développe sous un climat tropical ou subtropical caractérisé par l'alternance d'une saison humide et d'une saison sèche plus longue, propice aux incendies. Les feux, périodiquement pendant la saison sèche, parcourent ce biome et en constituent un facteur essentiel dans le maintien de sa structure et de sa fonction.

Les écosystèmes savanicoles couvrent approximativement la moitié des terres africaines et les 1/5 des terres mondiales (Scholes et Walker, 1993). La savane en Afrique se subdivise en deux régions distinctes : l'hémisphère Nord (qui est la région soudanienne) et l'hémisphère Sud (ou zone zambézienne). La zone soudanienne s'étend entre 6° et 13° de latitude nord et couvre une superficie de 5,25 millions de km². Dans le continent africain, cette zone s'étend, d'Ouest en Est, du Sénégal à l'Ethiopie et se caractérise par une saison sèche de 6 à 7 mois et une pluviosité annuelle de 700 à 1000 mm (Menaut *et al.*, 1995). Au Burkina Faso, la zone soudanienne renferme la quasi-totalité des formations boisées du pays avec 7,1 millions d'hectares soit 25,9 % du territoire national (FAO, 2001).

I.2. Diversité biologique ou biodiversité

La diversité biologique ou biodiversité est un concept qui a fait l'objet de plusieurs définitions au fil du temps. La caractéristique essentielle dans toutes ces définitions est que le terme renvoie à la variabilité des formes du vivant, du gène et de l'écosystème (Redford et Richter, 1999; Chabrerie, 2002). Ainsi donc, elle comprend trois composantes se rapportant à trois échelles d'organisation du vivant :

la diversité génétique, la diversité spécifique et la diversité des écosystèmes. La diversité génétique se réfère à la variation intra-spécifique des gènes des individus à l'intérieur d'une même population et entre différentes populations. La diversité spécifique correspond à la richesse des espèces et aux changements de composition des espèces dans un habitat. Enfin, la diversité écosystémique se réfère à la variation des structures des écosystèmes et des types d'habitats (Redford et Richter, 1999; Chabrierie, 2002).

Les recherches concernant la biodiversité sont souvent axées sur la diversité spécifique (Whittaker, 1960; Cardinale *et al.*, 2002). Cela est peut-être lié au fait que la diversité spécifique est plus facile à comprendre et à mesurer que la diversité génétique et la diversité écosystémique. La richesse des espèces ou la diversité interspécifique est la mesure la plus simple de la biodiversité et est simplement définie, comme étant le nombre d'espèces d'un taxon donné présent sur une unité donnée (Magurran, 2004). D'autres mesures de la biodiversité peuvent aussi tenir compte de la rareté du taxon et la quantité de nouvelles évolutions qu'elles incarnent.

I.3. Structure des peuplements végétaux

L'une des caractéristiques les plus fondamentales et les mieux connues des végétations tropicales est le grand nombre d'espèces que l'on y trouve (Wiens et Donoghue, 2004). Dès lors que l'on veut étudier la structure et la dynamique de peuplements hétérogènes, on est amené à s'intéresser à l'occupation de l'espace par les plantes, et donc à leur structure tridimensionnelle. Pour ce faire, on s'intéresse au développement architectural des plantes individuelles. La structure des peuplements et la végétation du sous-étage jouent des rôles essentiels dans les écosystèmes savanicoles. Généralement, les perturbations (feu, coupe de bois et pâture) sont les principaux responsables de la refonte de la structure et de la composition des peuplements dans le paysage savanique. Les données sur la structure de la population sont utilisées depuis longtemps par les forestiers et les écologistes pour étudier la dynamique de la régénération des essences forestières. Les résultats de ces études montrent que la structure de la plupart des populations d'arbres peut être décrite par un nombre limité de distributions des classes d'âge ou de diamètre (Peters, 1997) :

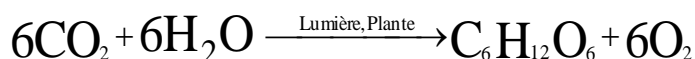
- Une population en équilibre et en bonne régénération, représentant une population montrant un plus grand nombre de petits arbres que de grands arbres d'une classe de dimension à la suivante. La compétition interspécifique et intra-spécifique peut souvent induire une hiérarchisation sociale.
- Une population en déséquilibre mais en bonne régénération se caractérisant par une installation sporadique ou irrégulière de nouveaux semis ou subissant une pression due à des facteurs biotiques et ou abiotiques limitant leur évolution vers des classes intermédiaires.
- Une population en déclin se caractérisant par une régénération sérieusement limitée. La plupart des individus ont plus ou moins la même taille. La régénération de cette population est mauvaise.

La structure d'une population est extrêmement dynamique et sensible aux changements. De ce fait une population en équilibre peut, suite à l'avènement de perturbations, basculer en déséquilibre. Il peut revenir à son état initial grâce à des mécanismes d'adaptation et de résilience aux perturbations (Johnson et Miyanishi, 2007).

II. Concepts de fonction

II.1. La photosynthèse

Traduit de façon linéaire, le terme photosynthèse est « la synthèse utilisant la lumière ». Les organismes photosynthétiques utilisent la lumière solaire pour synthétiser des composés carbonés et sont dits organismes autotrophes. Ces organismes regroupent les plantes, les algues et certaines bactéries. La photosynthèse consiste en la synthèse de carbohydrates et la libération d'oxygène, à partir du dioxyde de carbone atmosphérique et de l'eau à travers une réaction catalysée par la lumière. Elle est nécessaire aux plantes pour leur besoin de croissance et de développement. Elle se résume en la réaction suivante :



La quantité de CO_2 dans l'atmosphère et de lumière solaire déterminent la réponse photosynthétique de la feuille et peuvent être des facteurs limitant à l'activité photosynthétique. L'absorption du CO_2 par la plante pour la photosynthèse se fait par la feuille à travers une régulation de l'ouverture des stomates par les cellules de garde. La transpiration (perte d'eau) partage la même voie de réalisation.

Lors de la photosynthèse, on assiste à une grande transpiration de la plante et, pour une molécule de CO₂ captée, la plante peut perdre 250 à 500 molécules de H₂O. Mais la photosynthèse et la transpiration sont toutes deux entièrement dépendantes de l'ouverture stomacale.

Du point de vue chimique, la photosynthèse est une réaction d'oxydoréduction, dans laquelle les électrons sont enlevés d'une espèce chimique (par oxydation), pour être ajoutés dans une autre espèce chimique (par réduction). La lumière catalyse la réduction du NADP (Nicotinamide adénine dinucléotide Phosphate) et la formation d'ATP (Adénosine Tri Phosphate) principale source d'énergie directement accessible par les plantes (Taiz et Zeiger, 2006).

Le taux d'assimilation du CO₂ ainsi que l'ouverture stomacale présentent des variations saisonnières substantielles (Hagidimitriou et Pontikis, 2005). Les faibles températures du sol et de l'air entraînent une décroissance de la conductance des stomates et le taux de réactions biochimiques conditionnées par la photosynthèse (Ribeiro *et al.*, 2009) et l'ouverture stomacale est plus importante en saison pluvieuse qu'en saison sèche (Eamus *et al.*, 1999).

II.2. La phytomasse

La biomasse est le poids de matière sèche de l'ensemble des organes vivants des plantes, y compris leurs éléments non organiques. La nécromasse représente le poids de matière sèche des individus ou organes morts, y compris leurs éléments non organiques. Ces deux composantes constituent la phytomasse (Fournier, 1991). Elle est maximale lors de la période de fructification des espèces (Sawadogo, 1996). C'est la résultante de l'activité photosynthétique (Taiz et Zeiger, 2006).

La phytomasse sert de combustible pour les feux de brousse (Savadogo *et al.*, 2007c) et correspond à l'essentiel du fourrage pour le bétail (Sawadogo, 1996). Le traitement de feu a tendance à augmenter la phytomasse en fin de cycle tandis que la pâture contribue à la diminuer de façon significative (Rakotoarimanana *et al.*, 2008). La pâture permet cependant de réduire la consommation de combustible lors des feux (Savadogo *et al.*, 2007c).

II.3. Le flux de nutriments

Les nutriments minéraux sont des éléments tels que l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K) acquis sous forme d'ions inorganiques au niveau du sol (Larcher, 2003; Taiz et Zeiger, 2006). Après absorption par les racines, les éléments

minéraux sont transférés dans plusieurs parties de la plante où ils sont utilisés dans plusieurs fonctions biologiques. Il y a des nutriments qui sont classés dans une catégorie dite « éléments essentiels » selon le rôle qu'ils jouent dans la plante.

Un élément essentiel est défini comme étant un élément qui est un composant intrinsèque de la structure ou du métabolisme de la plante ou dont l'absence cause de sévères anomalies dans la croissance, le développement ou la reproduction de la plante (Arnon et Stout, 1939). Ces éléments sont le plus souvent classés en macro ou micro nutriments selon leur concentration relative dans les tissus de la plante.

La déficience minérale entraîne une perturbation du métabolisme et le fonctionnement de la plante. Les symptômes de déficience en nutriments au niveau de la plante, sont spécifiques à chaque élément et liés aux rôles joués par l'élément essentiel dans le métabolisme et le fonctionnement de la plante (Larcher, 2003; Taiz et Zeiger, 2006).

La disponibilité des éléments minéraux est influencée par certains facteurs biotiques tels la pâture, le feu et l'activité des micro-organismes du sol. La pâture, à travers le dépôt des fèces et les urines des animaux, constitue une source de P, N, K et d'autres micronutriments (Mills et Fey, 2005; Luo et Zhou, 2006). Les feux de brousse peuvent affecter la teneur du sol en nutriments et ainsi la productivité et les propriétés chimiques du sol ; ils augmentent les pertes en éléments minéraux par évaporation (Ilstedt *et al.*, 2003). Les pertes annuelles dues aux feux, des éléments minéraux essentiels de la plante sont plus importantes que les apports annuels de ces éléments par les dépôts atmosphériques et/ou la minéralisation de la matière organique (Brye, 2006). Le feu contribuerait, par contre, à améliorer la disponibilité de certains minéraux à travers la production de cendres après son passage (Savadogo, 2007). Les micro-organismes du sol participent à la minéralisation de la matière organique et mettent ainsi à la disposition des plantes divers éléments minéraux (Daly et Stewart, 1999). Le feu induit des changements de la biomasse et l'activité des micro-organismes (Andersson *et al.*, 2004; Savadogo *et al.*, 2007a).

Dans nos régions de savane, les feux peuvent intervenir à n'importe quelle période pendant toute la saison sèche. Les connaissances actuelles sur les effets du feu sur les propriétés chimiques du sol au Burkina Faso, émanent d'études sur le régime précoce des feux. Des études sur l'effet que peut avoir une variation dans la saison des feux sur les propriétés du sol sont inexistantes.

II.4. Recharge hydrique

L'eau est un élément indispensable à toute activité biologique : dans le sol et la plante, elle véhicule les matières dissoutes et en suspension, elle participe aux réactions chimiques. Dans les tissus végétaux, l'eau intervient dans les échanges énergétiques (Taiz et Zeiger, 2006).

L'eau joue donc un rôle crucial dans la vie de la plante. Lors de la photosynthèse, l'ouverture des stomates pour capter le CO₂ atmosphérique expose en même temps la plante à des pertes d'eau assez importantes pouvant causer une déshydratation. Pour chaque gramme de matière organique synthétisé par la plante, approximativement 500 g d'eau sont absorbés par les racines dans le sol, transportés à travers le corps de la plante et perdus dans l'atmosphère par transpiration ; ces différentes opérations constituent le *continuum sol-plante-air* (Taiz et Zeiger, 2006).

L'eau contenue dans le sol et l'envergure de ses mouvements dépend en grande partie du type de sol et de sa structure (Taiz et Zeiger, 2006). Pour les sols insuffisamment perméables, l'eau de pluie reste en surface, créant temporairement des conditions d'extrême humidité qui seront suivies de sécheresse quand l'eau s'évaporerait. Par contre, une perméabilité élevée entraîne de façon très rapide l'eau en profondeur et seules les plantes ayant un enracinement profond peuvent y survivre (CTFT, 1989). Lorsque le sol est fortement arrosé par l'eau de pluie ou par irrigation, l'eau occupe les différents vides qui existent entre les particules du sol (Taiz et Zeiger, 2006). Dans le sol, cette eau se trouve sous plusieurs formes :

- l'eau gravitationnelle qui s'écoule en profondeur sous l'effet de la gravité (phénomène de ressuyage) et qui occupe les macropores du sol. Lorsque toute cette eau est éliminée par ressuyage, le sol est dit à la « capacité au champ » et c'est à ce point qu'il y a équilibre entre l'eau et l'air du sol car les macropores vidés de leur eau se remplissent d'air ;
- l'eau capillaire qui est contenue dans les micropores et se meut par capillarité dans le sol. Cette eau est absorbable par la plante ;
- et l'eau hygroscopique qui reste fortement liée aux particules du sol. Elle est retenue par de puissantes forces d'absorption et est inutilisable par les plantes (OIFQ, 1996).

III. Perturbations affectant la structure et la fonction

III.1. Notion de perturbation écologique

Une perturbation est généralement définie comme étant un évènement relativement discontinu dans le temps et qui perturbe l'écosystème, la communauté ou la structure de la population, et change le stock des ressources, des substances disponibles ou l'environnement physique (White et Pickett, 1985). Elle peut être d'origine naturelle ou anthropique (Turner *et al.*, 2003) et peut conduire à des changements brusques ou graduels de l'écosystème (White et Jentsch, 2001). Les perturbations sont ubiquistes, inhérentes et inévitables et affectent tous les niveaux d'organisation biologiques, de l'individu à l'écosystème, à travers différents mécanismes avec des conséquences différentes en fonction du niveau d'organisation de la vie (Rykiel, 1985). Les principales perturbations affectant les écosystèmes savanicoles sont le feu, la pâture et la coupe sélective de bois (Savadogo, 2007; Sawadogo, 2009). La perturbation d'un milieu terrestre est suivie d'une série de séquences de recolonisation (succession écologique) caractérisées par un stade pionnier à faible nombre d'espèces, puis d'un stade à plus grand nombre d'espèces et enfin d'une diminution du nombre d'espèces quand le site s'approche du stade climacique. En écologie, les perturbations, tant qu'elles sont « naturelle », sont considérées comme des facteurs normaux favorisant la succession écologique et la biodiversité. Un aperçu de ces perturbations est exposé ci-dessous.

III.2. Quelques perturbations dans les écosystèmes savanicoles

Les facteurs biotiques représentent le rôle que jouent les êtres vivants végétaux et animaux y compris l'homme dans les formations végétales (CTFT, 1989). Ces facteurs influencent de façon négative ou positive, selon leur ampleur, les paramètres de structure et de fonction de la savane et peuvent également s'influencer.

III.2.1. Le feu

La savane africaine est depuis des millénaires soumise aux feux de brousse (Goldammer, 1993). Les feux anthropiques en Afrique sont une ancienne forme de perturbation environnementale, qui probablement ont modelé la végétation des savanes plus que tout autre facteur de perturbation induite par l'homme

(Sheuyangea *et al.*, 2005). Entre 25 et 50 % des savanes soudaniennes brûlent annuellement (Delmas *et al.*, 1991). Le feu influence l'évolution de la production végétale ; il retarde la croissance végétale et induit une tendance à l'augmentation de la phytomasse (Rakotoarimanana *et al.*, 2008). Sawadogo (2009) constate que le feu induit les repousses de certaines espèces vivaces mais provoquerait également la disparition d'autres très appréciées, et leur remplacement par des espèces annuelles. Il freine également la régénération sexuée en détruisant les semences contenues dans la litière, maintient de nombreux pieds de ligneux à l'état arbuste et entraîne la modification des ports de certains grands ligneux en les ramenant à l'état buissonnant. Cependant, on constate qu'en l'absence de feux, la nécromasse inhibe la production des herbacées et entraîne ainsi la transformation de la savane arbustive en savane boisée, tandis que les feux fréquents surtout tardifs favorisent l'installation d'une savane herbeuse (Swaine *et al.*, 1992; Sawadogo, 2009).

Le sol, support de la production végétale est influencé par le feu. Les modifications du sols liées au feu, peuvent produire un large éventail de changements dans d'autres composants de l'écosystème en raison de leur interdépendance (DeBano *et al.*, 1998). Le feu induit dans le court terme une augmentation de l'azote disponible dans le sol et d'autres minéraux nutritifs immédiatement après son passage (Jensen *et al.*, 2001), qui à leur tour stimulent la croissance de la végétation herbacée. Toutefois, les feux fréquents ou tardifs peuvent avoir des effets néfastes sur les propriétés physico-chimiques du sol en détruisant les matières organiques contenues dans la végétation aérienne et la litière (Bird *et al.*, 2000). Un de ces effets néfastes est certainement le fait qu'il dénude le sol et l'expose aux rayons solaires et aux intempéries. En savane boisée, le feu précoce n'atteint pas la ramure de la strate ligneuse mais déclenche, par la chaleur qu'il dégage la perte de toute activité chlorophyllienne et la chute des feuilles. Plus tardif, le feu consomme les feuilles déjà tombées et celles qui tiennent encore aux branches. Le sol sera donc très peu recouvert lors des premières pluies. L'exposition prolongée à l'insolation et au vent aurait pour effet immédiat de colmater la surface du sol (DeBano *et al.*, 1998). Aux premières pluies, avec le haut degré de sécheresse atteint par les sols, l'eau s'infiltre mal et les particules fines déposées par le vent, et celles arrachées par l'impact direct des gouttes de pluie, forment une pellicule boueuse qui gêne davantage l'infiltration des eaux. Les feux fréquents augmentent la tendance du sol à l'encroûtement, au ruissellement, diminuent la matière

organique et la stabilité des agrégats du sol, et réduisent la porosité du sol et le taux d'infiltration d'eau (Mills et Fey, 2004). Cette eau perdue contribue à réduire la recharge de la nappe ainsi que l'efficacité des eaux de pluie (pluviosité utile) des zones semi-arides déjà si peu arrosées. Par conséquent, elle peut porter atteinte au pool d'éléments nutritifs et leur flux, par lessivage et volatilisation (Laclau *et al.*, 2002) et peut tuer la faune du sol. Le feu influence également la végétation à travers la production de fumée et de chaleur. La floraison et la germination de certaines espèces peuvent être stimulées ou inhibées par ces deux facteurs (Baskin et Baskin, 1998).

Le comportement des feux est fonction de la période, des conditions environnementales (Savadogo *et al.*, 2007a; Sawadogo, 2009) et du site d'étude même s'il présente les mêmes conditions et communautés végétales (De Luís *et al.*, 2004). Les paramètres caractérisant le comportement du feu sont : la consommation en combustible, la vitesse de propagation du feu, l'intensité du feu et la hauteur des flammes (Savadogo *et al.*, 2007c).

Les types de feu, leurs comportements et leurs effets sur la végétation ont fait l'objet de plusieurs études dans notre pays (Savadogo, 2007; Sawadogo, 2009; Dayamba, 2010). Cependant, les connaissances sur les effets de la saison de feu sur le fonctionnement des savanes, notamment le composant sol, demeurent insuffisantes.

III.2.2. La pâture

La pâture est l'un des principaux facteurs anthropiques affectant les formations naturelles en zone Soudanienne (Savadogo, 2009). Les effets des herbivores sur les processus des écosystèmes et en particulier leur impact sur la succession des végétaux peuvent être divisés en trois catégories : le broutage, le dépôt des fèces et urines et enfin le piétinement et la compaction du sol et de la litière (Hiernaux *et al.*, 1999). La consommation sélective et le piétinement constituent les actions les plus évidentes (Savadogo, 2009). Savadogo (2007) note également que le dépôt des fèces et d'urines joue un rôle important dans la détermination de la structure, le fonctionnement et la dynamique des écosystèmes savanicoles. Ces dépôts représentent une source de nutriments (N, P, K et micronutriments) pour le sol et améliorent ses propriétés physiques et chimiques.

Plusieurs auteurs constatent que la pâture, surtout à forte pression, contribue à réduire l'infiltrabilité de l'eau dans le sol (Hiernaux *et al.*, 1999; Savadogo *et al.*, 2007a). Elle contribue aussi à réduire la biomasse herbacée (Savadogo *et al.*, 2005) ainsi que la capacité de régénération de certaines espèces très appréciées (Savadogo, 2009). Cependant, la pâture modérée peut être utilisée comme un outil d'aménagement des formations naturelles pour maintenir un certain équilibre ligneux/herbacées (Savadogo, 2009). En effet, elle permet de réduire de façon significative la mortalité des souches sur une période donnée après les coupes (Savadogo, 2009), augmenter souvent la diversité des plantes (Oloff et Ritchie, 1998) et améliorer les processus de colonisation des plantes à travers la dissémination des semences sur de longues distances (Miller, 1995).

Les aires de pâture des grands herbivores sont dictées par des facteurs abiotiques tels que la pente des terrains et la présence de l'eau et par des facteurs biotiques tels la qualité et la disponibilité du fourrage. Les facteurs abiotiques, surtout l'eau, sont les plus déterminants (Bailey *et al.*, 1996) dans la répartition des aires de pâture. Si la présence de l'eau est déterminante pour la pâture, la distance au point d'eau constitue également un facteur important dans la répartition de la pression de pâture. Les interactions entre animaux et végétaux autour des points d'eau peuvent conduire au développement d'unités écologiques différentes appelées « piosphère » (Lange, 1969). Le gradient de pâture selon le modèle piosphère est définie comme un modèle qui reflète la concentricité de la charge animale ou pression de pâture autour des points d'eau (Andrew et Lange, 1986) ; plus on s'éloigne du point d'eau, plus la pression de pâture diminue (Tarhouni *et al.*, 2010).

Au Burkina Faso, l'écologie des aires pâturées suscite un grand intérêt pour les chercheurs et de nombreuses études sur ce facteur de perturbation ont été menées, notamment sur la dynamique des écosystèmes des savanes soudaniennes (Zoungrana, 1991; Kiema, 2007; Savadogo, 2007; Savadogo, 2009; Dayamba, 2010). Cependant, les berges des cours d'eaux qui concentrent de grands effectifs d'animaux surtout pendant la saison sèche, ont fait l'objet de peu d'études pour ce qui est de la richesse floristique et la capacité de rétention d'eau des sols environnants en fonction du gradient de pâture.

IV. Quelques facteurs abiotiques influençant la structure et la fonction des savanes

IV.1. Le sol

Le sol est un substrat complexe physique, chimique et biologique ; c'est un matériel hétérogène contenant trois phases (solide, liquide et gazeuse) qui interagissent avec les éléments minéraux (CTFT, 1989; Taiz et Zeiger, 2006). La phase solide contient des particules inorganiques qui constituent un réservoir de K, Ca, Mg et Fe, et des composés organiques renfermant de N, P, S et d'autres éléments. La phase liquide constitue la solution du sol (eau contenue dans le sol) qui renferme des ions minéraux dissouts, et sert de moyen de transport aux ions vers la surface des racines et de milieu facilitant les réactions chimiques et biochimiques du sol. Les gaz comme l'oxygène, le dioxyde de carbone et l'azote sont dissouts dans la solution du sol mais les échanges gazeux entre racines et sol se font à travers les poches d'air situées entre les particules du sol (OIFQ, 1996; Taiz et Zeiger, 2006). Le sol concourt avec les facteurs climatiques et en association avec les caractéristiques du milieu, à la vie, au développement et à la répartition des espèces (OIFQ, 1996).

Les micro-organismes et la macrofaune du sol participent à la modification des sols forestiers par leurs actions sur la roche mère, mettent à la disposition des plantes les éléments minéraux dont ils ont besoin par la décomposition et la minéralisation de la matière organique, et leur activité est à la base de la formation de l'humus. Certains micro-organismes tels que les champignons mycorhizes s'associent aux racines des plantes et participent activement au métabolisme et à la croissance des plantes (CTFT, 1989; OIFQ, 1996).

Le sol reste fortement influencé par la pâture, à travers la compaction et le dépôt de fèces et d'urines, qui affectent sa structure, la disponibilité en éléments minéraux et l'infiltrabilité de l'eau, donc sa disponibilité (Hiernaux *et al.*, 1999; Savadogo, 2007). Le sol est également influencé par le feu notamment par ses effets sur la respiration du sol et la disponibilité des éléments minéraux (Ilstedt *et al.*, 2003; Luo et Zhou, 2006).

IV.2. Le climat

Les facteurs climatiques telles la pluviosité, la température, l'insolation, les vents sont des paramètres qui influencent la production des plantes et la productivité des écosystèmes (CTFT, 1989; Taiz et Zeiger, 2006). Les variabilités climatiques sont stochastiques et sont spécifiques au site d'étude.

IV.3. Interactions entre les facteurs de perturbation

Les différents facteurs de perturbation biotiques et abiotiques peuvent agir de façon indépendante ou en synergie sur les écosystèmes (Figure 1). Ces perturbations affectent la structure et le fonctionnement des écosystèmes savanicoles. Le feu et la pâture ont en général un effet synergétique sur la végétation (McNaughton, 1983). Leurs impacts est fonction de la forme biologique et de l'état physiologique des espèces végétales en présence, de la saison, de la fréquence et de l'intensité du feu, de la pression de pâture, du type de sol, de la topographie et des conditions climatiques (Frost *et al.*, 1986; Coughenour, 1991). Les animaux sont attirés sur les espaces brûlés où ils peuvent pâturer les jeunes repousses herbacées et les jeunes feuilles de ligneux induites par le feu. La pâture par son action de prélèvement et de piétinement réduit la quantité de combustible et par conséquent l'intensité et la fréquence du feu. Par le piétinement, la pâture entraîne la compaction du sol et peut provoquer la réduction de la productivité de la végétation (Sawadogo, 2009).

Les effets des différents facteurs de perturbation sont fortement fonction des communautés végétales qui sont souvent distribuées selon les facteurs édaphiques du milieu (Belsky, 1992). L'ensemble des éléments de perturbations d'origine anthropogénique et facteurs liés au sol sont sous l'influence des variations stochastiques du climat qui peuvent en synergie avec eux jouer un rôle capital dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes savanicoles surtout en zone sèche (Sawadogo, 2009).

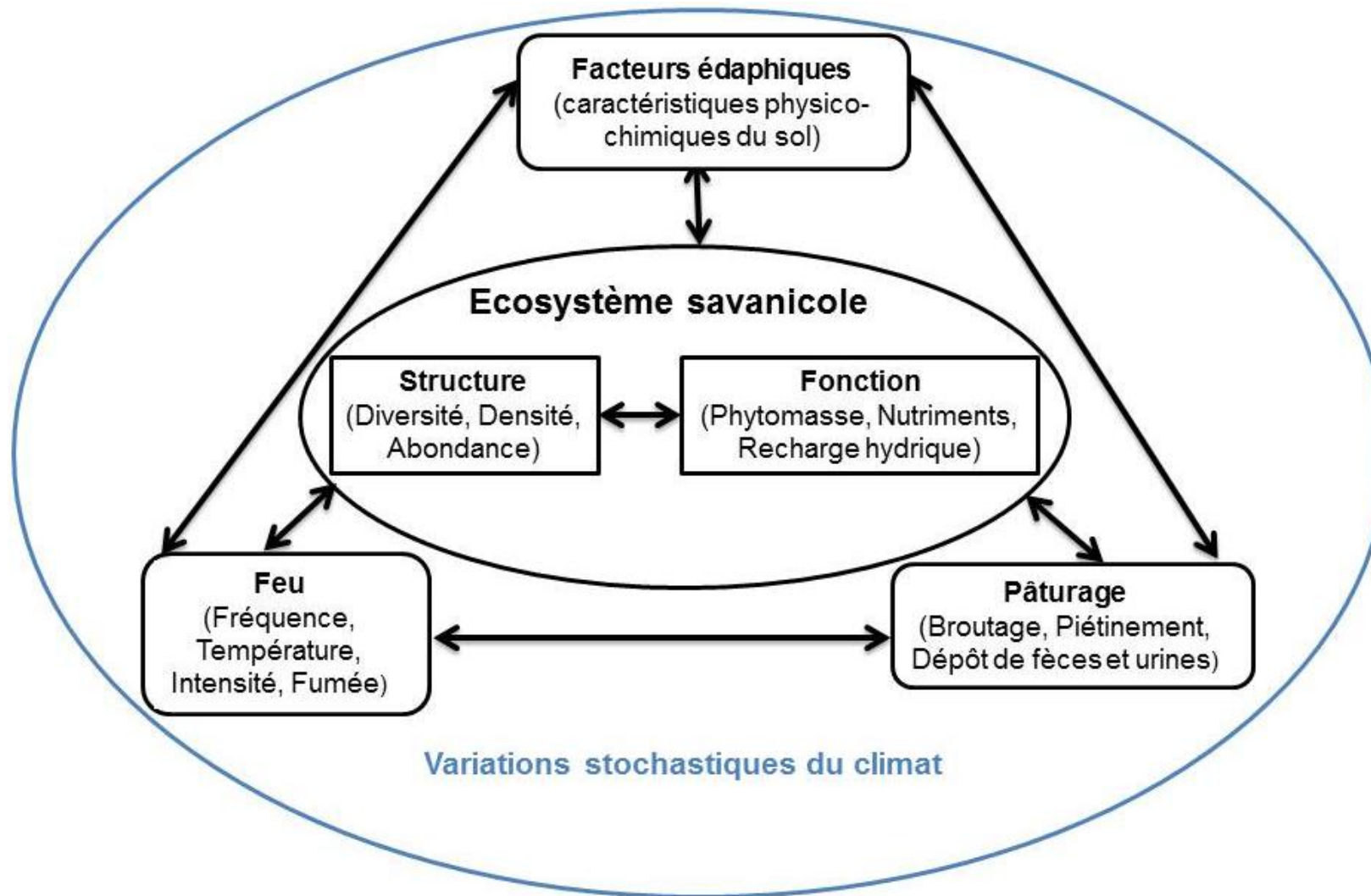


Figure 1 : Cadre conceptuel simplifié de travail sur les perturbations et leurs interactions sur la structure et le fonctionnement des savanes.

Chapitre II. Présentation de la zone d'étude

I. Milieu physique

I.1. Les forêts classées de Tiogo et de Laba

Sur le plan phytogéographique, ces deux forêts sont situées dans la zone de transition entre les zones nord-soudanienne et sud-soudanienne (Fontès et Guinko, 1995) (Figure 2). La forêt classée de Tiogo, de coordonnées géographiques 12°13'N et 2°42'W, est située sur l'axe Koudougou-Dédougou à 40 km de la ville de Koudougou. La forêt classée de Laba elle, est située sur l'axe Ouagadougou-Bobo-Dioulasso à 150 km de la ville de Ouagadougou, et a pour coordonnées géographiques 11°40'N et 2°50'W.

Les deux forêts font partie du réseau des aires protégées du Burkina Faso qui couvre des paysages diversifiés allant du sahel à des savanes arbustives ou arborées en zone soudano-guinéenne (IUCN, 2009). La forêt classée de Tiogo couvre une superficie de 30389 ha et celle de Laba 18501 ha. Les deux forêts ont été classées par l'administration coloniale en 1940 pour la forêt de Tiogo et en 1936 pour celle de Laba (FAO, 2004). Elles sont toutes deux situées le long du Mouhoun qui est le seul fleuve à régime permanent du pays. Elles abritent aussi quelques mares et marigots observables en saison des pluies. L'existence du fleuve Mouhoun qui a un régime permanent entraîne une forte convergence des différents troupeaux sur ses berges notamment pendant la saison sèche.

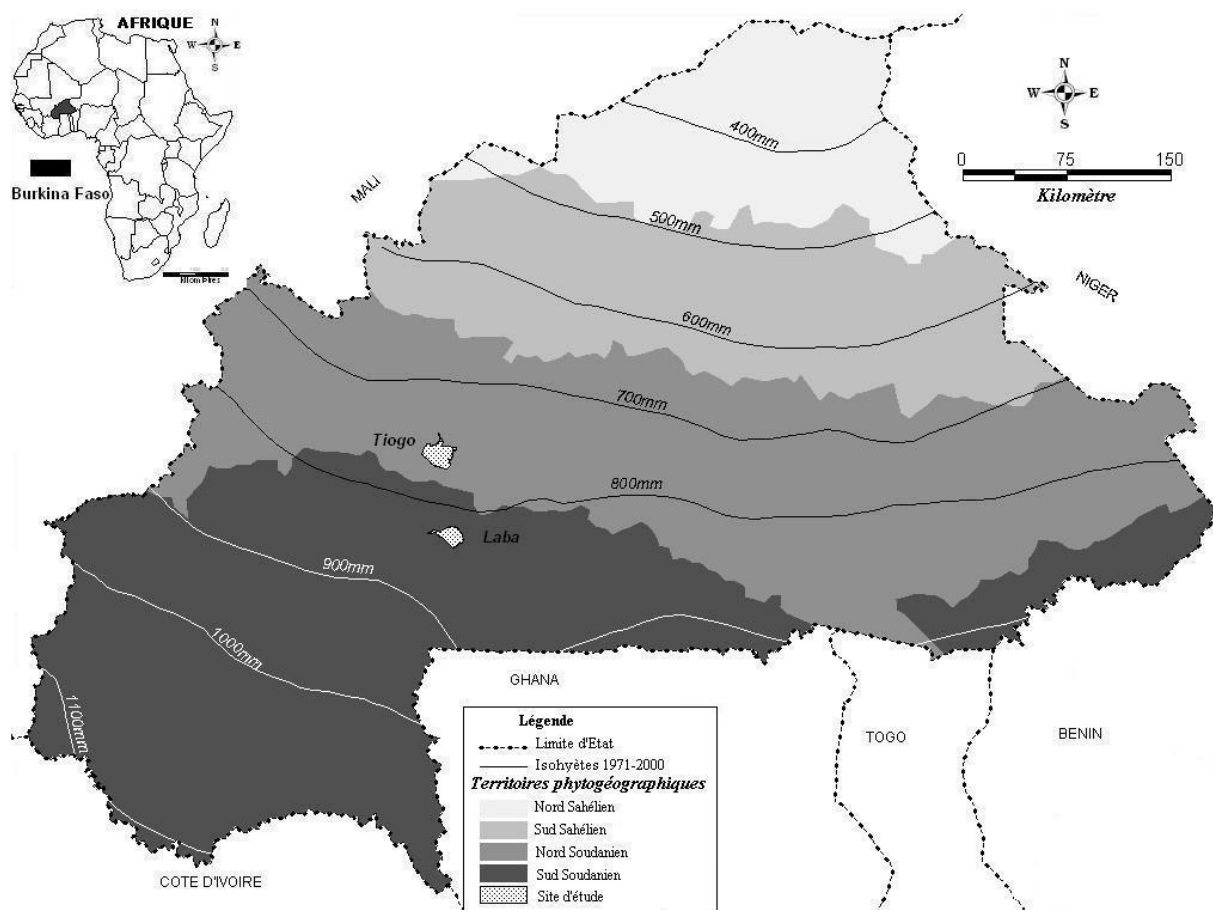


Figure 2 : Localisation des forêts classées de Tiogo et de Laba selon la zone phytogéographique et les isohyètes

I.2. Climat

Les facteurs climatiques déterminent la structure et le fonctionnement des écosystèmes pâturés (Grouzis, 1980). Le climat de Tiogo et de Laba est, comme partout au Burkina Faso, caractérisé par l'alternance d'une saison sèche et d'une saison pluvieuse. Il est déterminé par le déplacement du Front Inter Tropical (FIT), qui représente la zone de contact de la masse d'air sec continental du nord-est (harmattan) et de la masse d'air humide du sud-est (mousson). C'est au niveau de cette zone que se constituent les nuages qui engendrent la pluie. Le FIT se déplace suivant la position zénithale du soleil tout au long de l'année.

Les deux forêts sont toutes soumises à un climat de type soudanien caractérisé par deux saisons. Le régime des moussons s'établit toujours de mai à octobre et détermine la saison pluvieuse car la quasi-totalité des pluies, dans une année, tombe pendant cette période, le reste de l'année (novembre à avril) étant la saison sèche.

La hauteur moyenne d'eau tombée entre 1992 et 2010 est de 827 ± 169 mm à Tiogo et 907 ± 157 mm à Laba. Le nombre de jours de pluie a été de 64 ± 11 à Tiogo et 65 ± 16 à Laba (Figure 4). Les précipitations sont inégalement réparties aussi bien entre les deux sites que d'une année à une autre. Ces différentes données ont été obtenues à partir de mini stations météo installées à l'intérieur de chacune des deux forêts classées par le département de production forestière de l'INERA.

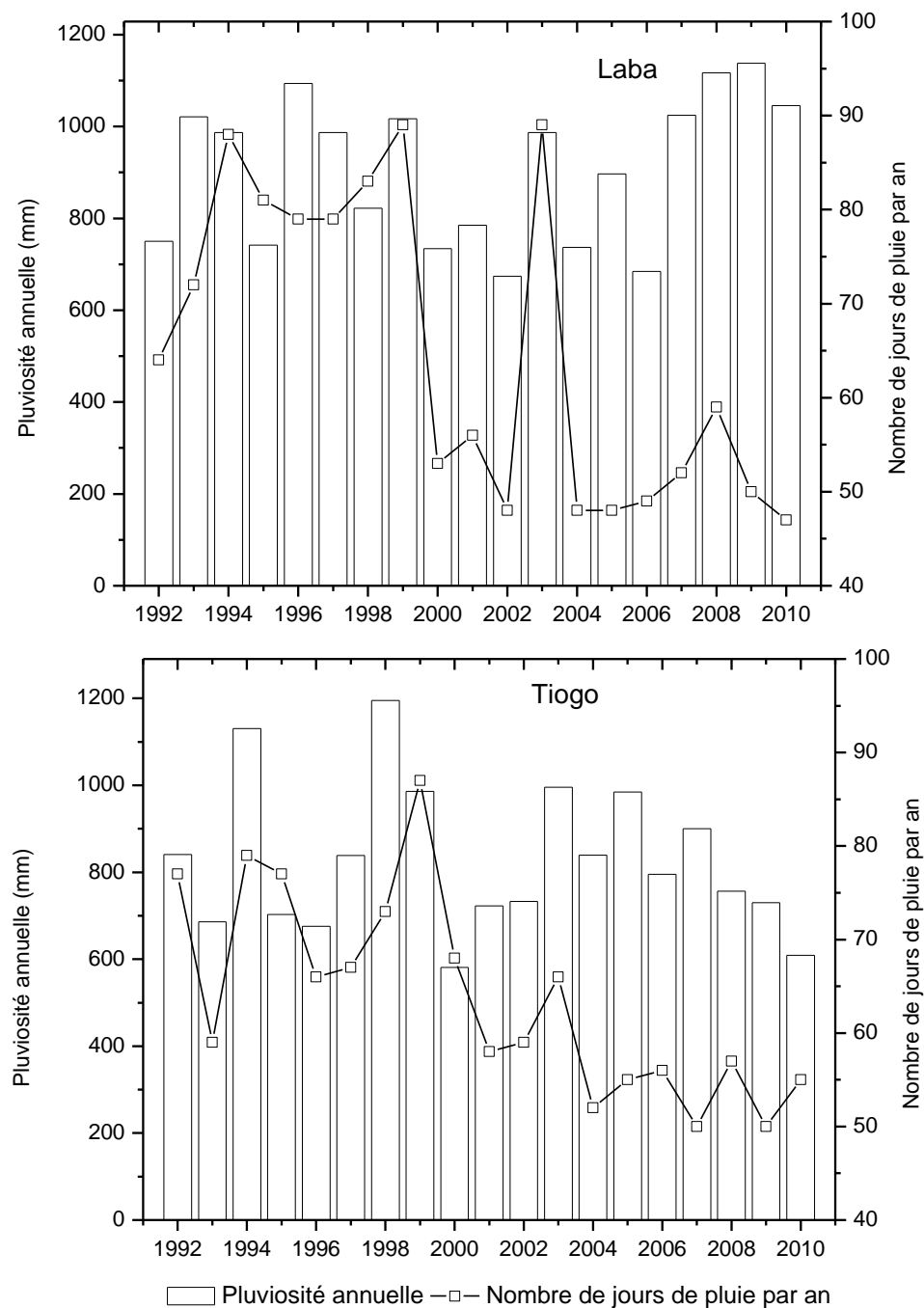


Figure 3 : Pluviosité annuelle et nombre de jours de pluie des forêts classées de Laba et de Tiogo de 1992 à 2010.

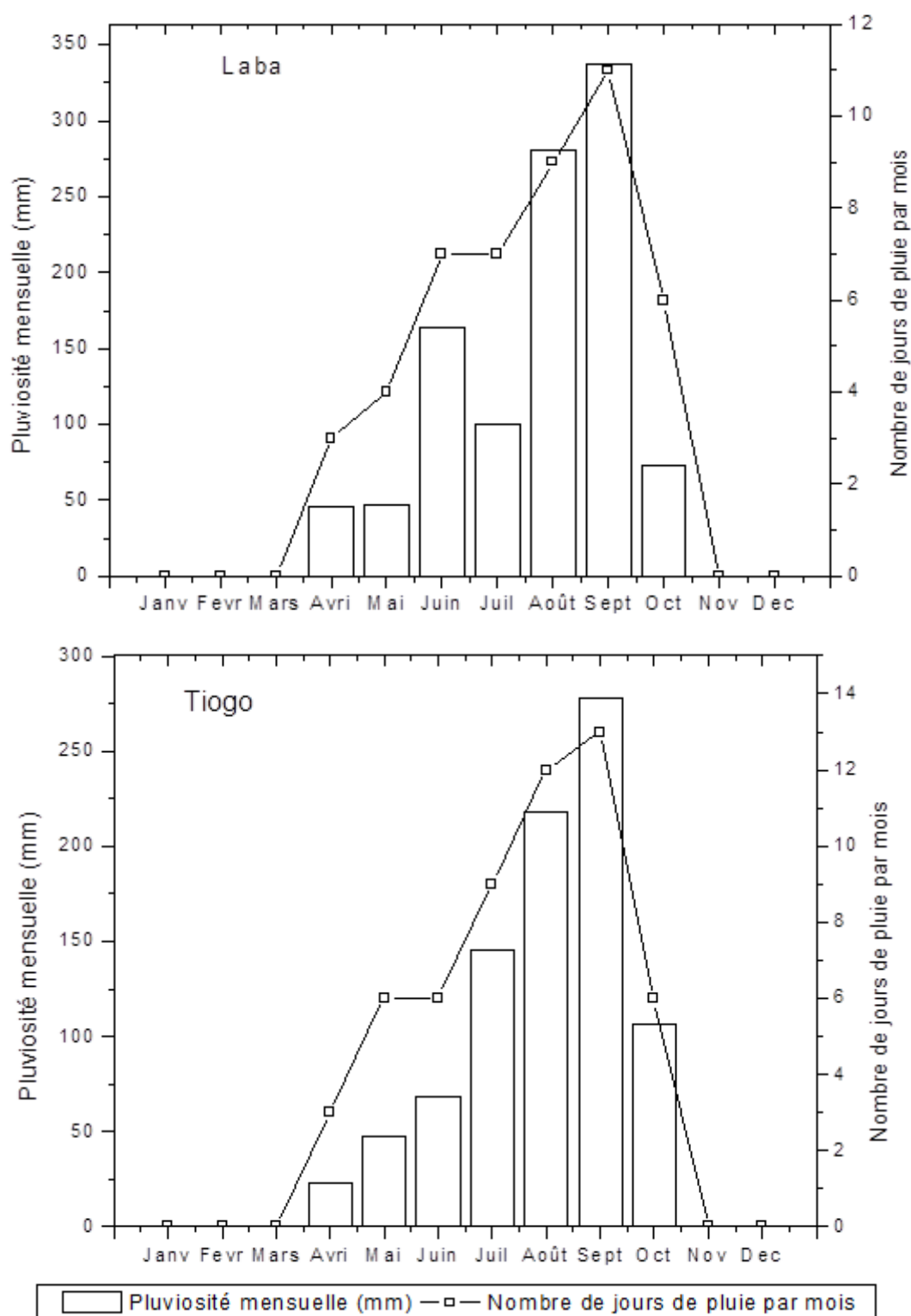


Figure 4 : Pluviosité mensuelle et nombre de jours de pluie des forêts classées de Tiogo et de Laba en 2010.

La Figure 4 présente la pluviosité de l'année 2010 à Tiogo et à Laba. Cette figure montre les variations inter mensuelles des pluies ; variations qui affectent la durée de la saison sèche et les bilans hydriques des sols, paramètres très

importants pour la végétation (Savadogo, 2002). Les précipitations sont concentrées sur une partie de l'année. A Tiogo comme à Laba, le mois de septembre est le plus pluvieux avec respectivement 278 mm d'eau de pluie tombée en 13 jours et 336,8 mm d'eau de pluie tombée en 11 jours.

Les paramètres thermiques tels que la température et l'insolation, sont responsables du déclenchement des différentes phases végétatives des ligneux (Larcher, 2003). Dans la province du Sanguié comme sur l'ensemble du Burkina Faso, on assiste à l'alternance d'une période froide et d'une période chaude. Durant la période froide (décembre à février) on a des minima variant entre 14 et 15 °C. La période chaude (mars à octobre) connaît des maxima variant entre 32 et 40 °C. La moyenne annuelle est de 24 °C avec une amplitude thermique de 15 °C (Savadogo, 2002).

L'insolation comme la température joue un rôle important sur la dessiccation du sol et du bilan hydrique global (Zoungrana, 1991; Yaméogo, 2005). L'insolation influence l'assimilation chlorophyllienne et la floraison des végétaux par le photopériodisme. Il est élevé le long de l'année et vaut environ 200 h/mois.

L'humidité relative de l'air est un paramètre important dans la répartition des végétaux d'une région climatique. Elle serait un facteur déterminant dans le débourrement des bourgeons et la floraison de nombreux ligneux au cours de la période précédant l'installation de la saison des pluies (Yaméogo, 2005). Elle présente une valeur élevée et contribue au maintien de la turgescence des végétaux au sortir de la saison des pluies et pendant la période précédant son installation (Zoungrana, 1991). La moyenne annuelle est cependant de 50 % avec des variations profondes au cours de l'année : 28 % pendant l'harmattan et 75 % au mois d'août.

Les vents sont tributaires du Front Intertropical. En saison des pluies, ce sont les vents humides (mousson) du secteur Sud-ouest (Golfe de Guinée) qui dominent. L'installation et la fin de l'hivernage se caractérisent souvent par des grains et des vents généralement très violents. En saison sèche, les vents secs (harmattan) du Nord-est (Sahara) succèdent à la mousson avec une vitesse moyenne comprise entre 15 et 20 km/h. Ces vents augmentent le déficit de saturation et accentuent les conditions d'aridité de la saison sèche (Grouzis, 1987). La vitesse et la direction du vent influencent le comportement des feux de forêts qui peuvent être très

dévastateurs pour les végétaux dans certaines conditions (Dayamba, 2005; Savadogo *et al.*, 2007c).

I.3. Relief et sols

Les forêts classées de Tiogo et de Laba présentent dans leur ensemble un relief relativement plat et monotone avec quelques buttes cuirassées (Savadogo, 2009). L'altitude moyenne est de 300 m au-dessus du niveau de la mer. Nouvellet et Savadogo (1995), dans leur étude pédologique détaillée sur les dispositifs expérimentaux des deux forêts, distinguent comme Fontès et Guinko (1995) les principaux types de sol suivants : sols sablo-argileux ou gravillonnaires ; les sols hydromorphes et les sols à sesquioxyde de fer.

I.4. Faune

La faune contribue à la réalisation de fonctions écologiques importantes telles que la pollinisation et la dispersion des semences forestières (Baskin et Baskin, 1998; Savadogo *et al.*, 2007b). La faune est assez variée (DRET/CO, 1995), mais à l'instar des autres aires protégées du Burkina Faso, les forêts de Tiogo et Laba sont soumises à de fortes pressions avec par ordre d'importance : le braconnage, la pression pastorale, l'exploitation agricole, les feux de brousse et l'exploitation forestière qui contribuent à la détérioration de la niche écologique. Elles sont probablement à l'origine de la disparition de certaines espèces (IUCN, 2009). Les deux forêts abritent néanmoins une pédo-faune et une faune terrestre et aquatique.

Savadogo (1996) relève une pédo-faune importante à Tiogo constituée d'insectes (particulièrement, de termites) et de vers de terre. L'entomofaune compte plus de 107 familles. Cette pédo-faune joue un rôle très important dans la dégradation de la matière organique et l'aération du sol. La grande faune, elle, se caractérise par la présence d'éléphants (*Loxodonta africana*) qui contribuent à modeler le paysage des deux forêts classées (Savadogo, 2009), de phacochères (*Phacochoerus aethiopicus*), d'antilopes (Savadogo, 1996) dont l'effectif baisse fortement cause de la pression anthropique élevée (braconnage et pâture des animaux domestiques). Aujourd'hui encore, on rencontre dans les deux forêts classées quelques colonies importantes de singes rouges, d'oiseaux, de petits rongeurs et de reptiles.

I.5. Végétation

Situées dans la même zone phytogéographique, les forêts classées de Tiogo et de Laba présentent les mêmes types de végétation (Fontès et Guinko, 1995). Ces végétations se présentent sous forme de mosaïque à l'image des sols (Sawadogo, 2009). Les caractéristiques des différents types physiologiques de végétation, rencontrés selon Sawadogo (2009) sont les suivantes (Figure 5 et 6) :

- la savane arborée : c'est le type physiologique le plus dominant à Tiogo. La savane arborée claire est plus dense à Tiogo tandis qu'à Laba, la savane arborée dense est plus représentée ;
- la savane arbustive : elle est plus représentée à Laba qu'à Tiogo. Cette savane arbustive est essentiellement claire à Laba et relativement dense à Tiogo. La strate herbacée est dominée par les Poaceae annuelles mais on note également la présence de Poacées vivaces et de Phorbes ;
- les formations ripicoles boisées : ce sont des formations localisées essentiellement sur les berges du fleuve Mouhoun et ses affluents ;
- la savane herbeuse : elle est caractérisée par des sols superficiels gravillonnaires ;
- une végétation de jachère récente ainsi que des champs clandestins se retrouvent dans la forêt classée de Tiogo et représentent près de 8 % de sa superficie ;
- la forêt classée de Tiogo est aussi caractérisée par une végétation inféodée aux termitières cathédrales constituant des îlots de végétation (Traoré, 2008).

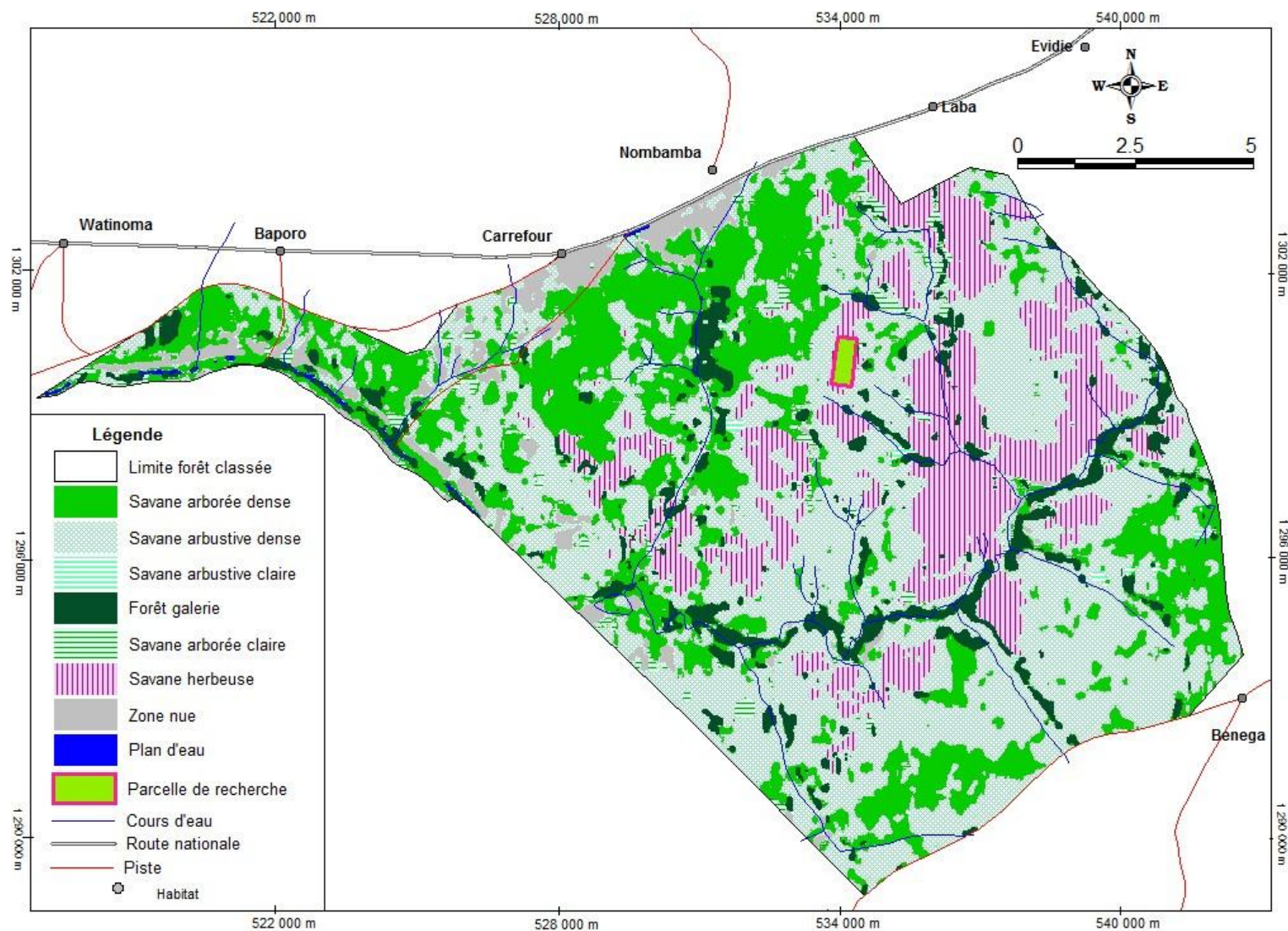


Figure 5 : Carte d'occupation des terres de la forêt classée de Laba avec localisation du dispositif de recherche
(Source : Fontès et Guinko 1995 modifié par le CTIG/INERA/Burkina Faso, Décembre 2010)

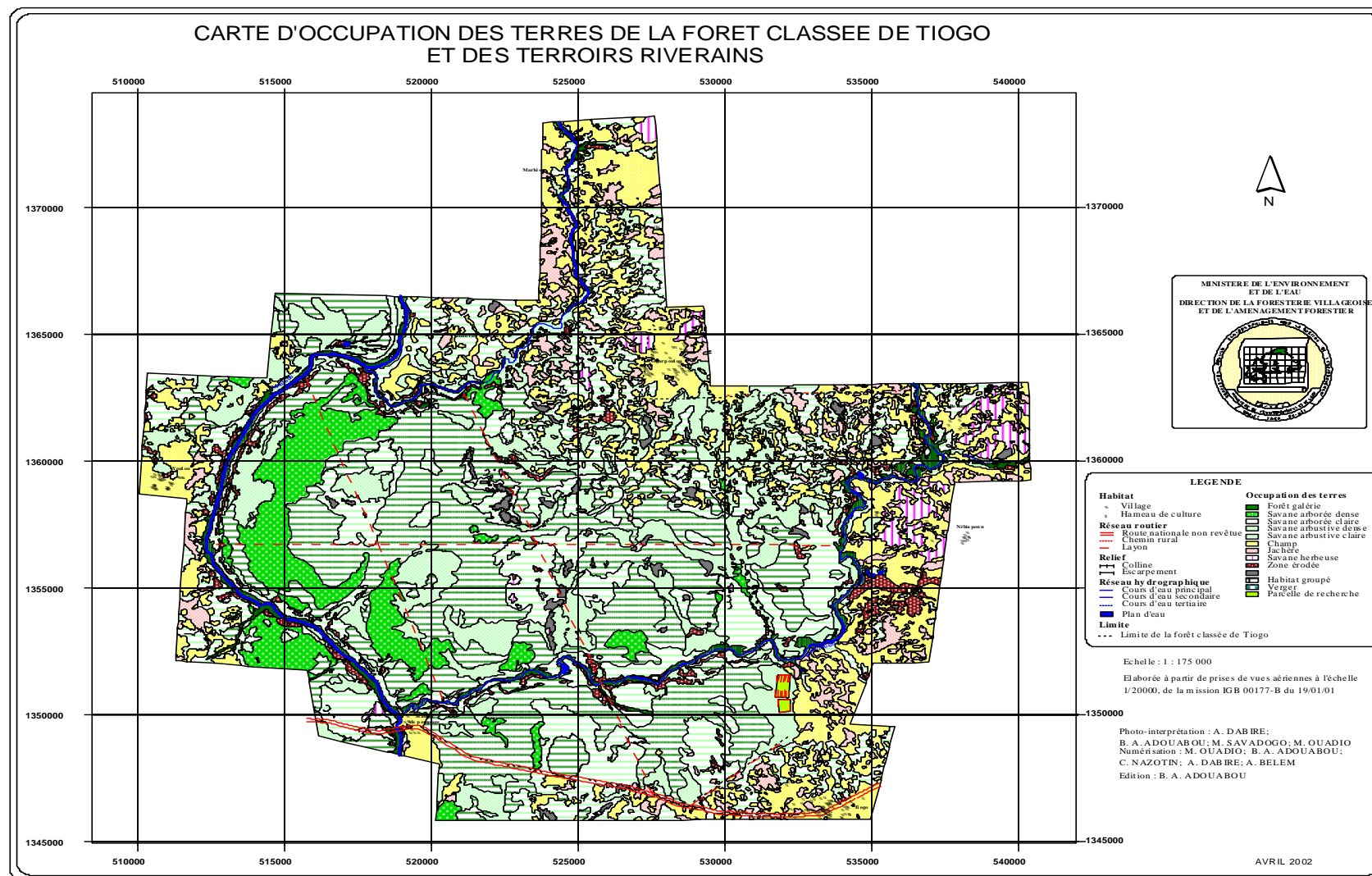


Figure 6 : Carte d'occupation des terres de la forêt classée de Tiogo et des terroirs riverains.

(Source : Fontès et Guinko 1995 adapté par BKF 2001)

II. Milieu humain

II.1. Population

Les populations des communes de Ténado et de Zawara où sont localisées les forêts classées de Tiogo et de Laba sont estimées respectivement à 45 506 et 21 097 habitants selon le recensement général de 2006 (INSD, 2007). Le sex-ratio dans ces populations est de 0,86 homme pour une femme à Ténado et de 0,91 homme pour une femme à Zawara. La population de Tiogo est constituée majoritairement de l'ethnie Lyela tandis que les Nouni dominent à Laba. Dans les deux localités, vit une forte communauté de Mossé issue principalement de la migration suite à la sécheresse des années 1970. A Tiogo, le centre de soins de la lèpre, installé dans les années 1950, a attiré des malades et leurs accompagnants venus de certains pays de la sous-région comme le Mali, le Niger et le Togo. Certains y sont restés après guérison (Sawadogo, 1996). Des Peuls pasteurs sont installés aux abords des forêts classées. Une enclave leur est octroyée dans la partie sud de la forêt classée de Tiogo (Sawadogo, 2009).

II.2. Activités

II.2.1. L'agriculture

Elle est la principale activité des populations de Tiogo et de Laba à l'instar des autres communautés rurales du pays, c'est une agriculture de subsistance entièrement dépendante de la pluie et consommatrice d'espace. C'est une agriculture de type minier c'est-à-dire sans apport de fertilisants à la terre (Sawadogo, 2009). Les principales spéculations sont : les céréales (sorgho rouge et blanc, petit mil et maïs), les légumineuses (niébé, arachide et poids de terre) et le coton. Il existe aussi à petite échelle une agriculture de contre-saison dans les quelques sites favorables.

L'augmentation rapide de la population conjuguée à l'agriculture minière et la pluviométrie erratique entraîne une dégradation des sols et une augmentation des superficies des champs. L'intensification de la culture du coton a de plus intensifié la conquête de nouvelles terres (Sawadogo, 2009). Les populations se tournent vers les forêts classées qui sont perçues comme des « banques de terre » pour y installer des champs clandestins. Cela est bien visible dans la partie Sud de la forêt classée de Tiogo où l'on assiste à un « spectacle désolant » (défrichement, calcination des

souches) (Savadogo, 2002) et constitue une menace sérieuse pour la survie de cette formation naturelle.

II.2.2. L'élevage

C'est un élevage de type extensif avec une tendance à la sédentarisation des Peuls pasteurs autour des forêts classées à cause de l'occupation des pistes de transhumance et des pâturages par les champs agricoles (Savadogo, 2009). Ces dernières années, beaucoup d'agriculteurs se sont investis dans cette activité entraînant ainsi une augmentation de la charge animale et une fréquentation plus soutenue des entités des forêts classées. Les deux forêts classées sont fréquentées par le bétail des agro-pasteurs provenant de la province du Sanguié et du Boulkiemdé surtout, et ceux des pasteurs transhumants qui traversent la région. Dans la forêt classée de Tiogo, le bétail est omniprésent surtout en saison des pluies lorsque l'herbe est encore verte et les terres voisines occupées par les cultures (Savadogo *et al.*, 2007a). La capacité de charge de cette forêt est estimée à 1,4 Unité bétail tropical (UBT) par hectare (Savadogo, 1996). Le cheptel est constitué principalement de bovins, d'ovins et de caprins. Cependant, on trouve aussi des porcins des asins et de la volaille dans les ménages. Les différents effectifs récents recensés par Savadogo (2002) indiquent 8500 bovins, 11500 ovins et 14000 caprins dans les territoires avoisinants la forêt classée de Tiogo.

II.2.3. L'exploitation forestière

II.2.3.1. Les produits ligneux

Dans les zones riveraines des forêts classées de Tiogo et de Laba il existe des groupements organisés pour l'exploitation des produits forestiers, notamment pour l'exploitation du bois de feu. L'exploitation se fait selon un plan d'aménagement et suivant un cahier de charge car les deux forêts classées font l'objet d'un aménagement depuis 1990 (Savadogo, 2009). La coupe s'effectue suivant des critères donnés par le service forestier (Savadogo, 1996).

Le bois débité est revendu aux grossistes-transporteurs qui ravitaillent les villes de Koudougou et de Ouagadougou. Le stère de bois est vendu à 2200 FCFA aux grossistes et cette somme est répartie de la façon suivante (DRECV/CO, 2010) : fonds d'aménagement : 600 FCFA/ stère ; fonds de roulement : 200 FCFA/ stère ; part du bûcheron : 1100 FCFA/ stère ; permis de coupe : 300 FCFA/ stère.

La production annuelle moyenne de bois de la forêt classée de Tiogo de 1993 (début de l'exploitation du bois d'énergie) à 2008 est de 8306 ± 2939 stères (DRECV/CO, 2010) (Figure 7).

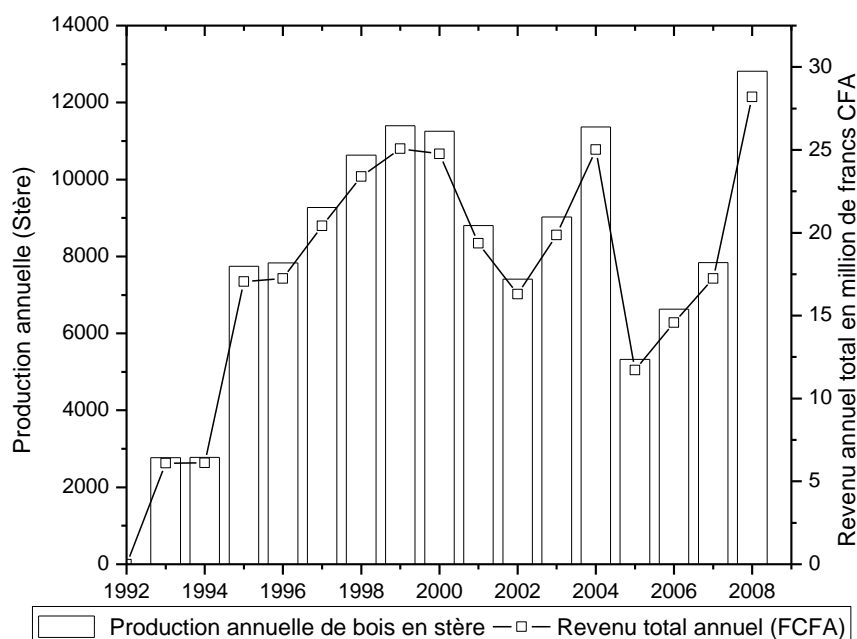


Figure 7 : Production annuelle de bois et revenu issu de son exploitation, de 1993 à 2008 dans la forêt classée de Tiogo

La figure 7 présente la production annuelle de bois et le revenu issu de son exploitation, de 1993 à 2008 dans la forêt classée de Tiogo. Les faibles niveaux de production en 1993 et 1994 sont liés à la faible demande en début d'exploitation. La plus grande production est atteinte en 2008 et est la conséquence d'une forte demande en bois. En général, la production varie en fonction de la demande, qui fluctue en fonction de plusieurs paramètres tel le revenu issu de l'exploitation agricoles, l'accessibilité des sites de coupes (Coulibaly-Lingani, 2011) et le prix des produits comme le gaz butane. Le revenu issu de l'exploitation du bois évolue similairement à la quantité puisque le prix unitaire (stère) est resté invarié au cours de cette période (Sawadogo, 2006).

II.2.3.2. Les produits non ligneux

Il s'agit de la cueillette de produits alimentaires et médicinaux, qui est une activité surtout pratiquée par les femmes. Les espèces les plus concernées sont généralement *V. paradoxa*, *Parkia biglobosa* (Jacq.) R.Br. ex G.Don., *Maerua angolensis* DC., *Adansonia digitata* L., *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet (Hagberg

et al., 1996). Ce sont en général des produits destinés à l'autoconsommation et le surplus est revendu sur les marchés locaux.

II.2.3.3. La pêche

C'est également une activité assez importante pratiquée sur le fleuve Mouhoun et ses affluents. L'exploitation des ressources halieutiques constitue un autre facteur de pression sur les forêts classées car, le bois nécessaire au fumage des poissons, la construction des pirogues et les piquets des filets proviennent de ces forêts. L'extraction des huîtres et moules, la recherche de tortues peuvent également occasionner des feux dévastateurs de la végétation sur les berges (Sawadogo, 2009).

DEUXIÈME PARTIE :
TRAVAUX DE
RECHERCHES MENÉS

Chapitre I. Variation de la richesse floristique et de l'infiltration du sol en fonction du gradient de pâture au voisinage des berges du Mouhoun

I. Introduction

Environ 3,6 milliards d'hectares sur les 6 continents sont considérées comme désertifiées (Daily, 1995). Les mécanismes pour expliquer la désertification comprennent les changements climatiques, la pâture et la saison de feu, mais la majeure partie des recherches s'accordent que le surpâturage joue un rôle majeur (Archer *et al.*, 1995; Van Auken, 2000) particulièrement dans les régions arides et semi-arides. Les perturbations causées par la pâture de grands herbivores constituent des déterminants importants de la structure des communautés végétales (Milchunas *et al.*, 1989). Le surpâturage en général conduit à la dégradation du potentiel biologique et économique, qui sont souvent en partie irréversible (Van Auken, 2000).

La pâture modifie fortement les processus des écosystèmes et présente deux effets opposés sur la végétation et les sols en milieu aride et semi-aride (Augustine et McNaughton, 1998; Frank, 2005). D'une part, la pâture offre un outil de gestion au maintien de la production primaire, la biodiversité et la structure des habitats (McNaughton, 1985; Collins *et al.*, 1998). D'autre part, une mauvaise utilisation de la pâture, telle que le surpâturage, peut freiner la productivité, entraîner des pertes importantes de la fertilité des sols et inciter plus fortement la dégradation des écosystèmes, ainsi que la désertification (Rietkerk et van de Koppel, 1997; Han *et al.*, 2008). Par conséquent, des régimes de pâture différents (par exemple, différentes intensités de pâture) doivent révéler des effets divergents sur le comportement spatial de la végétation et le sol. Les explications théoriques pour l'irréversibilité potentielle de la désertification due à la pâture mettent souvent l'accent sur l'évolution des taux d'infiltration de l'eau (Van de Koppel *et al.*, 2002). Aussi, l'augmentation de l'intensité du pâture devrait augmenter la mortalité des plantes et, finalement, entraîner la diminution de la richesse spécifique (Proulx et Mazumder, 1998). Des études récentes dans certains écosystèmes arides ont démontrées que l'impact de la pâture dans les

parcours semi-arides peut être exagéré et confondu aux effets de la variabilité climatique (Sullivan et Rohde, 2002).

Les points d'abreuvement sont les points focaux de pâture dans les aires pâturées. La concentration d'un nombre relativement important d'animaux domestiques et sauvages autour des points d'eau, en particulier pendant la saison sèche, crée des gradients de dégradation dans le paysage avoisinant, avec l'ampleur du piétinement et ses effets dégradants, comme la suppression sur certaines espèces de plantes, diminuant de façon exponentielle à partir du point d'eau (Lange, 1969; Fusco *et al.*, 1995). Les changements induits le long du gradient de pâture comprennent le compactage, l'enlèvement de la croûte cryptogamique, la réduction de la rugosité de surface et l'augmentation de la mobilisation des particules de sol. Ces changements intègrent aussi la perte de matières fines par érosion éolienne et hydrique, la modification de l'écoulement normal des eaux de surface, la réduction du couvert végétal et sa complexité, et des réductions du taux de couverture et la survie des plantes vivaces (Thrash, 2000; Nash *et al.*, 2003). Les perturbations du sol induites par les animaux contribuent à des variations de l'infiltration d'eau, de l'hétérogénéité spatiale des banques de semences du sol, de la matière organique du sol et donc les nutriments du sol, et à l'érosion des sols (Whitford et Kay, 1999).

Au Burkina Faso, la plus part des forêts classées légalement ou illégalement pâturées, sont caractérisées par un manque de rivières ou d'autres eaux de surface pendant la saison sèche. Le Mouhoun seul fleuve à régime permanent du pays, qui traverse certaines de ces forêts, attire un nombre important de bétail pendant la saison sèche entraînant souvent une pâture intensif le long de ses berges. Lange (1969) dans ses travaux indique que les interactions entre les animaux et la végétation autour des points d'eau peuvent conduire au développement d'unités écologiques différentes, appelées « piosphères ». Ces biosphères sont au voisinage immédiat des points d'abreuvement du bétail et, par conséquent, sont des zones de forte utilisation. Le gradient de pâture (modèle piosphère) est défini comme un modèle qui reflète la concentricité de la pression de stockage autour des points d'eau (Andrew et Lange, 1986).

Ainsi, une bonne connaissance des effets du gradient de pâture sur la fonction et la structure de l'écosystème dans les environs des points d'abreuvement est nécessaire pour formuler des recommandations d'aménagement et de conservation des berges. Une revue de la littérature, indique qu'il y a eu peu d'études au Burkina Faso pour examiner les impacts de l'intensité de la pâture sur le comportement spatial de la végétation et des sols dans les écosystèmes des points d'abreuvement. Les quelques études existantes se sont focalisées sur le gradient de pâture en général (Rietkerk *et al.*, 2000; Savadogo *et al.*, 2007a). Le manque de données quantitatives appelle à une étude approfondie afin de générer des connaissances nécessaires permettant de conserver les berges et par conséquent l'intégrité des aires savaniques protégées. Par conséquent, l'objectif de cette étude est de contribuer à combler cette lacune de connaissances en déterminant l'impact du gradient de pâture au voisinage des berges du Mouhoun sur : 1) la diversité et la distribution spatiale des espèces herbacées et leur biomasse ; 2) la diversité, et la densité des plantes ligneuses et 3) les propriétés hydrologiques du sol.

II. Matériels et Méthodes

II.1. Site expérimental

L'étude est conduite le long des berges du fleuve Mouhoun, seul fleuve à régime permanent du pays, dans la forêt classée de Tiogo (Figure 2, page 18). Le dispositif d'étude est installé sur une zone fortement fréquentée par les animaux surtout en saison sèche, choisie à base d'informations recueillies auprès de personnes ressources que sont les agro-pasteurs et pasteurs riverains à la forêt classée, corroborées avec des observations de terrain. Une fois l'endroit identifié, un dispositif d'étude (Figure 8) est installé suivant un gradient de pâture en fonction de la distance au point d'eau. Le principe d'installation du dispositif consiste à avoir des rangées de parcelles à différents niveaux de pression de pâture. On admet que la pression de pâture décroît à mesure que l'on s'éloigne du point d'eau avec la plus forte pression près du point d'eau (Brits *et al.*, 2002; Tarhouni *et al.*, 2010). Cinq rangées parallèles de parcelles, correspondant chacune (chaque rangée) à un niveau de pression de pâture donnée, sont installées. Ce nombre de niveau de pression est retenu à l'instar de Brits *et al.* (2002). Chaque

rangée contient quatre parcelles représentant les quatre répétitions d'un niveau de pression de pâture. Les parcelles ont une taille de 2500 m² (50 m x 50 m) et sont séparées les unes des autres par une distance de 20 m à l'intérieur de chaque niveau de pression ; les niveaux de pression étant elles, séparées par une distance 150 m. Le premier niveau de pression de pâture est installé à 20 m du bord du fleuve et correspond à la zone appelée « aire de sacrifice » (Graetz et Ludwig, 1978).

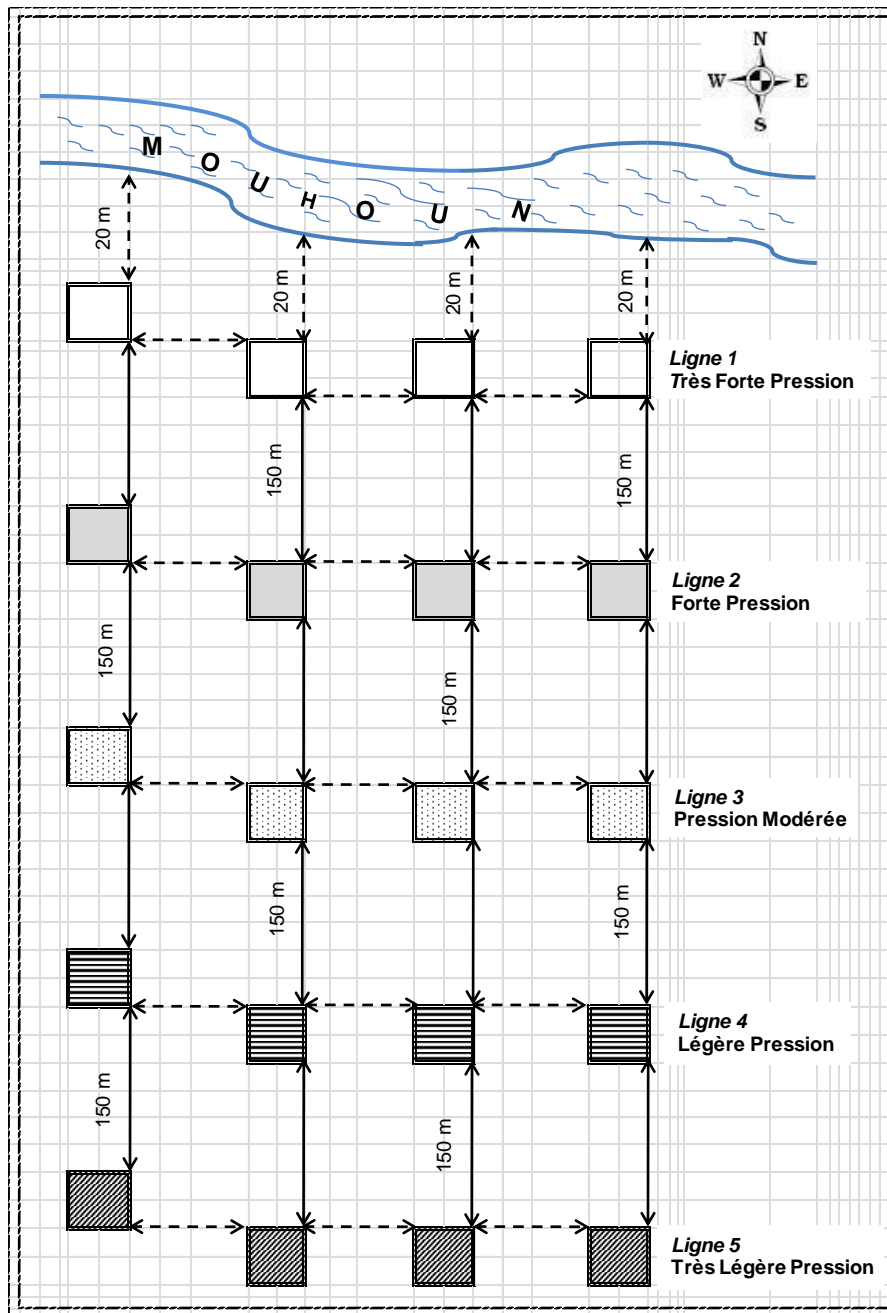


Figure 8 : Dispositif d'étude de l'impact écologique du gradient de pâture

II.2. Mesure des paramètres structurels et fonctionnels de la végétation

II.2.1. Inventaire de la strate herbacée

L'inventaire herbacé est conduit à la période d'épiaison-fructification des espèces dominantes, où les espèces sont les plus discernables. Cette période, dans notre zone, se situe en fin Septembre début Octobre (Sawadogo, 2009). Ce stade phénologique correspond aussi à la période de biomasse maximale (Zoungrana, 1991).

La méthode d'inventaire utilisée est celle des points quadrats de Levy et Madden (1933) ; c'est une méthode utilisée avec succès dans l'évaluation du pâturage au Burkina Faso (Nacro, 1989; Savadogo *et al.*, 2008). Elle permet de caractériser l'importance de chacune des espèces dans le tapis végétal et de suivre l'évolution floristique d'un pâturage dans le temps (Sawadogo, 1996; 2009). La méthode consiste à tendre un ruban métrique ou une corde, graduée en cm, de 20 m au-dessus ou au sein du tapis herbacée et à effectuer une lecture verticale à chaque 20 cm (Photo 1). La lecture se fait le long d'une tige métallique légèrement plantée dans le sol avec un total 100 points de lecture. A chaque point de lecture, la présence d'une espèce est relevée lorsque un de ses organes aérien (feuille, fleur, fruit, chaume...) est en contact avec la tige métallique. Par convention, une espèce n'est relevée qu'une fois par point de lecture. Les espèces ont été identifiées *in situ* et la nomenclature des espèces a suivi l'International Plant Names Index (IPNI, 2011).

Le nombre de ligne de points quadrats est donné, pour une précision de 5 % par la formule suivante :

$$IC = \pm 2 \sqrt{\frac{n(N-n)}{N^2}}$$

où IC est l'intervalle de confiance, N l'effectif cumulé des contacts de toutes les espèces et n l'effectif cumulé des contacts de l'espèce dominante.

Dans notre cas, vu le temps matériel et les ressources financières dont nous disposons, nous avons installé une ligne de lecture sur chaque parcelle d'échantillonnage, soit quatre lignes (400 points) de lecture pour chaque niveau de pression de pâturage et 20 lignes (2000 points) de lecture pour l'ensemble du dispositif expérimental.



Photo 1 : Inventaire de la flore herbacée par la méthode des points quadrats alignés.
(Photo Santi S. 2010)

Les paramètres suivants définis par Daget et Poissonet (1971) sont calculés :

- la fréquence spécifique de l'espèce i (FS_i) qui correspond à l'ensemble des présences de l'espèce i sur la ligne de flore ;
- la fréquence centésimale de l'espèce i (FC_i) qui est le rapport en pourcentage de la fréquence spécifique de l'espèce i au nombre de points échantillonnés (N). Lorsque N augmente, FC_i correspond au recouvrement de l'espèce i qui est la proportion de la surface du sol recouverte par la projection verticale des organes aériens de l'espèce

$$FC_i = \frac{FS_i}{N} \times 100$$

- la contribution spécifique de l'espèce i (CS_i) : c'est une valeur traduisant la contribution de l'espèce à l'encombrement végétal aérien. Elle correspond au rapport de la FS_i à la somme des FS_i de toutes les espèces (n) recensées sur 100 points échantillonnés.

$$CS_i = \frac{FS_i}{\sum_{i=1}^n FS_i} \times 100$$

L'appréciation de la structure de la strate herbacée s'est faite en classant les différentes espèces rencontrées par forme biologique à l'instar de Sawadogo (2009). Cette classification distingue :

- les Graminées ou Poacées: annuelles (Ga) ou pérennes (Gp), qui constituent la catégorie fourragère la plus importante des régions tropicales ;
- et les autres espèces (Au) : qui sont les espèces autres que les graminées, regroupées sous le nom de Phorbes par Hoffmann (1985).

II.2.2. Evaluation de la biomasse aérienne herbacée

La quantification de la biomasse dans notre site s'est faite par la méthode de la récolte intégrale, utilisée par de nombreux auteurs dans notre pays (Zoungrana, 1991; Sawadogo, 1996; Dayamba, 2005; Sawadogo, 2009). C'est la méthode la plus directe et la plus ancienne d'estimation de biomasse. Elle est simple et précise mais présente l'inconvénient d'être destructrice (Photo 2). La récolte intégrale consiste à faucher de façon intégrale la végétation herbacée dans des carrés de 1 m². Sur chaque parcelle, six carrés sont fauchés le long de la ligne de flore utilisée pour l'inventaire herbacée. Ces fauches sont effectuées à la période de biomasse maximale des herbacées dans la région. La fauche de chaque carré subit un tri manuel des principales espèces, qui sont par la suite pesées avec des pesons de 1 kg (± 10 g) ou de 2 kg (± 20 g). Un échantillon représentatif de chaque espèce principale est ensuite prélevé et séché au soleil jusqu'à poids constant pour la détermination de la matière sèche. Le reste des espèces est pesé ensemble et retenu comme étant « autres espèces ». Après détermination de la matière sèche, la biomasse par carré est obtenue en faisant la somme des biomasses de toutes les espèces rencontrées dans le carré. La biomasse de chaque parcelle correspond à la moyenne des biomasses des six carrés de la parcelle.



Photo 2 : Evaluation de la biomasse herbacée, par carré de 1 m², par la coupe intégrale (Photo : Santi S. 2010)

II.2.3. Inventaire de la strate ligneuse

Un inventaire exhaustif des ligneux est réalisé au sortir de la saison pluvieuse et avant le passage des feux précoces dans la zone d'étude (Novembre 2010). Chaque espèce est identifiée suivant la nomenclature de l'International Plant Names Index (IPNI, 2011). Les informations suivantes sont notées pour chaque espèce :

- l'espèce et son numéro de souche ;
- le nombre de brins portés par chaque souche avant 1,30 m de haut ;
- la circonférence à la base (20 cm du sol) et à 1,30 m de chaque brin à l'aide d'un ruban de tailleur de 1,5 m ;
- la hauteur de chaque brin en utilisant des perches graduées de 3 m emboîtables ;

Pour les individus multicaules ou multibrins, un diamètre commun à l'individu est calculé en utilisant la formule suivante :

$$D_{base} = \sqrt{\sum_{i=1}^n d_i^2}$$
 ; où D_{base} est le diamètre commun à 20 cm et d_i le diamètre à 20 cm du $i^{ème}$ brin de l'individu.

II.2.4. Evaluation de la régénération ligneuse

Dans les formations végétales naturelles où l'âge des individus est généralement inconnu, la désignation des individus de la régénération varie en fonction des auteurs. Selon Ky-Dembele *et al.* (2007) et Bognounou (2009), le terme rejet renvoie au groupe d'individus ayant une hauteur inférieure ou égale à 100 cm alors que Paré *et al.* (2009) considèrent les individus ayant un diamètre à hauteur de poitrine $< 2,5$ cm avec une hauteur $< 1,5$ m comme faisant partie de la régénération. Dans notre cas, nous considérons comme faisant partie de la régénération ligneuse, tous les individus ayant une hauteur ≤ 100 cm sauf ceux qui sont coupés. Ces individus sont inventoriés par comptage du nombre d'individus de chaque espèce dans toutes les 20 parcelles d'échantillonnage.

II.3. Mesure de l'infiltration de l'eau dans le sol

L'infiltration de l'eau dans le sol est mesurée au cours du mois de décembre 2010, après qu'un feu accidentel ait parcouru l'ensemble du dispositif expérimental. Dans chaque parcelle, l'infiltration est mesurée de façon systématique sur six (6) points positionnés aux extrémités et au milieu de la parcelle en utilisant un infiltromètre à membrane SW 080 B (Figure 9, Photo 3) connecté à un data logger type STK 850.

Avant de placer l'infiltromètre sur chacun des points de mesures, une petite surface de sol est nivelée et nettoyée des débris. Un anneau (20 cm de diamètre) est placé sur la surface nivelée et la zone au sein de l'anneau est remplie de sable tamisé fin (de quelques mm d'épaisseur). Le sable est nivelé avec soin et l'anneau enlevé. Une surface parfaite, plate de 20 cm de diamètre, est formée pour le placement du disque de l'infiltromètre. La couche de sable a pour but de créer un bon contact entre la base de l'infiltromètre et le sol en dessous. La mesure se fait durant 35 mn sur chaque point de mesure.

La Photo 3 montre l'infiltromètre mis en place avec le data logger pour les mesures tandis que la figure 10 illustre le détail d'un infiltromètre à tension SMS. Les importantes composantes sont :

- (i) la tour à bulles (2,54 cm tube diamètre intérieur) ;
- (ii) le réservoir d'eau (4,45 cm tube diamètre intérieur) ;

- (iii) la plaque de base et la membrane poreuse (disque) pour mettre en place la conductivité hydraulique avec le sol ;
- (iv) le tube à bulles de diamètre intérieur 1,27 cm entre le disque et le château d'eau.

L'air entre en A à la pression atmosphérique $p_A = 0$. Or $p_A = p_B$ et $p_C = p_D$. De plus $p_B = p_C + \rho_w \cdot g \cdot h_1$ et $p_E = p_D + \rho_w \cdot g \cdot h_2$ avec $h_1 = AB$ et $h_2 = DE$. Donc $p_E = \rho_w \cdot g \cdot (h_2 - h_1)$. On obtient ainsi à la base de la membrane une succion h_0 . L'expression de cette succion h_0 est égale à $(h_2 - h_1)$, corrigée des pressions capillaires à la sortie des tubes AB et CD.

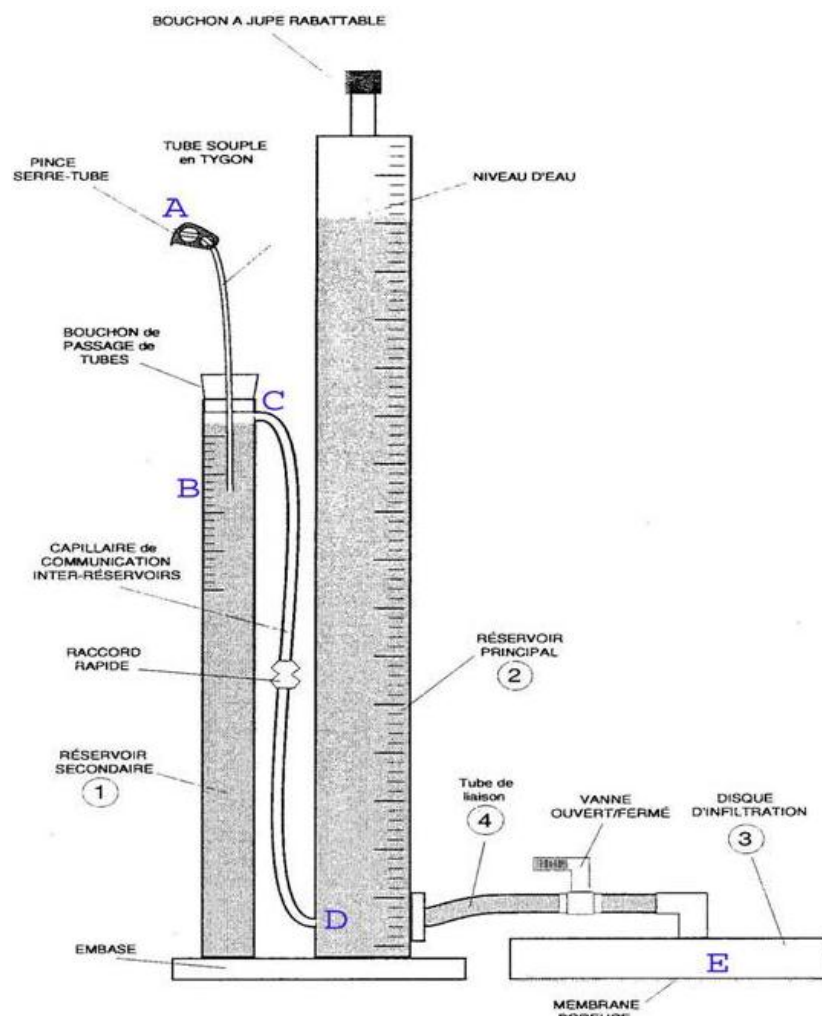


Figure 9 : Vue de l'infiltromètre à membrane SW 080 B

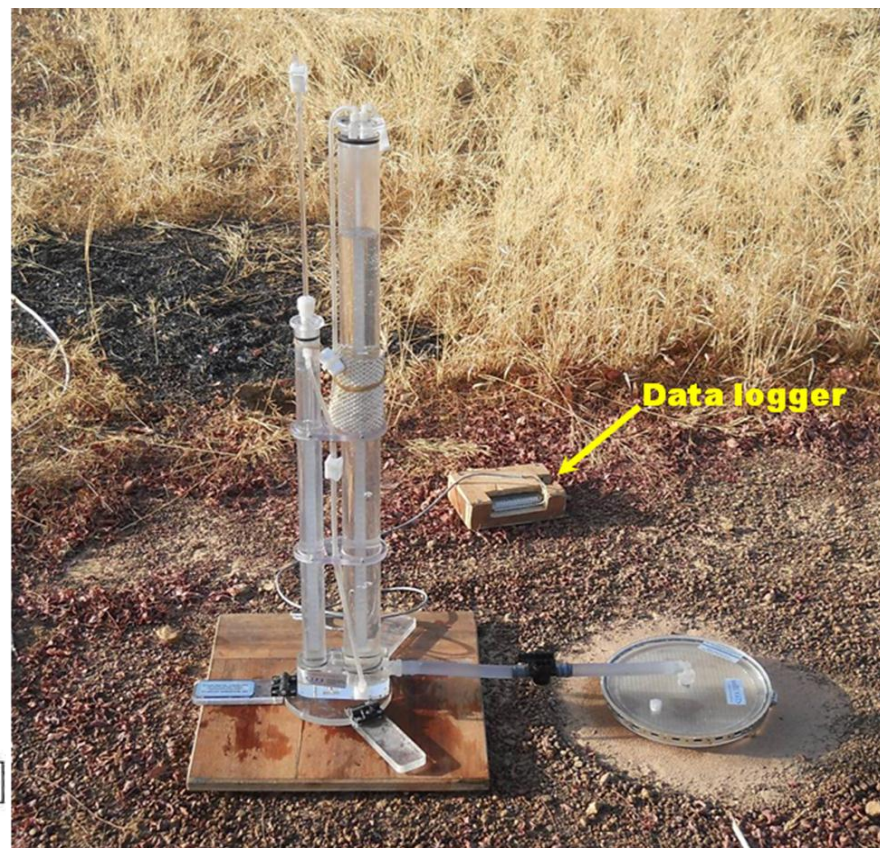


Photo 3 : Mesure du taux d'infiltration de l'eau à l'aide de l'infiltromètre à membrane SW 080 B muni d'un data logger type STK 850 (Photo : Santi S. 2010).

II.4. Calculs et analyses des données

II.4.1. La strate herbacée

L'abondance, la richesse et la diversité des espèces herbacées est calculées pour chacune des parcelles des différents niveaux de pression de pâture. L'abondance est exprimée en pourcentage par la contribution spécifique, et la richesse spécifique (S) par le nombre d'espèces rencontrées sur la ligne de flore. La diversité des espèces est évaluée en utilisant l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H'), calculé selon l'équation :

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Où p_i est l'abondance relative de l'espèce i dans une parcelle (Magurran, 2004). Abondance, richesse et diversité sont également calculées par forme biologique. Aussi, l'abondance de certaines espèces rencontrées dans toutes les parcelles sélectionnées est évaluée.

II.4.2. La strate ligneuse adulte

L'importance écologique relative de chaque espèce ligneuse et relative à chaque famille dans chaque niveau de pression de pâture sont respectivement exprimées à l'aide de l'Indice de Valeur d'Importance (IVI) et de la Valeur d'Importance de Famille (VIF) (Heikkinen et Birks, 1996). L'IVI d'une espèce est définie comme la somme de sa dominance relative, de sa densité relative et de sa fréquence relative exprimés par hectare. La VIF, elle est la somme de la dominance relative, de la densité relative des espèces appartenant à la famille et de sa diversité relative. Ces différents paramètres se calculent comme suit :

- Surface terrière = $D_{20}^2 \times \frac{\pi}{4}$ avec D_{20} le diamètre à 20 cm
- Dominance relative = $\frac{\text{Surface terrière de l'espèce}}{\text{Surface terrière totale de toutes les espèces}} \times 100$
- Densité relative = $\frac{\text{Nombre d'individus de l'espèce}}{\text{Nombre total d'individus}} \times 100$
- Fréquence = $\frac{\text{Nombre de parcelles dans lesquelles on trouve l'espèce}}{\text{Nombre total des parcelles}}$

- Fréquence relative = $\frac{\text{Fréquence de l'espèce}}{\sum \text{des fréquences des espèces}} \times 100$
- Diversité relative = $\frac{\text{Nombre d'espèce dans une famille}}{\text{Nombre total d'espèces}} \times 100$
- IVI = Dominance relative + Densité relative + Fréquence relative
- VIF = Dominance relative + Densité relative + Diversité relative

Les valeurs de la dominance relative, la densité relative, la fréquence relative et la diversité relative sont comprises entre 0 et 100 % tandis que celles de IVI et VIF sont comprises entre 0 et 300 %. Les caractéristiques structurales (densité, distribution des individus par classe de hauteur et de diamètre) sont déterminées en faisant la moyenne par niveau de pression de pâture de tous les individus par parcelle.

La richesse spécifique est souvent insuffisante pour comparer la diversité de deux communautés, car elle ne tient pas compte de l'abondance relative de chaque espèce (Krebs, 1999). Pour combler cette lacune, certains indices de diversité, comme l'indice de diversité de Shannon-Wiener, l'indice de Shannon sur la régularité et la réciproque de l'indice de diversité de Simpson, qui considèrent à la fois la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces (Magurran, 2004) sont calculés. L'indice de diversité de Shannon-Wiener permet de quantifier l'hétérogénéité de la diversité spécifique d'un milieu. Ces différents indices se calculent comme suit :

- l'indice de Shannon sur la régularité : $J' = H' / \ln S$
- l'indice de Shannon-Wiener : $H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$ avec p_i l'abondance proportionnelle de l'espèce i ;
- la réciproque de l'indice de Simpson : $1/\lambda = \sum n_i(n_i - 1) / N_i(N_i - 1)$ avec n_i le nombre d'individus de l'espèce i dans le niveau de pression de pâture considéré et N_i le nombre total d'individus dans le niveau de pression de pâture considéré.
- l'indice de Margalef sur la richesse spécifique : $D_{Mg} = (S - 1) / \ln N$

Où N = nombre total d'individus recensés ; S = nombre total des espèces dans la population (richesse spécifique), et p_i = abondance relative des $i^{\text{ème}}$ espèces dans une parcelle. 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, excepté une espèce qui est représentée par tous les autres individus du peuplement. L'indice est maximal quand tous les individus sont répartis d'une façon égale sur toutes les espèces (Magurran, 2004).

L'indice de similarité de Jaccard est calculé pour évaluer la diversité β (similarité entre les végétations des niveaux de pâture). Il est calculé sur la base de la présence/absence des espèces. Il varie entre 0 et 1, et une valeur proche de 1 indique une grande similarité entre les sites d'où une faible diversité β (Magurran, 2004).

$$\text{Indice de Jaccard } C_j = j/(a+b-j)$$

Dans la formule de cet indice, j = nombre d'espèces communes à deux niveaux de pâture A et B, a = nombre d'espèces sur le niveau A et b = le nombre d'espèces sur le niveau B.

II.4.3. Régénération ligneuse

Les données des petits individus sont traitées séparément. En plus du calcul de densité, leur mode de distribution spatiale est analysé en utilisant l'indice standardisé de Morisita (I_p) qui est relativement indépendant de la densité de la population (Krebs, 1999). L'indice de Morisita est d'abord donné par I_d :

$$I_d = \frac{n \times (\sum x^2 - \sum x)}{[(\sum x)^2 - \sum x]} ; \text{ avec : } n \text{ la taille de l'échantillon et } \sum x \text{ le nombre total des}$$

individus d'une espèce.

Ensuite, on calcul deux autres valeurs d'importance de l'indice de Morisita à l'aide des formules suivantes :

$$\text{- l'indice uniforme } Mu = (\chi_{0,975}^2 - n + \sum x_i) / (\sum x_i - 1)$$

$$\text{- l'indice de regroupement } Mc = (\chi_{0,025}^2 - n + \sum x_i) / (\sum x_i - 1)$$

Où $\chi_{0,975}^2$ et $\chi_{0,025}^2$ sont des valeurs lues dans la table de χ^2 avec $(n-1)$ degré de liberté, x_i le nombre d'individus de l'espèce i et n le nombre de parcelles sur chaque niveau de pression de pâture. L'indice standardisé de Morisita est finalement calculé avec l'une des formules suivantes :

- lorsque $I_d \geq M_c > 1,0$, $I_p = 0,5 + [0,5(I_d - M_c)/(n - M_c)]$
- lorsque $M_c \geq I_d > 1,0$, $I_p = 0,5(I_d - 1)/(M_u - 1)$
- lorsque $1,0 > I_d > M_u$, $I_p = -0,5(I_d - 1)/(M_u - 1)$
- lorsque $1,0 > M_u > I_d$, $I_p = -0,5 + [0,5(I_d - M_u)/M_u]$

Les valeurs de I_p sont comprises entre -1 et 1, avec une limite de confiance 95 % à ± 5 %. Considérant l'échelle de valeurs de I_p , la valeur 0,0 indique une dispersion aléatoire des individus ; des valeurs supérieures à 0,0 indiquent une dispersion regroupée des individus ; et des valeurs inférieures à 0,0 indiquent une dispersion uniforme des individus.

II.4.4. Le taux d'infiltration

L'infiltromètre à disque permet de mesurer l'infiltration d'eau dans le sol en conditions axisymétriques sous un potentiel hydrique négatif ou nul imposé à la surface du sol. La quantité cumulée d'eau infiltrée dans le sol au bout de 35 mn de mesures sont soumises aux analyses de variances.

II.4.5. Analyses statistiques

Les différents indices de diversité calculés pour la strate herbacée et ligneuse, la biomasse herbacée ainsi que la quantité cumulée d'eau infiltrée sont soumis à des analyses de variance pour étudier l'effet de la pression de pâture. Ces analyses sont faites à l'aide du logiciel d'analyse SPSS 15.0 (Copyright © SPSS Inc., 1989-2006. All rights reserved). Les conditions préalables aux analyses de variance (normalité et homogénéité de variance) sont vérifiées avant toute analyse. Lorsque ces conditions ne sont pas réunies, on procède à des transformations de données (linéaire ou logarithmique) avant les analyses (Zar, 1996). Le test de Tukey à 5 % de seuil de confiance est utilisé pour tester les différences significatives entre les moyennes. Les résultats sont considérés significatifs lorsque $p < 0,05$ et, montrent une tendance lorsque $0,05 < p < 0,1$. Les figures sont réalisées avec le logiciel Sigma Plot 7.0 (Copyright © 1986-2001 SPSS Inc.) ou Origin 7.5 (Copyright © 1998-2008 Origin Lab Corporation).

III. Résultats

III.1. La strate herbacée

Un total de 58 espèces appartenant à 17 familles et 39 genres est recensé sur l'ensemble des lignes de flore. Les relevés effectués en extension sur l'ensemble des parcelles révèlent un pool de 145 espèces herbacées réparties dans 33 familles et 95 genres (Annexe 1). Le tableau 1 présente les espèces dites productrices avec leurs fréquences spécifiques (FS_i), centésimales (FC_i) et leurs contributions spécifiques (CS_i). Une espèce est dite productrice lorsque sa $CS_i > 5\%$ (Sawadogo, 1996). La zone de très légère pression a le plus grand nombre d'espèces (6) productrices suivie de la zone de forte pression (5), de la zone de pression modérée (4), les zones de forte et légère pression ont similairement 2 espèces productrices. Dans chacune de ces zones de pâture *L. togoensis* est présente avec une $CS > 5\%$.

Sur l'ensemble de la flore inventoriée, les phorbes représentent la forme biologique la plus importante avec 31 espèces, les graminées annuelles comptent 21 espèces et les graminées pérennes sont les moins importantes avec 6 espèces.

Tableau 1 : Espèces productrices en fonction des différents gradients de pâture

Pression de pâture	Espèce productrices	FS_i	FC_i	CS_i
Très forte	<i>Loudetia togoensis</i>	67,00	16,75	44,11
	<i>Zornia glochidiata</i>	16,00	4,00	11,32
	<i>Digitaria argillacea</i>	12,75	3,19	10,17
	<i>Tripogon minimus</i>	15,50	3,88	9,94
	<i>Schoenefeldia gracilis</i>	9,75	2,44	7,07
Forte	<i>Loudetia togoensis</i>	87,50	21,88	57,89
	<i>Sorghastrum bipennatum</i>	8,50	2,13	6,20
Modérée	<i>Loudetia togoensis</i>	71,25	17,81	32,12
	<i>Tripogon minimus</i>	25,50	6,38	14,76
	<i>Schizachyrium platyphyllum</i>	40,00	10,00	13,71
	<i>Andropogon fastigiatus</i>	24,75	6,19	8,77
Légère	<i>Loudetia togoensis</i>	70,25	17,56	49,34
	<i>Pennisetum pedicellatum</i>	15,75	3,94	7,79
Très légère	<i>Elionurus elegans</i>	56,75	14,19	24,94
	<i>Loudetia togoensis</i>	42,00	10,50	19,72
	<i>Andropogon fastigiatus</i>	28,00	7,00	11,66
	<i>Schizachyrium exile</i>	21,75	5,44	8,08
	<i>Rhytachne triaristata</i>	19,50	4,88	6,71
	<i>Indigofera lepieurii</i>	13,50	3,38	6,10

NB : les valeurs données dans le tableau ci-dessus sont en pourcentage (%).

L'analyse de variance révèle une certaine homogénéité entre les différents gradients de pâture en terme de richesse spécifique ($F_{[4,15]} = 0,47$; $p = 0,757$). Bien qu'une différence significative ne soit notée entre les différents niveaux de pâture en termes de diversité spécifique il faut observer une relative augmentation du nombre d'espèces inventoriées sur les lignes de lecture avec la décroissance du gradient de pâture. La richesse spécifique moyenne est de $10,50 \pm 2,06$ pour la zone de très forte pression, $11,00 \pm 2,04$ pour la zone de forte pression, $12,75 \pm 1,49$ pour la zone de pression modérée, $12,25 \pm 3,95$ pour la zone de pression légère et $15,25 \pm 3,95$ pour la zone dite de pression très légère. De même, le gradient de pâture n'a aucun effet significatif sur l'indice de diversité de Shannon ($F_{4,15} = 0,638$; $p = 0,644$) et sur la biomasse herbacée ($F_{[4,15]} = 1,627$; $p = 0,219$). L'indice de Shannon semble augmenter légèrement avec la diminution de la pression de pâture (Figure 10).

La richesse, l'abondance et la diversité des différentes formes biologiques varient significativement entre les gradients de pâture. La pression de pâture a un effet significatif sur l'abondance des graminées annuelles ($F_{[4,15]} = 4,548$; $p = 0,013$) (Figure 11). Le niveau de très légère pression de pâture est celui qui enregistre significativement la plus grande abondance de graminées annuelles ($196,25 \pm 23,03$) et le niveau de très forte pression possède la plus faible abondance ($114,50 \pm 14,20$) de la même forme biologique. Une analyse de variance individuelle est conduite pour *L. togoensis* qui est présente sur l'ensemble des parcelles dans les différents niveaux de pâture. Les résultats des différents gradients de pâture ne diffèrent pas en terme d'abondance de cette espèce ($F_{[4,15]} = 0,638$; $p = 0,644$). Egalement il n'y a pas de différence significative entre les gradients de pâture en ce qui concerne l'abondance des graminées pérennes et les phorbes ($p > 0,05$).

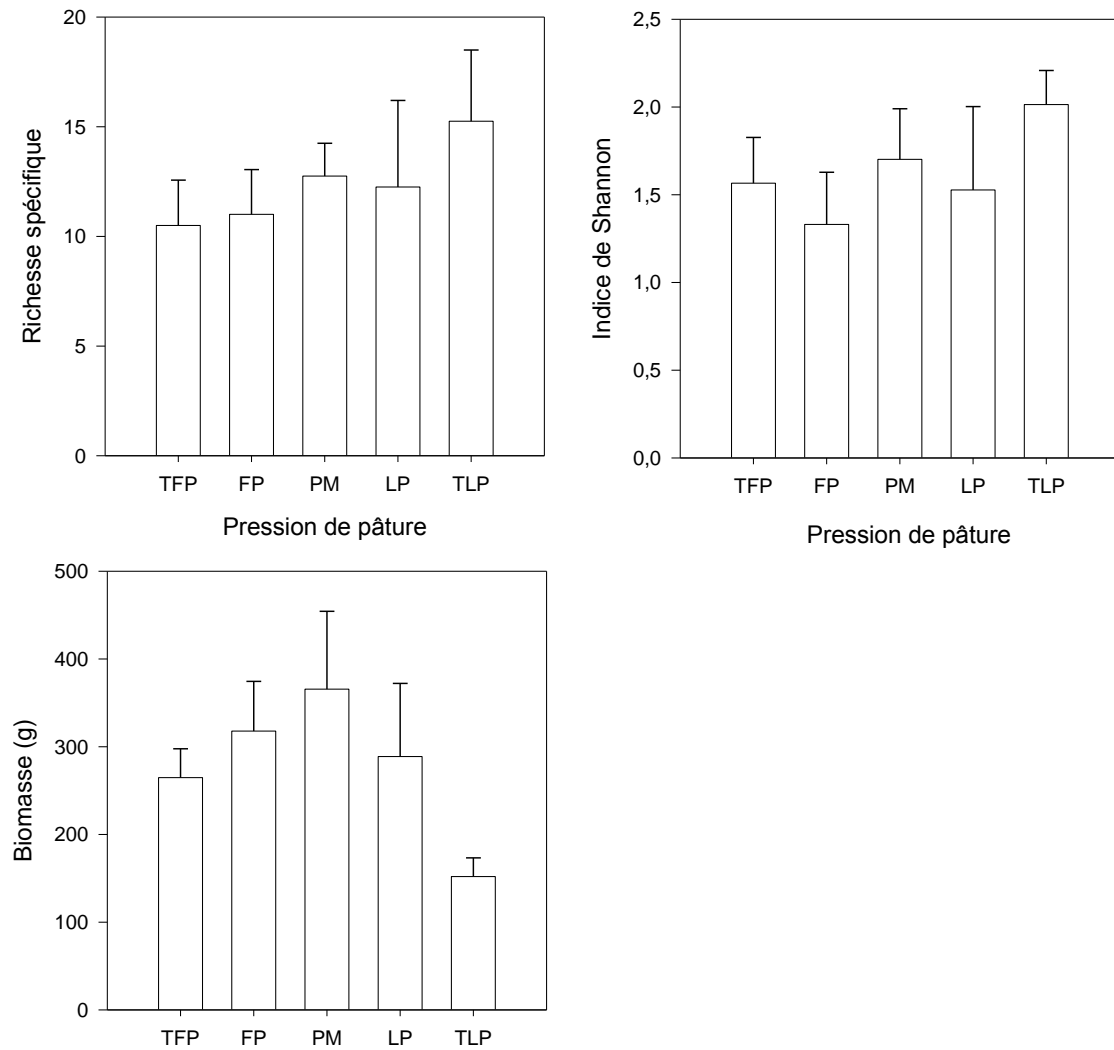


Figure 10 : Indices de diversité et biomasse herbacée en fonction des niveaux de pâture.

(TFP : très forte pression ; FP : forte pression ; PM : pression modérée ; LP : légère pression ; TLP : très légère pression)

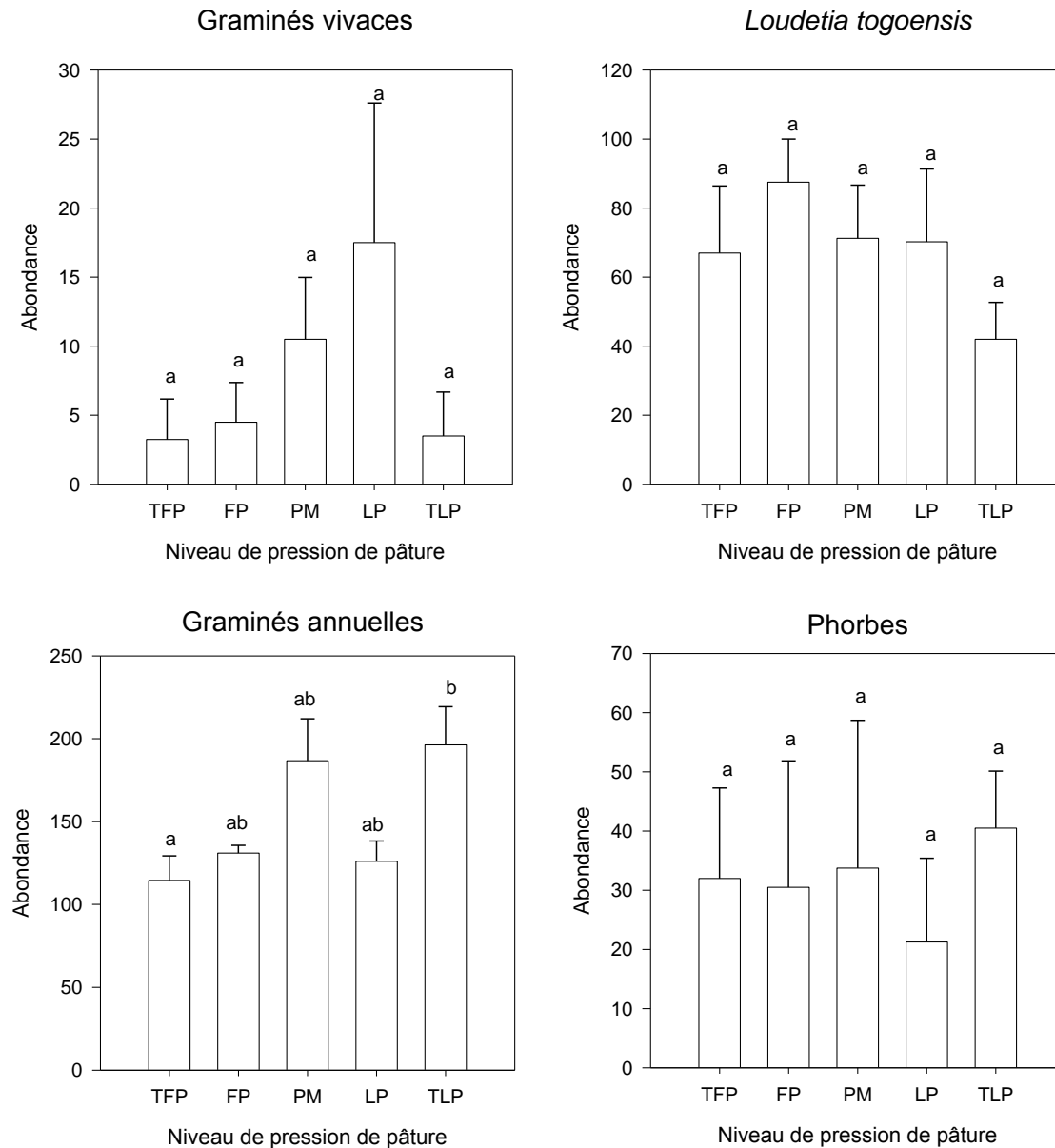


Figure 11 : Abondance des différentes formes biologiques et de l'espèce dominante en fonction des niveaux de pression de pâture.

Les moyennes avec des lettres différentes indiquent les différences significatives selon le test de Tukey. (TFP : très forte pression ; FP : forte pression ; PM : pression modérée ; LP : légère pression ; TLP : très légère pression).

III.2. La strate ligneuse

III.2.1. Richesse spécifique

L'inventaire de la flore ligneuse révèle la présence de 66 espèces réparties dans 26 familles et 48 genres sur l'ensemble du dispositif d'étude (Annexe 2). A travers les analyses statistiques, on observe une différence significative de la richesse spécifique ($F_{[4,15]} = 9,598$; $p < 0,001$). La plus grande richesse spécifique s'observe sur le niveau de très légère pression de pâture avec en moyenne 36,5 espèces/ha contre 11,25 espèces/ha pour le niveau très fortement pâturé qui est le moins riche. Le nombre total d'individus (N) ainsi que le nombre d'espèces (S) sont plus élevés dans la zone de très légère pression tandis que le gradient de pâture très forte pression, enregistre les plus faibles valeurs. La majorité des espèces dans les niveaux de pâture est représentée par quelques individus. En termes de richesse numérique définie comme le ratio du nombre d'espèces sur le nombre d'individus (S/N), la zone de gradient de très forte pression de pâture a la plus forte valeur (0,163). La zone de gradient de très légère pression de pâture est la plus pauvre avec un ratio de S/N ratio qui est de 0,061. Les autres zones ont des valeurs intermédiaires (Tableau 2).

Balanites aegyptiaca a le plus fort indice de valeur d'importance au niveau de la zone de très forte pâture (IVI = 58,42), *Anogeissus leiocarpa* au niveau de la zone de forte pression (IVI = 44,45); *Acacia macrostachya* au niveau de la zone à pression modérée (IVI = 63,14); *Detarium microcarpum* au niveau de la zone de légère pression (IVI = 53,67) et *Combretum nigricans* au niveau de la zone de très légère pression (IVI = 28,19). Les cinq espèces à IVI élevé sont indiquées sur le Tableau 4. En général elles totalisent plus du tiers de la valeur d'importance des espèces au niveau de chaque niveau de pression de pâture. Le tableau 3 présente les cinq familles les plus importantes sur chaque niveau de pression de pâture en fonction de la Valeur d'importance de la famille (VIF). La famille des Combretaceae a la valeur d'importance la plus élevée dans les zones de très forte pression, forte pression, pression modérée et très légère pression. Au niveau de la zone de pression légère la famille des Caesalpiniaceae apparaît la plus importante suivie des Combretaceae.

Tableau 2 : Résumé de la composition des espèces et les caractéristiques structurales des individus > 100 cm de hauteur pour chaque zone de gradient de pâture dans une zone d'abreuvement le long du Mouhoun (moyenne \pm SE).

Pression de pâture	Densité	Nb de famille	Nb de genre	Nb d'espèce (S)	S/N	Diamètre à 1,30m (cm)	Surface terrière (cm ² /ha)
Très forte	86,00 \pm 11,02	10	12	14	0,163	13,92 \pm 1,74	350,77 \pm 115,33
Forte	338,00 \pm 71,41	17	26	37	0,109	7,99 \pm 0,83	99,56 \pm 19,04
Modérée	534,00 \pm 214,62	14	25	37	0,069	7,40 \pm 0,82	96,42 \pm 15,00
Légère	453,00 \pm 171,42	17	28	39	0,086	8,59 \pm 0,78	116,93 \pm 12,13
Très légère	770,00 \pm 102,25	16	35	47	0,061	7,25 \pm 0,46	88,09 \pm 7,13

Nb: Nombre

Tableau 3 : Les cinq familles les plus importantes dans chaque niveau de pâture

Pression de pâture	Famille	Nb d'espèces	Nb Genre	N/ha	FIV
Très forte	Combretaceae	5	4	25	55,36
	Balanitaceae	1	1	34	53,88
	Mimosaceae	3	2	21	43,71
	Anacardiaceae	1	1	10	40,58
	Caesalpiniaceae	3	4	6	31,57
Forte	Combretaceae	7	4	167	87,03
	Caesalpiniaceae	6	4	183	67,26
	Mimosaceae	5	2	50	25,59
	Anacardiaceae	4	2	26	25,53
	Rubiaceae	3	3	31	15,04
Modérée	Combretaceae	8	4	413	121,21
	Mimosaceae	5	2	88	74,59
	Tilliaceae	3	1	110	20,84
	Rubiaceae	4	3	50	17,90
	Caesalpiniaceae	5	3	32	17,60
Légère	Caesalpiniaceae	5	4	223	76,24
	Combretaceae	9	4	253	66,27
	Rubiaceae	4	3	58	25,09
	Mimosaceae	6	4	48	24,34
	Tilliaceae	3	1	80	20,78
Très légère	Combretaceae	10	5	704	81,02
	Caesalpiniaceae	7	6	338	61,56
	Mimosaceae	7	4	299	37,83
	Tilliaceae	4	1	379	35,69
	Rubiaceae	5	3	158	19,17

Tableau 4 : Les cinq espèces les plus importantes en fonction de leur IVI sur chaque niveau de pâture.

Pression de pâture	Espèce	DoR	DeR	FR	IVI
Très forte	<i>Balanites aegyptiaca</i>	17,81	31,73	8,89	58,42
	<i>Sclerocarya birrea</i>	32,21	4,02	8,89	45,12
	<i>Acacia seyal</i>	8,59	16,06	8,89	33,54
	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	18,98	2,01	6,67	27,66
	<i>Piliostigma thonningii</i>	0,00	17,67	8,89	26,56
	Total	77,59	71,49	42,22	191,30
	Reste	22,41	28,51	57,78	108,70
Forte	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	29,23	10,78	4,44	44,45
	<i>Piliostigma thonningii</i>	18,69	16,78	4,44	39,92
	<i>Piliostigma reticulatum</i>	6,68	7,09	4,44	18,22
	<i>Combretum fragrans</i>	5,46	5,32	4,44	15,22
	<i>Combretum glutinosum</i>	3,72	6,96	4,44	15,12
	Total	63,78	46,93	22,22	132,93
	Reste	36,22	53,07	77,78	167,07
Modérée	<i>Acacia macrostachya</i>	51,26	7,29	4,60	63,14
	<i>Combretum fragrans</i>	48,71	1,67	4,60	54,98
	<i>Combretum nigricans</i>	0,01	17,20	4,60	21,81
	<i>Combretum micranthum</i>	0,00	14,46	3,45	17,91
	<i>Grewia bicolor</i>	0,00	10,87	3,45	14,32
	Total	99,98	51,49	20,69	172,16
	Reste	0,02	48,51	79,31	127,84
Légère	<i>Detarium microcarpum</i>	30,72	19,54	3,42	53,68
	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	6,68	10,89	2,56	20,13
	<i>Crossopteryx febrifuga</i>	6,32	7,53	3,42	17,27
	<i>Piliostigma thonningii</i>	6,49	4,77	3,42	14,68
	<i>Grewia bicolor</i>	2,60	8,50	3,42	14,52
	Total	52,80	51,23	16,24	120,27
	Reste	47,20	48,77	83,76	179,73
	<i>Combretum nigricans</i>	13,46	11,99	2,74	28,19
	<i>Detarium microcarpum</i>	10,65	9,98	2,74	23,37
	<i>Burkea africana</i>	15,93	2,44	2,74	21,11
	<i>Combretum micranthum</i>	9,71	8,32	2,74	20,77
	<i>Grewia bicolor</i>	3,74	11,95	2,74	18,43
	Total	53,50	44,68	13,70	111,88
	Reste	46,50	55,32	86,30	188,12

DoR : Dominance Relative ; DeR : Densité Relative ; FR : Fréquence relative ; IVI : Index de Valeur d'Importance

III.2.2. Structure

Un total de 5745 pieds est enregistré dans toutes les parcelles de végétation, dont 61,90 % sont des individus ayant une hauteur ≤ 100 cm (considérée ici comme un sous-étage). En excluant le sous-étage, la densité des tiges est plus élevée dans la zone de très légère pression de pâture, suivie de la zone de pression modérée de pâture, tandis que la plus faible densité de tiges est enregistrée dans la zone de très

forte pression de pâture (Tableau 2). Le diamètre moyen ($13,92 \pm 1,74$ cm) et la surface terrière moyenne ($350,77 \pm 115,33$ cm²/ha) de tous les individus sont plus élevés au niveau de la zone de très forte pression de pâture. La zone de très légère pression a le plus faible diamètre et surface terrière moyens (Tableau 2). La distribution des classes de diamètre des arbres dans toute la végétation des différents niveaux de pâture indique une courbe en forme de "J" renversé (Figure 12). Les espèces avec les plus grands diamètres sont *A. digitata* (106 cm) dans la zone de très forte pression, *A. leiocarpa* (64 cm) dans la zone de forte pression, *S. birrea* (55 cm) dans la zone de très forte pression, *P. erinaceus* (51 cm) dans la zone de légère pression.

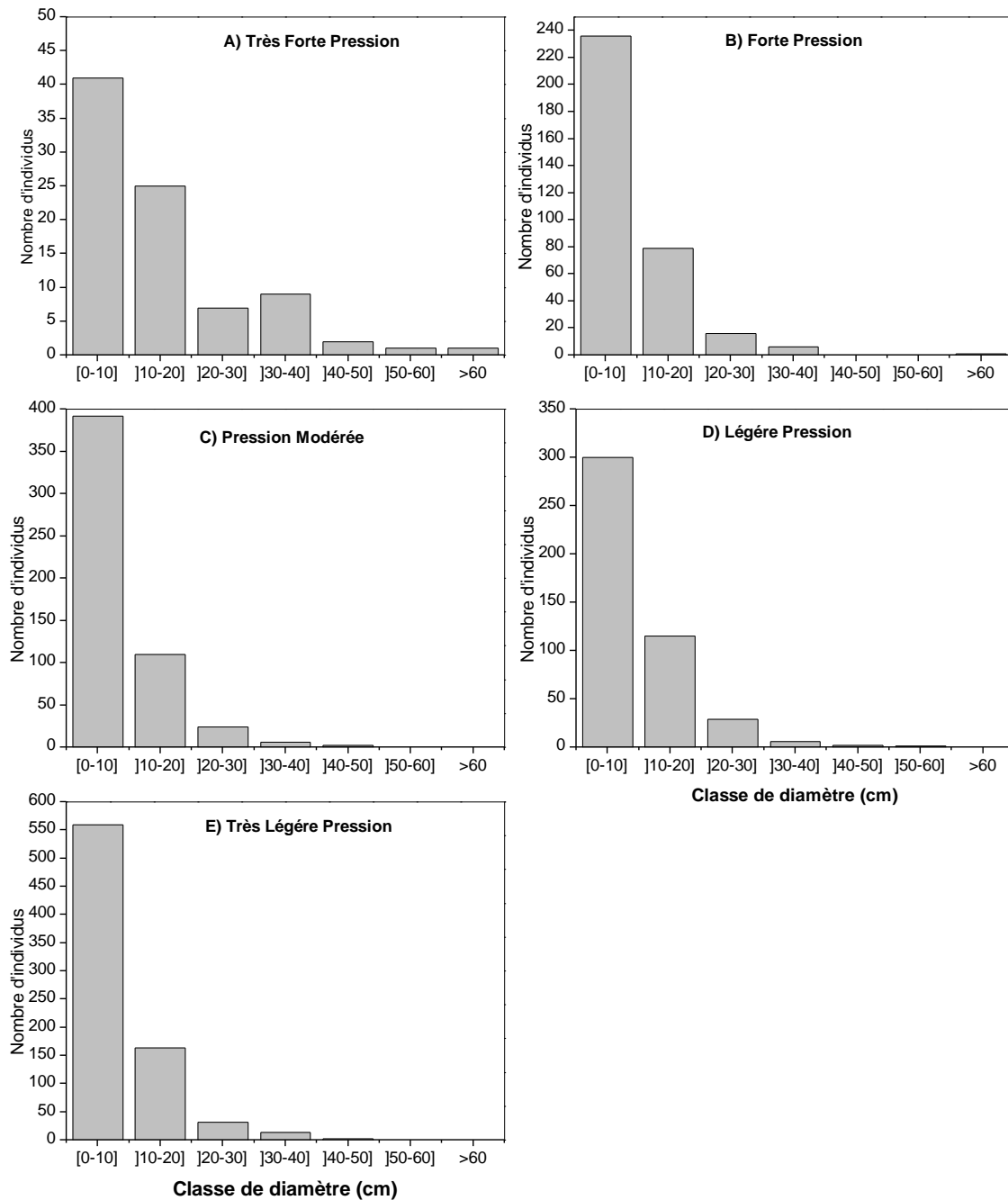


Figure 12: Distribution des individus par classe de diamètre dans les niveaux de pression de pâture.

La distribution des classes de hauteur des arbres produit en général une courbe exponentielle négative pour les différents niveaux de pression de pâture (Figure 13). Dans l'ensemble, la hauteur des arbres > 100 cm varie de 1,1 à 15 m. L'arbre le plus haut est un pied de *A. leiocarpa* (15 m de haut et 64 cm de diamètre à 1,30 m) dans la

zone de forte pression, suivi de *B. africana* (13 m de haut et 34 cm de diamètre à 1,30 m) dans la zone de très légère pression, et d'un pied de *Prosopis africana* (12 m de haut et 39 cm de diamètre à 1,30 m) dans la zone de légère pression.

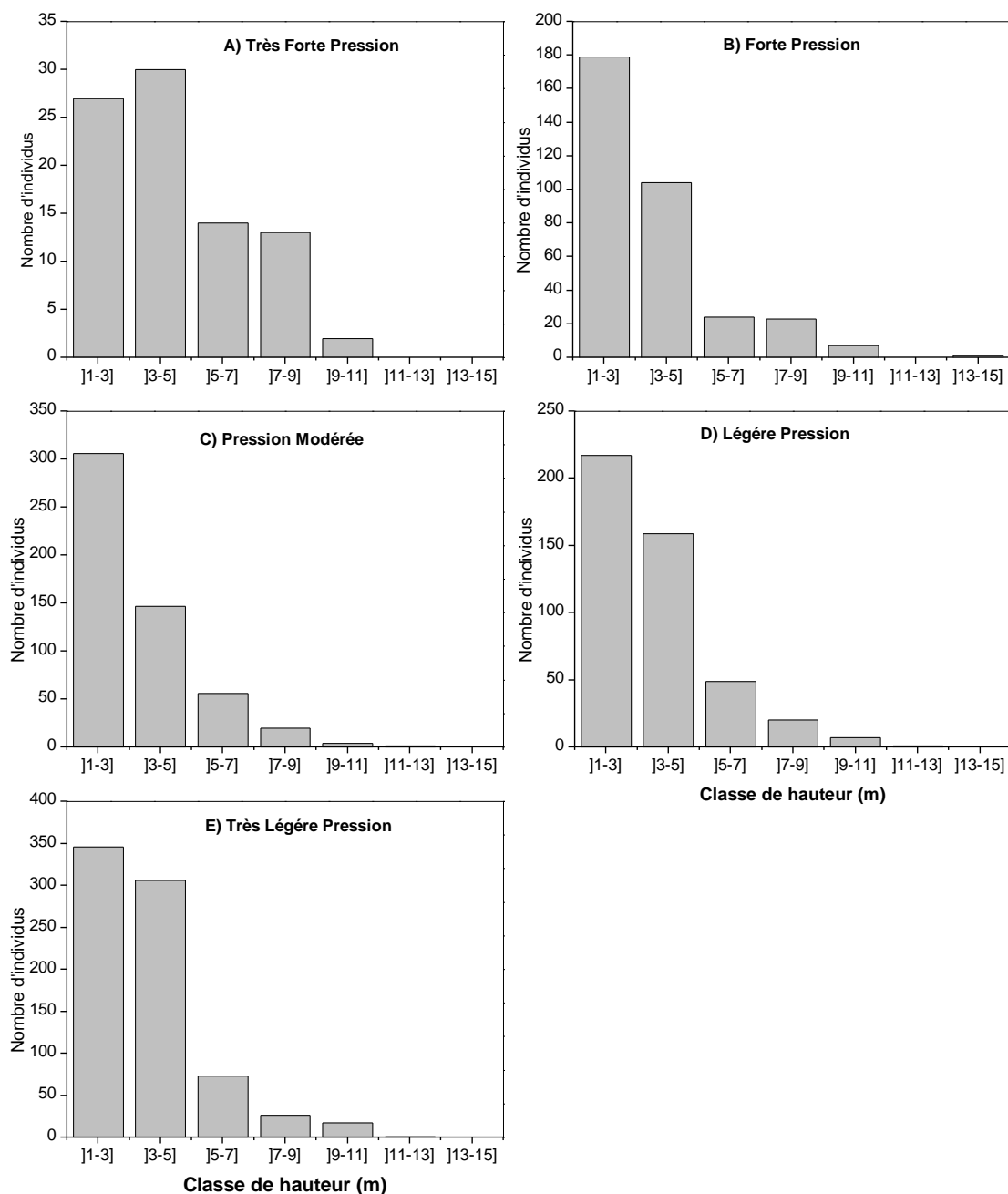


Figure 13 : Distribution des individus par classes de hauteur dans les niveaux de pression de pâture.

III.2.3. Diversité, similarité et abondance des espèces entre les gradients de pâture

Pour permettre une comparaison précise de la diversité alpha de la végétation des différents niveaux de pâture, une variété d'indice de mesure de la diversité est calculée. Selon l'indice de diversité de Margalef qui est une mesure mathématique intermédiaire entre le ratio S/N et S , il existe une différence significative entre le niveau très fortement pâturé et le niveau très légèrement pâturé ($F_{[4,15]} = 4,143$; $p = 0,019$). L'indice d'information de Shannon-Wiener, qui combine la richesse en espèces et la régularité en une seule valeur, indique également une différence significative entre le niveau très fortement pâturé et les niveaux modérément pâturé ($F_{[4,15]} = 8,213$; $p = 0,032$), légèrement pâturé ($F_{[4,15]} = 8,213$; $p = 0,005$) et très légèrement pâturé ($F_{[4,15]} = 8,213$; $p = 0,001$). Le niveau très légèrement pâturé étant le plus diversifié et le niveau très fortement pâturé le moins diversifié. L'analyse de l'indice sur la régularité de Shannon ne présente aucune différence significative ($F_{[4,15]} = 0,990$; $p = 0,443$) entre les différents niveaux de pâture (Figure 14). La réciproque de l'indice de Simpson est relativement plus élevée au niveau de la zone de très forte pression. Sa valeur est presque la même pour les zones de légère pression et très légère pression (respectivement 0,061 et 0,069). Lorsque l'on compare la similitude des espèces entre les niveaux de pâture, la composition des espèces des parcelles dans la zone de pression modérée de pâture et la zone de très légère pression de pâture sont plus semblables les unes aux autres que les autres, comme le montre l'indice de Jaccard qui a la valeur la plus élevée ($C_j = 0,68$) (Tableau 5). La zone de très forte pression de pâture a la moindre similitude avec les parcelles de végétation des autres gradients de pâture (valeurs de C_j moindre par rapport aux autres).

Tableau 5 : Similarité en composition d'espèces ligneuses (> 100 cm) entre les différents gradients de pâture.

	Très forte pression	Forte pression	Pression modérée	Légère pression	Très légère pression
Très forte pression					
Forte pression	0,21				
Pression modérée	0,31	0,54			
Légère pression	0,26	0,62	0,65		
Très légère pression	0,24	0,50	0,68	0,56	

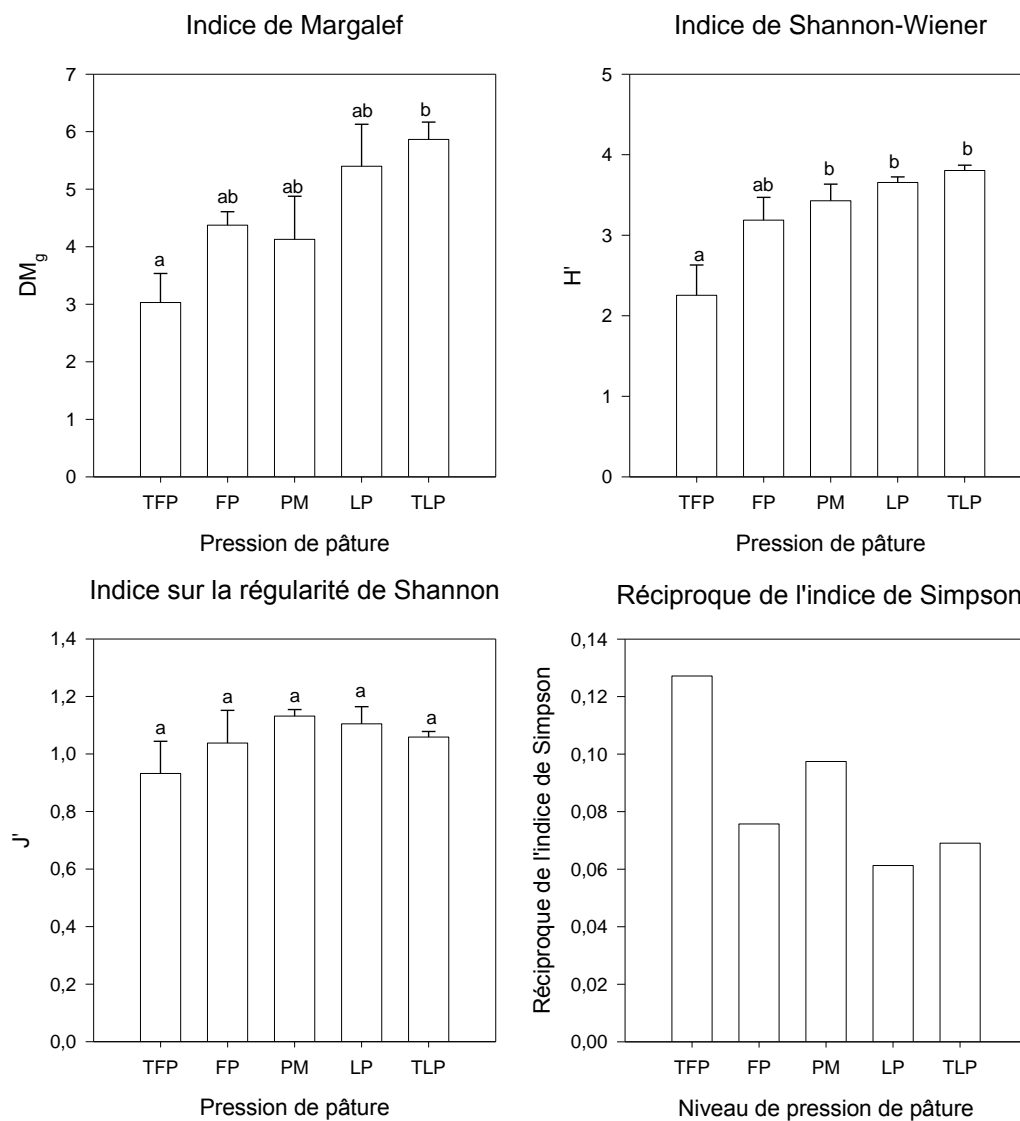


Figure 14 : Indices de diversités des ligneux en fonction des niveaux de pression de pâture.

Un graphique de rang/abondance (ou courbe de Whittaker) est utilisé pour visualiser l'abondance relative des espèces (Figure 15), une composante de la biodiversité. Elle a l'avantage de surmonter les lacunes des indices de biodiversité qui ne peuvent pas indiquer le rôle relatif que les différentes variables jouent dans leur calcul. Dans ce graphique, le nombre d'individus de chaque espèce est trié par ordre décroissant, et la proportion du nombre total d'individus de chaque espèce est alors tracée sur l'échelle logarithmique contre le rang d'espèce.

Ainsi, les structures d'abondance des espèces des individus > 100 cm de hauteur dans les différents gradients de pâture s'affichent en forme d'une distribution de J inversé ou d'une distribution de série logarithmique (Figure 15).

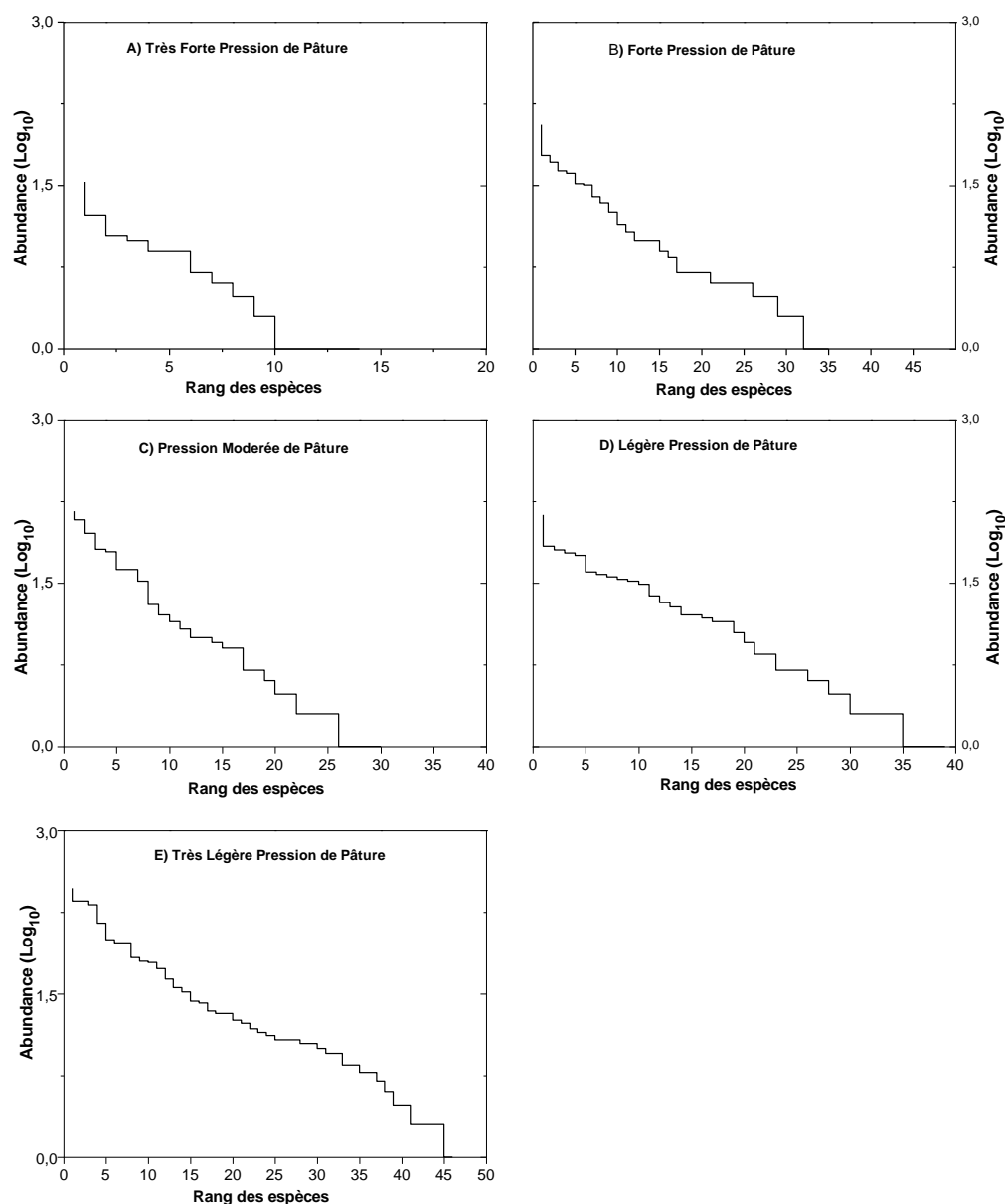


Figure 15 : Courbe d'abondance des espèces (ou courbe de Whittaker) au niveau de chaque gradient de pâture.

III.3. Régénération ligneuse

Sur l'ensemble du dispositif, un total de 3556 petits individus est recensé. La densité des petits individus varie de façon significative entre les niveaux de pression de pâture ($F_{[4,15]} = 5,796$; $p = 0,005$). On observe ainsi que la régénération est plus forte sur la ligne de très légère pression de pâture avec une densité moyenne de 1812 ± 419 petits individus/ha comparativement aux autres gradients (Figure 16). Sur le niveau de

pression très élevée, la régénération est la plus faible avec une densité moyenne par hectare de 163 ± 44 petits individus. Les espèces qui enregistrent la plus grande densité de petits individus sur l'ensemble du site d'étude sont *G. bicolor* (247 individus/ha), *C. nigricans* (245 individus/ha), *D. microcarpum* (158 individus/ha), *G. mollis* (157 individus/ha), *Feretia apodanthera* (140 individus/ha), *A. leiocarpa* (140 individus/ha), *Acacia pennata* (106 individus/ha), *A. dudgeoni* (100 individus/ha). Ces espèces ne sont cependant pas celles qui possèdent les plus grandes densités en considérant séparément les niveaux de pâture. Le tableau 6 résume les espèces possédant les plus grandes densités de petits individus sur chaque niveau de pression de pâture.

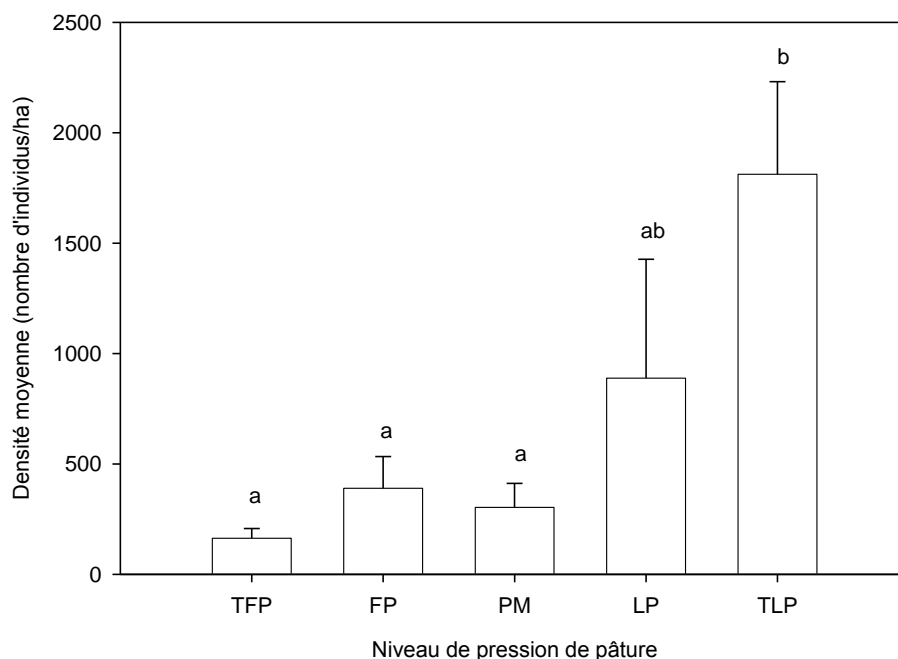


Figure 16 : Densité moyenne par hectare des petits individus sur chaque niveau de pression de pâture.

Tableau 6 : Espèces possédant les plus grandes densités de petits individus sur les chaque niveaux de pression de pâture.

Pression de pâture	Espèce	Densité de petits individus / ha
Très forte	<i>Balanites aegyptiaca</i>	49
	<i>Piliostigma thonningii</i>	44
	<i>Acacia seyal</i>	26
	<i>Dichrostachys cinerea</i>	11
Forte	<i>Dichrostachys cinerea</i>	46
	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	38
	<i>Grewia bicolor</i>	34
	<i>Combretum nigricans</i>	25
Modérée	<i>Combretum nigricans</i>	98
	<i>Combretum glutinosum</i>	45
	<i>Grewia bicolor</i>	43
	<i>Feretia apodanthera</i>	20
Légère	<i>Detarium microcarpum</i>	158
	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	110
	<i>Grewia bicolor</i>	96
	<i>Crossopteryx febrifuga</i>	83
Très légère	<i>Grewia bicolor</i>	247
	<i>Combretum nigricans</i>	245
	<i>Grewia mollis</i>	157
	<i>Feretia apodanthera</i>	140

Le calcul de l'indice de Morisita sur la distribution spatiale des individus montre que 63,28 % des espèces, considérées comme faisant partie de la régénération, ont une distribution groupée. La valeur de l'indice Morisita (I_p) pour ces dernières varie de 0,51 à 1. Au total 35,94 % des espèces ont des individus distribués uniformément sur l'ensemble du dispositif d'étude avec un indice de Morisita (I_p) variant entre -1,07 et -0,06. Enfin, 0,78 % des espèces ont leurs individus distribués de manière aléatoire sur le dispositif ($I_p = 0$). Il est important de noter que certaines espèces ont leurs individus distribués différemment selon le gradient de pâture. C'est le cas par exemple de *A. leiocarpa* qui a une distribution groupée sur les niveaux de forte, légère et très légère

pression de pâture et une distribution uniforme sur le niveau de pression modérée ; de *B. aegyptiaca*, uniformément distribuée dans les niveaux de pression modérée et légère mais répartie de manière groupée sur les niveaux de très forte, forte et très légère pression de pâture (Annexe 3).

III.4. Variation du taux d'infiltration en fonction du gradient de pâture

L'analyse de variance indique que les quantités totales d'eau infiltrée dans le sol varient de façon significative avec le gradient de pâture ($F_{[4,115]} = 4,827$; $p = 0,001$) avec une grande relativité ($\eta_p^2 = 0,144$). La quantité d'eau infiltrée est élevée au niveau de la zone TFP : très forte pression forte pression de pâture tandis que les zones FP : forte pression, LP : légère pression et TLP : très légère pression enregistrent des valeurs relativement similaires (Figure 17).

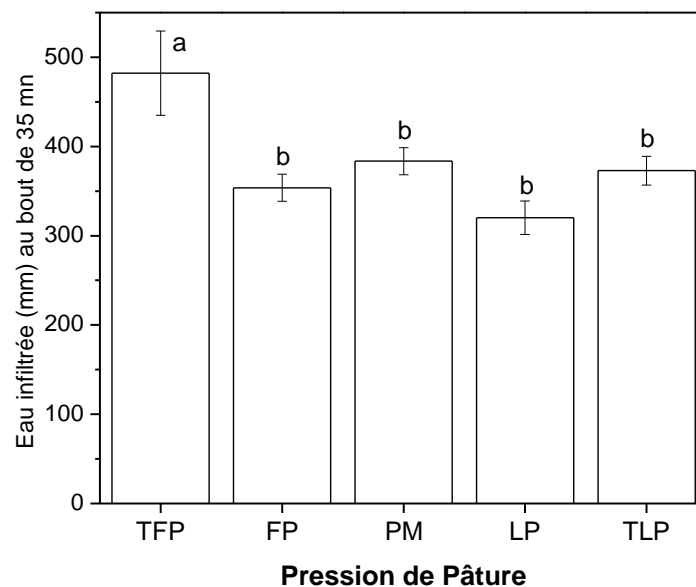


Figure 17 : Quantité d'eau infiltrée en fonction des niveaux de pression de pâture.

Les moyennes avec des lettres différentes indiquent les différences significatives selon le test de Tukey.

IV. Discussion

IV.1. Structure et fonction de la végétation

La florule herbacée des parcelles inventoriées le long du gradient de pâture comprend 145 espèces. Sur les lignes de lecture un total de 58 espèces a été recensé.

Ces taxa se répartissent en 17 familles et 39 genres. Le groupe le plus numériquement important en terme d'espèces est celle des phorbes avec 31 espèces, suivi des graminées annuelles avec 21 espèces et les graminées pérennes avec 6 espèces. Le cortège floristique de l'ensemble du site concorde avec ceux d'autres auteurs (Sawadogo, 1996; Savadogo, 2002) qui aboutissent à des chiffres relativement voisins pour le secteur soudanien sur des sols relativement similaires à celui de ce site. Cependant, comme le souligne Savadogo (2002), l'abondance numérique ne reflète pas la participation au recouvrement de la végétation. Ainsi, on constate sur l'ensemble des lignes de flore, une dominance des graminées annuelles malgré leur faible importance numérique par rapport aux phorbes.

Les analyses de variance pour l'ensemble de la strate herbacée ne révèlent pas de différence significative entre les différents gradients de pâture en termes de richesse spécifique, de l'indice de diversité de Shannon, ce qui semble indiquer que les agents de perturbation incluant la pâture contribuent soit à une certaine uniformisation des aires de parcours ou n'ont aucun effet notable sur la végétation. L'absence d'effet significatif pour les paramètres structurels de la végétation calculés, peut s'expliquer par le caractère ponctuel de l'étude. En effet un suivi saisonnier de la richesse floristique au voisinage des points d'eau a permis de dégager des différences significatives dans une étude similaire en zone présaharienne en Tunisie (Tarhouni *et al.*, 2010). En effet la richesse floristique, qui traduit, au moins partiellement, la structure et le fonctionnement des communautés végétales, est très influencée par le régime pluviométrique et varie fortement d'une saison à l'autre (Zhang *et al.*, 2005). L'absence d'effet significatif peut aussi s'expliquer par le caractère hétérogène de la pâture (Olofsson *et al.*, 2008). De nombreux facteurs peuvent influencer le patron spatial de distribution des espèces. Parmi les principaux, on peut citer la disponibilité et la qualité de la végétation au cours de la saison précédente, la dispersion de stock de semences et les comportements sociaux dans le cas de troupeaux (Parsons et Dumont, 2003).

La pression de pâture a un effet significatif sur les graminées annuelles qui sont peu abondantes sur les parcelles de forte pression et un effet non significatif pour les graminées pérennes. Ceci peut s'expliquer par le principe de filtrage des traits des espèces sur la base de leur tolérance aux conditions environnementales ou aux

perturbations (« habitat filtering ») (Stubbs et Wilson, 2004). Les différentes espèces semblent posséder des valeurs indicatrices des caractères édaphiques le long de la zone d'abreuvement. En effet certaines espèces paraissent exclusives à la zone très fortement pâturée contiguë au lit du fleuve et sont des plantes hygrophiles, indicatrices selon Grouzis (1987) des milieux humides et hydromorphes. En revanche d'autres paraissent quasi-ubiquistes comme : *C. mimosoides*, *L. togoensis*, *P. pedicellatum* sur tous les gradients de pâture. Ce sont des espèces envahissantes qui sont soit des rudérales, des nitrophiles, des plantes propagées par le bétail par zoochorie, des adventices psammophiles soit des pionnières saxicoles.

Au niveau de la strate ligneuse, le nombre de familles, genres et espèces signalé dans la présente étude compte pour près d'un quart des espèces ligneuses indigènes dans le pays. Lebrun (1991) signale que la flore ligneuse (arbres, arbustes et plantes grimpantes) au niveau du pays comprend 55 familles, 214 genres. Cette richesse des espèces relativement élevée peut être attribuée à l'hétérogénéité des habitats (morcellement), qui a été trouvé comme contribuant à l'accroissement de la diversité des arbres des forêts et de savanes en Afrique (Menaut *et al.*, 1995). Les familles les plus courantes sont les Combretaceae, les Mimosaceae et les Caesalpiniaceae. Il existe une variation de la richesse numérique (S/N) en fonction des différents niveaux de pâture. Cela peut être tributaire des perturbations dues à la pâture et autres agents au niveau du même site non répertoriés dans la présente étude. Aussi, il est bien admis que la croissance des arbres dans les écosystèmes de savane semi-aride, est déterminée par l'humidité, les caractéristiques du sol, la position dans le paysage (Scholes et Walker, 1993) et les exigences de croissance des espèces. Ces éléments de variabilité peuvent aussi expliquer les différences constatées au niveau des indices de valeurs d'importance.

La structure horizontale (densité moyenne des tiges par classe de diamètre) et la structure verticale (densité moyenne des tiges par classe de hauteur) des individus considérés adultes (> 100 cm de hauteur) sont appréciées respectivement pour chaque niveau de gradient de pâture. La courbe de la structure horizontale prend la forme d'un "J" vu de dos (Reverse J-Shape) (De Gier, 1990). Cette allure est typique d'une distribution des diamètres d'une formation végétale non équiennne. Des allures

similaires sont reportées dans diverses études sur l'ensemble du pays (Savadogo *et al.*, 2007b; Bognounou *et al.*, 2009). Cela montre que la structure horizontale des individus au niveau de chaque gradient de pâture est fortement perturbée. A la structure horizontale des ligneux s'ajoute la structure verticale qui révèle, à l'analyse, une bonne régénération dans l'ensemble avec des petits individus en nombre relativement important par rapport aux grands individus.

Selon l'indice de diversité de Shannon les populations ligneuses au niveau des parcelles de la zone de très légère pression sont plus hétérogènes que celles des autres. Ceci peut être attribué au nombre relativement important d'espèces abondantes présentes dans les parcelles d'inventaire de cette zone. Les valeurs des indices de diversités dans la présente étude se situent au-delà de 2 ; ce qui est en conformité avec Webb (1974) qui indique que l'indice de diversité de Shannon est généralement situé entre 1 et 3,5. Selon les valeurs obtenues de l'indice de Jaccard, les similitudes dans la composition des espèces entre les différents gradients sont faibles à modérées. La faible similitude reflète les différences dans les conditions de l'habitat. En outre, le faible niveau de similitude entre les parcelles, et donc la diversité bêta élevée, accentue l'importance de la différence spatiale dans le maintien de la diversité des espèces dans les écosystèmes savanicoles.

La courbe d'abondance des espèces exprimées en effectif et classées par rang décroissant affiche l'allure d'une distribution de J inversé ou d'une distribution de série logarithmique. Ceci révèle que la majeure partie des espèces au sein des parcelles des différents gradients de pâture sont représentées par peu d'individus. Peu d'espèces sont représentées par un grand nombre d'individus. La forme de la courbe de rang/abondance peut fournir une indication de position dominante ou de régularité ; par exemple, les parcelles escarpées signifient un assemblage avec une forte dominance et les pentes moins profondes indiquent une plus grande régularité. Cette allure de la courbe est assez caractéristique de plusieurs types de formations végétales dans d'autres endroits du pays (Savadogo *et al.*, 2007b).

Au niveau des petits individus constituant la strate de régénération ligneuse, une densité très importante s'observe au niveau de la zone de très légère pression loin du point d'eau (presqu'à 1 km). Cela peut être lié au fait que la zone connaît moins de

perturbations causées par la pâture comme le piétinement et le brout (Brits *et al.*, 2002). La régénération ligneuse est par conséquent non perturbée et les petits individus peuvent s'y développer convenablement comparativement aux autres zones qui connaissent une plus forte pression de pâture donc plus de perturbations. Dans la zone dite de forte pression au voisinage du cours d'eau, la régénération est toujours assez élevée malgré sa décroissance avec l'augmentation de la pression de pâture. Cela peut s'expliquer par les conditions hydriques favorables tout au long de l'année dans cette zone à l'établissement des plantules. Aussi la forte densité peut s'expliquer par l'apport de semences par les animaux ou par l'eau de ruissellement (Baskin et Baskin, 1998). Le calcul de l'indice de Morisita indique que plus de la moitié des espèces a une distribution groupée irrespectivement du niveau de pâture. Ce type de distribution reflète le mode de propagation végétative des espèces connues dans ce type de formation végétale (Paré *et al.*, 2009). En effet, la reproduction asexuée ou propagation végétative est une stratégie importante de survie des espèces, induite par les feux récurrents que connaissent les écosystèmes savanicoles (Bellefontaine, 2005; Ky-Dembele *et al.*, 2007).

IV.2. Gradient de pâture et taux d'infiltration

De nombreuses études ont identifié des changements marqués, biotiques et abiotiques, le long de gradients de pâture, avec des sites à proximité de l'eau. Ces sites se caractérisent par une intensité accrue du piétinement du bétail, une densité de bouse plus grande, une concentration en éléments nutritifs du sol altéré, une érosion et une rupture de l'intégrité de surface du sol, et la diminution des fonctions de l'écosystème et sa stabilité (Turner, 1998; Thrash, 2000). Nos investigations indiquent une différence significative de l'infiltration de l'eau entre les différents gradients de pâture. Mais contrairement à notre hypothèse de départ nous détectons une différence significative mais qui n'indique pas une diminution de l'infiltration au niveau de la zone, à proximité des points d'abreuvement, dite de très forte pression. Cette différence reflète probablement des changements locaux dans les sols et la végétation qui peuvent influencer sur l'infiltration d'eau dans le sol. Toutefois, l'absence de différences significatives à partir du point d'eau ne doit pas être interprétée comme l'absence d'un effet de perturbation des animaux au niveau des sols autour des points d'eau. En effet

le piétinement du bétail mobilise souvent de grandes quantités de sédiments, surtout au cours de la saison sèche et produit des effets désastreux sur les paysages au bord des points d'abreuvement en raison de la forte impulsion de sédiments érodés.

V. Conclusion partielle

Cette étude a comme objectif l'évaluation des effets de variation du gradient de pâture au voisinage des berges du Mouhoun, sur les paramètres structurels et fonctionnels de l'écosystème. Nos résultats ne montrent pas d'effets significatifs du gradient de pression de pâture sur la richesse spécifique, la diversité et la biomasse herbacée et sur l'abondance de phorbes et graminées pérennes. Les fortes pressions de pâture entraînent cependant une diminution significative de l'abondance des graminées annuelles. L'augmentation de la pression de pâture entraîne une diminution significative de la richesse et de la diversité spécifique ainsi que la densité de la régénération ligneuse. Les petits individus sont distribués de façon groupée principalement sur l'ensemble, signe d'une adaptation des ligneux aux perturbations. L'infiltration de l'eau est cependant favorisée par la très forte pression de pâture, dont la zone enregistre les plus grands taux comparativement aux autres zones qui ont des valeurs relativement similaires.

De cette étude, nous pouvons dire que les pressions modérées et légères de pâture permettent de garder la végétation dans une assez bonne structure à travers un effet modéré des perturbations qui peut aboutir à un certain équilibre ligneux/herbacée dans les zones concernées. Des études plus approfondies sur d'autres paramètres de l'écosystème en bordure des cours d'eau le long d'un gradient de pâture devront être menées afin d'affiner l'effet de la pâture sur les berges des cours d'eau.

Chapitre II. Variation saisonnière de la température des feux de brousse et influence sur la respiration du sol, la biomasse racinaire et les propriétés hydriques du sol

I. Introduction

Dans toute la zone de savane sud-soudanienne en Afrique, les feux de brousse sont un phénomène largement répandu surtout en début de la saison sèche (Barbosa *et al.*, 1999). Les feux sont principalement dus aux activités humaines (Andersson *et al.*, 2004) et leur fréquence de nos jours augmente avec l'expansion de l'exploitation des ressources naturelles causée par la forte croissance démographique. L'usage du feu dans la gestion des formations savaniques est répandu, mais ses effets sur les écosystèmes dépendent beaucoup de sa nature et de son régime (DeBano *et al.*, 1998; Nikiema, 2005). Dans les écosystèmes savaniques, le feu précoce est utilisé comme outil d'aménagement pour minimiser les effets ravageurs des feux de saison sèche sur les communautés végétales (Bellefontaine *et al.*, 2000; Sawadogo *et al.*, 2005). De nombreuses données sur le comportement des feux précoces et leurs effets sur la dynamique de la végétation sont disponibles (Savadogo *et al.*, 2007c; Zida *et al.*, 2007) pour les savanes burkinabè. Cependant, on sait peu sur le rôle de la variation saisonnière du comportement du feu (Dayamba *et al.*, 2010a), en particulier comment le brûlage au cours de la saison sèche affecte la température du sol, influe sur les émissions de carbone des sols et les propriétés hydriques du sol.

La saison des feux peut différemment influencer sur l'ampleur et la direction de ses effets biogéochimiques à travers l'intensité du feu et les conditions météorologiques immédiatement avant et après le feu. En début de saison sèche, le taux de dessiccation du combustible dans les formations savaniques est assez faible, entraînant ainsi une consommation de combustible et une intensité de feu, inférieures à celles des feux de mi et fin saison sèche (Savadogo *et al.*, 2007c). La sévérité des feux induit des changements biogéochimiques notamment le pH, l'humidité, la concentration des nutriments du sol (Neary *et al.*, 1999), la respiration microbienne et la survie des racines (Luo et Zhou, 2006).

Le feu de brousse est le régulateur primaire de l'assimilation et de la perte de CO₂ à l'échelle du paysage. En général, le feu contribue à réduire la respiration microbienne du sol et son ampleur dépend de la sévérité du feu et du laps de temps écoulé après son passage (O'Neill *et al.*, 2002). Cependant, Tate et Striegl (1993) constatent, en prairie au Kansas, que le feu stimule la respiration du sol. Le feu affecte directement le cycle du carbone dans les sols par oxydation de nombreux composés disponibles, et indirectement en modifiant les conditions environnementales (DeBano *et al.*, 1998). La respiration du sol est également influencée par la répartition racinaire dans le sol et est positivement liée à cette dernière (Singh *et al.*, 2008). La biomasse racinaire est dans certains cas influencée par les feux de brousse qui contribuent à l'augmenter sur des aires fréquemment brûlées comparativement à des aires brûlées une fois ou non dans l'année (Blair, 1997). Le feu peut également promouvoir fortement la croissance racinaire et la production des plantes, soumises fréquemment au feu, lors de la saison pluvieuse (Menaut *et al.*, 1993).

Vu le manque d'informations concernant les effets des feux et de sa saisonnalité sur les sols des formations végétales burkinabè, il y a une nécessité impérieuse de comprendre la relation entre les feux et les flux de CO₂ ainsi que les propriétés biologiques, physiques et chimiques du sol afin de parvenir à une utilisation rationnelle du feu comme outil de restauration et de maintien de l'écosystème. Cette étude apporte donc une contribution dans ce sens et vise à caractériser la température du feu et le temps de rémanence pendant des feux expérimentaux se produisant à différentes périodes au cours de la saison sèche. En outre, sont examinés leur rôle dans l'efflux de CO₂ et la respiration du sol à la fois entre et au sein des traitements, la distribution verticale de la biomasse racinaire du sol et les propriétés hydriques du sol.

II. Matériels et méthodes

II.1. Site expérimental

L'étude est conduite sur un dispositif expérimental, installé en 2006 dans la forêt classée de Laba et composé de 16 parcelles de 2500 m² (50 × 50 m). Les parcelles, situées sur un terrain plat pour éliminer l'influence de la pente sur le comportement du feu (Govender *et al.*, 2006), sont séparées les unes des autres de 20 m de pare-feu et

l'ensemble du site expérimental est entouré par un pare-feu de 30 m de large. Les traitements de feu suivants, chacun avec quatre répétitions, sont assignés au hasard aux 16 parcelles (Figure 18) : pas de feu (PF) : les parcelles témoins; feu précoce (FP) : parcelles brûlées en début de saison sèche (en Novembre-Décembre) ; feu de mi-saison sèche (FMSS) : feu intervenant en plein milieu de la saison sèche à la mi-janvier début février ; feu tardif (FT) : feu de fin saison sèche ou juste avant la prochaine saison des pluies (fin Mars début Avril).

II.2. Mesure des températures du feu et temps de rémanence

Les parcelles sont brûlées tôt le matin (6 h à 9 h) au moment où la vitesse du vent et la température de l'air sont minimales. Pour tous les feux en parcelles, et par souci d'uniformité, le feu est allumé en suivant la direction du vent. Il est allumé le long d'un côté de la parcelle de manière à avoir une progression linéaire sur l'ensemble de la parcelle. Des ouvriers sont positionnés sur les pare-feu afin de surveiller la progression du feu sur l'ensemble de la parcelle. La méthode d'enregistrement des températures du feu est celle décrite par Savadogo *et al.* (2007c) et Dayamba (2010). Des senseurs sont placés en dessous de la surface du sol à -10, -5 et -2 cm, à la surface du sol (0 cm) et au-dessus du sol à 20, 50, 150, 300 et 500 cm. Les senseurs utilisés sont des câbles conçus spécialement pour pouvoir supporter une température maximale de 980 °C sans se détériorer. Ils sont reliés à un data logger MiniCube, comportant 10 sorties de mesures de type K (Model VC, Environmental Measuring Systems, BRNO, Czech Republic), qui enregistre la température chaque 5 seconde (Photo 4). Pour chaque parcelle brûlée, la température maximale au niveau de chaque senseur est utilisée pour les analyses. En plus des températures maximales aux différents niveaux de mesure, le temps de résidence de la chaleur au-dessus de 60 °C, ou temps de rémanence, considérée comme étant la température létale pour les tissus de la plante (Daniell *et al.*, 1969) est calculé. Le temps de rémanence est le laps de temps pendant lequel la température reste supérieure à 60 °C.

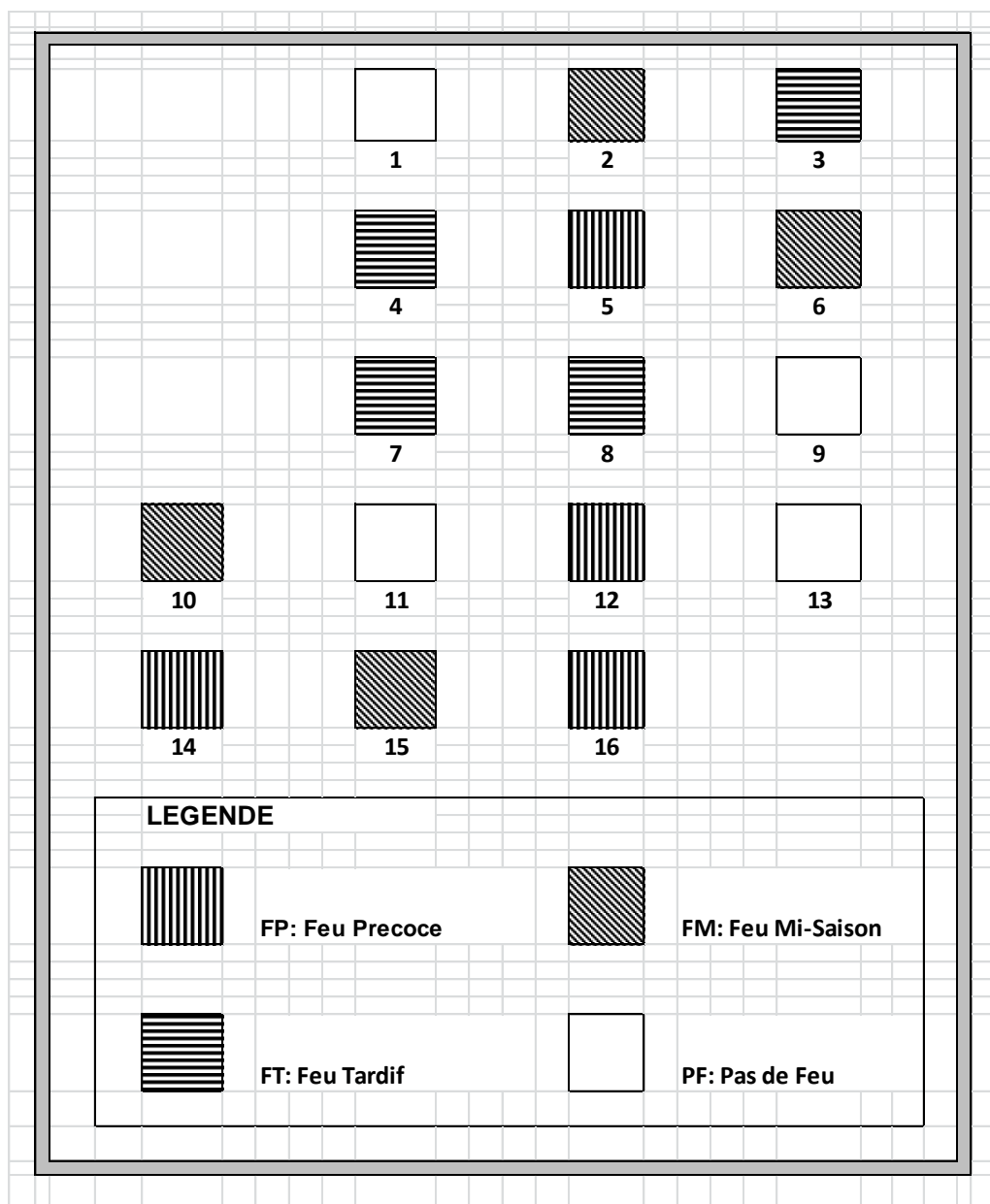


Figure 18 : Dispositif expérimental pour l'étude des effets de la saison de feu.



Photo 4 : Barre métallique portant les senseurs à différentes hauteurs lors du feu (à gauche) et MiniCube data logger (à droite). (Photo : Santi S. 2011)

II.3. Mesure de l'infiltration

Les mesures d'infiltration sont effectuées selon la méthode et avec le matériel décrit dans le chapitre précédant. Sur chaque parcelle, l'infiltration a été mesurée de façon systématique sur six (6) points positionnés aux extrémités et au milieu de la parcelle en utilisant un infiltromètre à membrane SW 080 B. Pour les différents traitements de feu, les taux d'infiltration sont mesurés avant et après le feu sur l'ensemble des parcelles. Sur chaque parcelle, les points de mesure des taux d'infiltration, avant et après le feu, sont situés l'un à proximité de l'autre pour éviter les éventuelles variations spatiales dues aux changements de la nature du sol.

II.4. Mesure *in situ* de la respiration du sol

La respiration du sol est mesurée *in situ* avant et après chaque type de feu. Elle est, sur chaque parcelle, mesurée sur six points choisis à côté des points de mesure de l'infiltration. Le Soil Respirometer Chamber (modèle ACS025 SRC-1) connecté à l'EGM-4 (Environment Gaz Monitoring) est le matériel utilisé pour les mesures (Photo 5). Sur chaque point de mesure, le SRC-1 (Soil Respiration Chamber), déposé pendant 2 mn au sol, mesure l'efflux de CO₂ du sol (en ppm) sur une surface 170 cm². L'EGM-4

enregistre dans sa mémoire la valeur finale de l'efflux de CO₂ du sol au bout des 2 mn. Le taux d'assimilation de CO₂ (R) ou taux de respiration du sol est également donné au cours de cette mesure. Le SRC-1 calcul ce taux de respiration en utilisant la formule suivante et l'enregistre dans l'EGM-4 :

$$R = \frac{(C_n - C_0)}{T_n} \times \frac{V}{A} \text{ Où } R \text{ en g (CO}_2\text{).m}^2\text{.h}^{-1} \text{ est le taux d'assimilation (flux de CO}_2\text{ /}$$

unité de surface / unité de temps) ; C₀ et C_n sont respectivement la concentration en CO₂ (en ppm) de la chambre à T = 0 et à T = n ; T_n le temps de mesure (120 s) ; V le volume de la chambre (2465 cm³) et A la surface couverte par la chambre (170 cm²).



Photo 5 : Mesure de l'efflux de CO₂ et la respiration du sol à l'aide du Soil Respirometer Chamber (à gauche) connecté à l'EGM-4 (à droite).

(Photo : Santi S. 2011)

II.5. Evaluation de la biomasse racinaire

Pour appréhender l'effet du feu et de sa saison sur la biomasse racinaire du sol, des échantillons de sol sont collectés avant et après chaque type de feu. Les prélèvements se font sur la fraction 0-5 cm et 5-10 cm du sol à l'aide d'une tarière de 6 cm de diamètre. Sur chaque parcelle, six échantillons sont prélevés sur chaque fraction du sol. Les différents échantillons de chaque parcelle sont mélangés et séchés à l'air ambiant. Un échantillon composite de 1 dm³ est ensuite prélevé pour chaque fraction

de sol et chaque parcelle, mis en sachet et envoyé au laboratoire pour la détermination de la biomasse racinaire. La détermination de la quantité de racine contenue dans chaque volume de sol a été faite sur un « root washing table » (Photo 6). Les échantillons de sol sont lavés à l'eau de robinet dans des seaux placés sur la table et les racines recueillies dans des boîtes de Pétri. Les échantillons sont lavés jusqu'à extraction du dernier brin de racine qui s'y trouve. Les racines ainsi extraites des échantillons sont ensuite placées dans des enveloppes en papier et mises à l'étuve pour un séchage pendant 48 h à 60 °C. La biomasse racinaire de chaque parcelle s'obtient, en g/dm^3 , par pesée du contenu séché de chaque enveloppe, sur une balance électronique de $210 \text{ g} \pm 0,01\text{g}$, de marque Mettler Toledo modèle PL 203-S.



Photo 6 : Aperçu du « Root washing table ». (Photo : Santi S. 2011)

II.6. Calculs et analyses statistiques des données

II.6.1. Analyses statistiques des données sur les températures des feux et le temps de rémanence

Pour appréhender l'effet du feu et de sa saison, les données sur les températures et temps de rémanence sont soumises à différentes analyses de variance. Elles sont d'abord soumises à une analyse de variance à deux facteurs (la saison de feu et, la position du senseur). Les données subissent une transformation

logarithmique avant analyse pour améliorer l'homogénéité de variance entre les groupes et la normalité. Malgré cela, les conditions d'homogénéité n'ont pas été remplies ; nous avons donc utilisé un seuil de probabilité plus rigoureux ($p < 0,01$) pour évaluer la signification statistique de nos tests. Pour les tests significatifs, nous avons procédé à des comparaisons deux à deux (pour les différents niveaux des traitements) en utilisant le test de Tukey. Les données de chaque type de feu sont par la suite soumises à une analyse de variance à un facteur (position du capteur par rapport au niveau du capteur).

II.6.2. Analyses statistiques des données sur la respiration du sol

Les données sur l'efflux de CO_2 du sol permettent de déduire le taux de respiration du sol. Les données sur la respiration du sol subissent une analyse de variance pour déterminer l'effet de la saison des feux (temps) et du feu sur ce paramètre très important des écosystèmes savanicoles. Pour appréhender l'effet du temps (ou saison des feux) sur le taux de respiration du sol, une analyse univariée à un facteur (la saison des feux) des données récoltées sur les parcelles témoins est conduite. Pour connaître l'effet probable du feu sur la respiration du sol, une analyse de variance à un facteur à savoir le traitement feu lui-même, est effectuée. Une comparaison entre les données des parcelles témoins et celles des parcelles qui subissent annuellement les feux est conduite afin de mieux cerner l'effet de chaque type de feu. Certaines données subissent une transformation logarithmique avant analyse pour améliorer l'homogénéité de variance entre les groupes et la normalité (Zar, 1996). Le test de Tukey à 5 % de seuil de confiance a été utilisé pour tester les différences significatives entre les moyennes. Les résultats sont significatifs lorsque $p < 0,05$ et, montrent une tendance lorsque $0,05 < p < 0,1$.

II.6.3. Analyses statistiques des données sur la biomasse racinaire

Pour appréhender l'effet de la variation saisonnière V_i et l'effet de la profondeur de prélèvement P_j du sol, la biomasse racinaire est soumise à une analyse de variance en utilisant le modèle linéaire général (GLM) suivant :

$$Y_{ij} = \mu + V_i + P_j + V_i P_j + e_{ij}$$

En outre, afin de cerner au cours de chaque saison de brûlis, l'effet des conditions de la parcelle S_i (avant le passage du feu, après le passage du feu et protection intégrale du feu) et l'effet de la profondeur de prélèvement du sol P_j , la biomasse racinaire est soumise à une analyse de variance en utilisant le modèle linéaire général (GLM) suivant :

$$Y_{ij} = \mu + S_i + P_j + S_i P_j + e_{ij}$$

II.6.4. Analyses statistiques des données de l'infiltration du sol

Tout comme dans le chapitre précédant, l'infiltration est mesurée à une seule tension. Pour appréhender l'effet de la variation saisonnière du feu V_i et l'effet des conditions de la parcelle S_j (avant le passage du feu, après le passage du feu et protection intégrale du feu) les données de quantité d'eau infiltrée lorsque le sol devient saturé, sont soumises à une analyse de variance en utilisant le modèle linéaire général suivant:

$$Y_{ij} = \mu + V_i + S_j + V_i S_j + \varepsilon$$

L'ampleur des effets des différents facteurs est déterminée par une statistique appelée éta partiel au carré (η_p^2), et l'effet est considéré comme faible, modéré ou important si la valeur de cette statistique est de 0,01, 0,06 ou 0,14, respectivement (Cohen, 1988). Enfin lorsque approprié, des comparaisons multiples par le test de Tukey au seuil de 5 % sont faites pour détecter les différences entre les différentes conditions au sein des parcelles, ou les saisons des feux. Toutes les analyses statistiques sont effectuées à l'aide du logiciel d'analyse statistique SPSS 15.0 for Windows (Copyright © SPSS Inc., 1989-2006. All rights reserved). Les figures, elles, sont élaborées avec le logiciel Origin 7.5 (Copyright © 1998-2008 Origin Lab Corporation).

III. Résultats

III.1. Températures et temps de rémanence des feux

Les températures des feux lors des trois saisons de feu, varient entre $436,94 \pm 300,2$ °C et $24,35 \pm 0,4$ °C. Les plus hautes températures sont relevées à la surface du sol lors des feux tardifs ($436,94 \pm 300,2$ °C) et à 5 m du sol lors des feux de mi-saison sèche ($420,03 \pm 77,12$ °C), tandis que la plus basse température qui est de

24,35 ± 0,4 °C est relevée à -10 cm du sol lors des feux précoces. Il faut également noter que de faibles températures (< 60 °C) sont relevées lors des feux tardifs au niveau des senseurs placés à 500 cm, 300 cm et 150 cm du sol. Lors des feux précoces et de mi-saison sèche, le niveau -10 cm de la surface du sol est celui qui enregistre les plus basses températures (respectivement 24,35 ± 0,4 °C et 40,08 ± 6,16 °C) (Figure 19), pendant que les cinq premiers centimètres en dessous de la surface du sol enregistrent des températures assez élevées. Les températures maximales du feu diffèrent de façon significative avec la saison des feux ($F_{[2,81]} = 23,36$; $p < 0,001$), la position du senseur ($F_{[8,81]} = 15,172$; $p < 0,001$) et l'interaction entre type de feu et position du senseur ($F_{16,81} = 6,715$; $p < 0,001$). Les feux de mi-saison sèche sont significativement plus chauds que les feux précoces et tardifs ($p < 0,001$) ; cependant, les températures maximales relevées lors des feux précoces et tardifs tendent à être significativement différentes ($p = 0,051$).

Les temps de rémanence de la température létale (> 60 °C) sont relativement longs. La surface du sol et le niveau -2 cm de la surface enregistrent, lors des feux de mi-saison sèche, les temps de rémanences les plus longs qui sont respectivement de 4 mn 10 s ± 1 mn 33 s et de 4 mn 18 s ± 1 mn 18 s ; suivis du niveau 50 cm de la surface du sol durant les feux tardifs, qui enregistrent 3 mn 24 s ± 1 mn 30 s comme temps de rémanence (Figure 20). Le temps de rémanence de la température létale varie aussi significativement en fonction de la saison de brûlis ($F_{[2,81]} = 15,315$; $p < 0,001$), de la position du senseur ($F_{[8,81]} = 13,978$; $p < 0,001$) et de leur interaction ($F_{[16,81]} = 3,494$; $p < 0,001$). Aucune différence significative n'est relevée entre les temps de rémanence des feux précoces et ceux des feux tardifs ($p = 0,162$). Les temps de rémanence de la température létale observés lors des feux de mi-saison sèche sont significativement différents de ceux des feux précoces ($p = 0,002$) et des feux tardifs ($p < 0,001$).

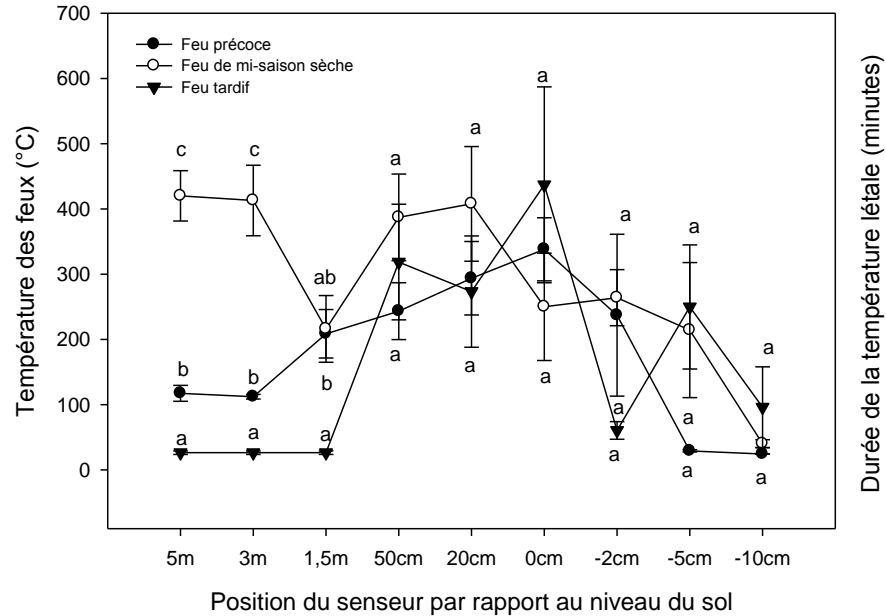


Figure 19 : Températures maximales (moyenne \pm erreur standard) des différents types de feu en fonction de la position du capteur.

Les moyennes avec des lettres différentes indiquent les différences significatives selon le test de Tukey.

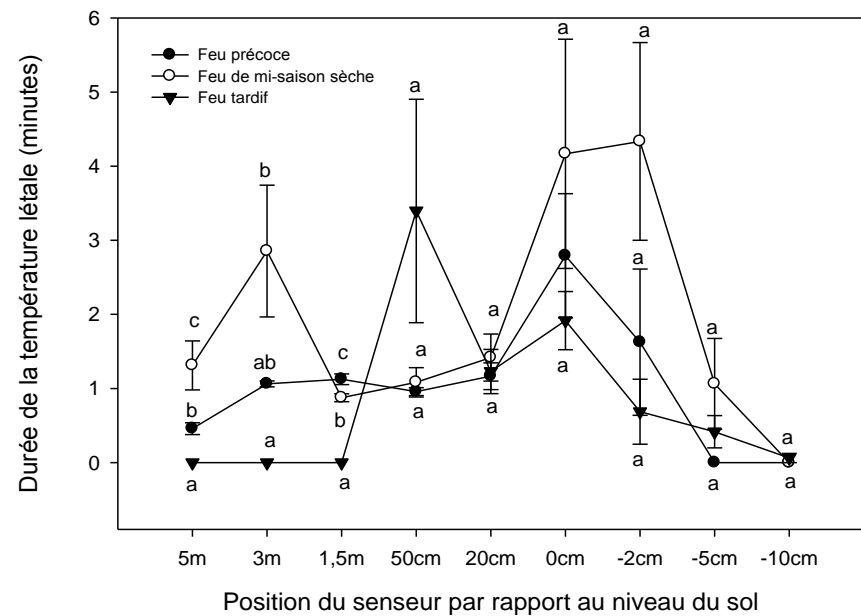


Figure 20 : Durée de la température létale (> 60 °C) (moyenne \pm erreur standard) lors des types de feu en fonction de la position du capteur.

Les moyennes avec des lettres différentes indiquent les différences significatives selon le test de Tukey.

III.2. Respiration du sol

La respiration du sol exprimée en $\text{g}(\text{CO}_2).\text{m}^2.\text{h}^{-1}$, connaît des valeurs allant de $0,1375 \pm 0,0087$ lors des feux précoces à $0,0688 \pm 0,0027$ pendant les feux tardifs sur les parcelles témoins (protégées intégralement des feux). Sur les parcelles subissant les feux de façon annuelle, avant le passage du feu, la respiration du sol atteint sa plus grande valeur pendant les feux précoces ($0,1744 \pm 0,0244 \text{ g}(\text{CO}_2).\text{m}^2.\text{h}^{-1}$) et la plus faible valeur s'observe lors des feux tardifs ($0,0667 \pm 0,0073 \text{ g}(\text{CO}_2).\text{m}^2.\text{h}^{-1}$) (Figure 21). On remarque donc qu'à mesure que l'on avance dans la saison sèche, les taux de respiration du sol diminuent.

La respiration du sol varie de façon significative avec le temps ($F_{[2,9]} = 24,066$; $p < 0,001$). La respiration du sol relevée sur les parcelles témoins lors des feux précoces est significativement différente de celle des feux de mi-saison sèche ($F_{[2,9]} = 24,066$; $p = 0,005$) et de celle des feux tardifs ($F_{[2,9]} = 24,066$; $p < 0,001$). Entre le taux de respiration lors des feux de mi-saison sèche et des feux tardifs, on a relevé aucune différence significative ($F_{[2,9]} = 24,066$; $p = 0,071$).

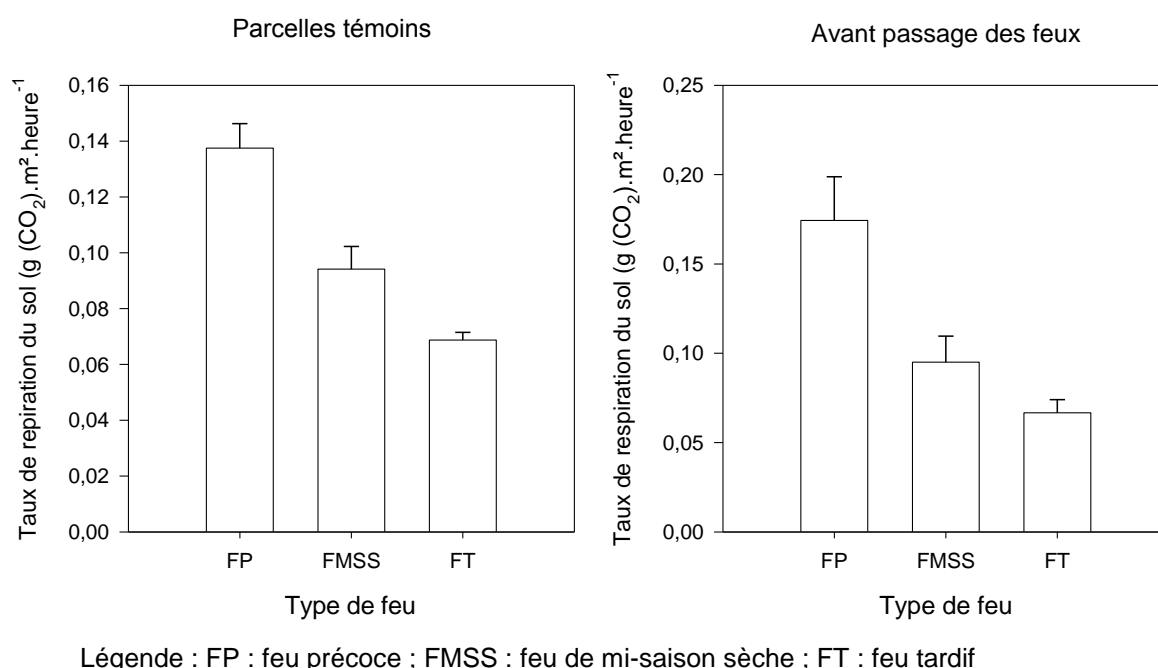


Figure 21 : Variation du taux de respiration du sol en fonction de la saison du feu.

Pour confirmer la variation en fonction du temps du taux de respiration du sol, l'analyse statistique des données récoltées avant chaque type de feu montre également des différences significatives de la respiration du sol ($F_{[2,9]} = 10,815$; $p = 0,004$). Le taux de respiration du sol, avant l'application des feux précoce est significativement différent de celle avant les feux de mi-saison sèche ($F_{[2,9]} = 10,815$;

$p = 0,022$) et de celle avant les feux tardifs ($F_{[2,9]} = 10,815$; $p = 0,004$). Aucune différence significative n'est par ailleurs constatée entre le taux de respiration du sol avant les feux de mi-saison sèche et celle avant les feux tardifs ($F_{[2,9]} = 10,815$; $p = 0,493$) (Figure 21). On constate par ailleurs que la respiration du sol est moins élevée sur les parcelles témoins que sur les parcelles subissant annuellement les feux.

Pour chaque type de feu, les analyses statistiques ne montrent pas de différence significative entre le taux de respiration du sol avant et après le passage du feu, ni entre avant le passage du feu sur les parcelles qui brûlent et celles témoins. Cependant, on remarque que les taux de respiration du sol lors des différents types de feux sont relativement plus élevés avant qu'après le passage du feu. Aussi, elle est plus grande avant le passage des feux que sur les parcelles témoins (Figure 22).

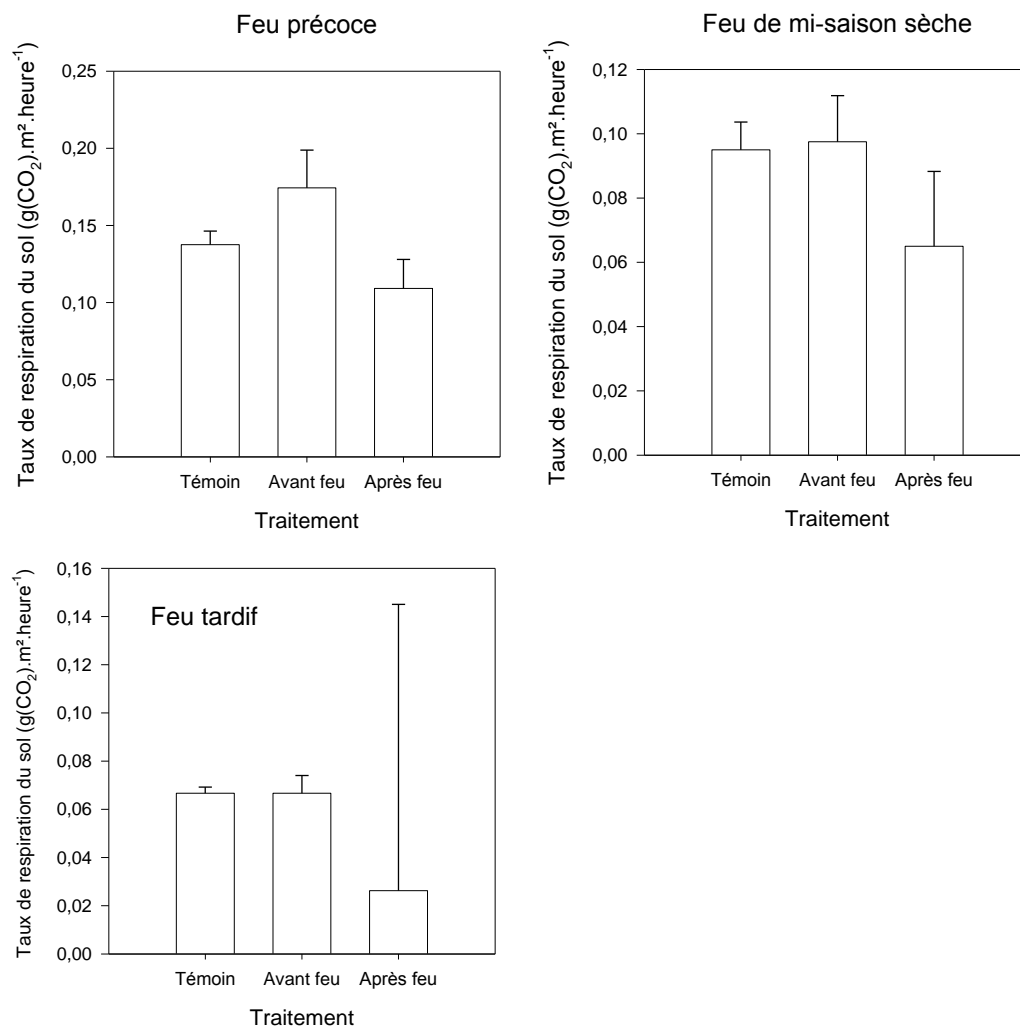


Figure 22 : Respiration du sol (g(CO₂).m².h⁻¹) lors des différents types de feu en fonction du traitement (Témoin, avant feu et après feu).

III.3. Biomasse racinaire

D'une manière générale, irrespectivement de la profondeur de prélèvement du sol la biomasse racinaire était plus élevée au niveau des parcelles subissant le feu tardif ($2,41 \pm 0,14 \text{ g/dm}^3$) suivi de celles subissant les feux de mi-saison sèche ($1,99 \pm 0,10 \text{ g/dm}^3$). La valeur correspondante pour les parcelles traitées au feu précoce était ($1,73 \pm 0,11 \text{ g/dm}^3$).

Les résultats indiquent que la biomasse racinaire varie de manière significative ($F_{[2,66]} = 8,473$; $p = 0,001$) au cours de la saison des feux avec une importante ampleur ($\eta_p^2 = 0,049$). La biomasse racinaire est élevée dans les échantillons collectés au cours des feux tardifs comparativement à ceux des feux précoces et feux de mi-saison sèche qui possèdent des valeurs similaires selon le test de Tukey (Figure 23A). La profondeur de prélèvement a une influence quasi significative ($F_{[1,66]} = 3,911$; $p = 0,052$) avec une ampleur modérée ($\eta_p^2 = 0,056$). De manière générale la biomasse racinaire est relativement plus grande pour la profondeur 5-10 cm que 0-5 cm ($2,19 \pm 0,09 \text{ g/dm}^3$ versus $1,91 \pm 0,11 \text{ g/dm}^3$) et ce pour toutes les saisons (Figure 23B). La valeur la plus élevée à cette profondeur de sol est $2,58 \pm 0,15 \text{ g/dm}^3$ pour les parcelles subissant le feu tardif et celle la moins élevée est $1,87 \pm 0,14$.

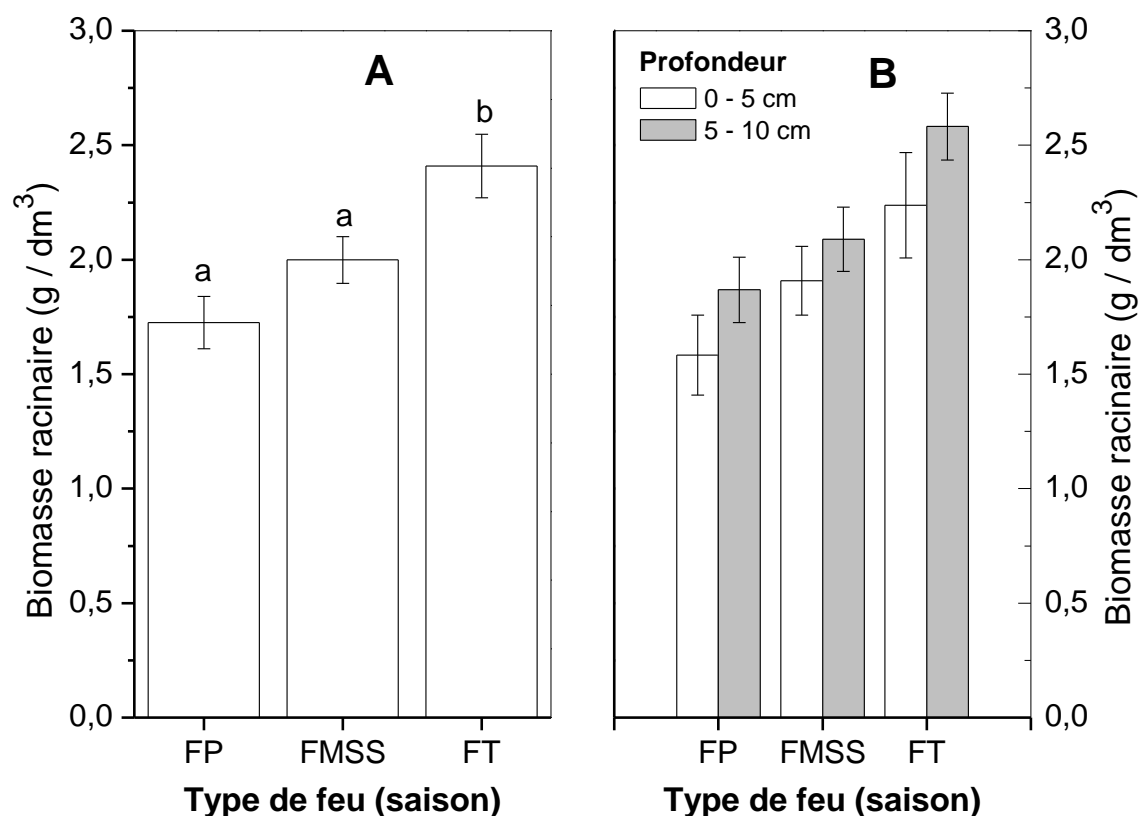


Figure 23 : Variation de la biomasse racinaire en fonction de la saison du feu et la profondeur de prélèvement.

(Les valeurs avec des lettres différentes sont significativement différentes)

En considérant séparément chaque type de feu, les analyses statistiques ne montrent pas de différences significatives ($p > 0,05$ dans tous les cas) entre la biomasse racinaire avant et après le passage du feu. Aucune différence significative n'est à souligner également entre les parcelles témoins et le traitement avant feu des parcelles qui brûlent. Similairement aucun effet significatif n'apparaît pour la profondeur de prélèvement du sol.

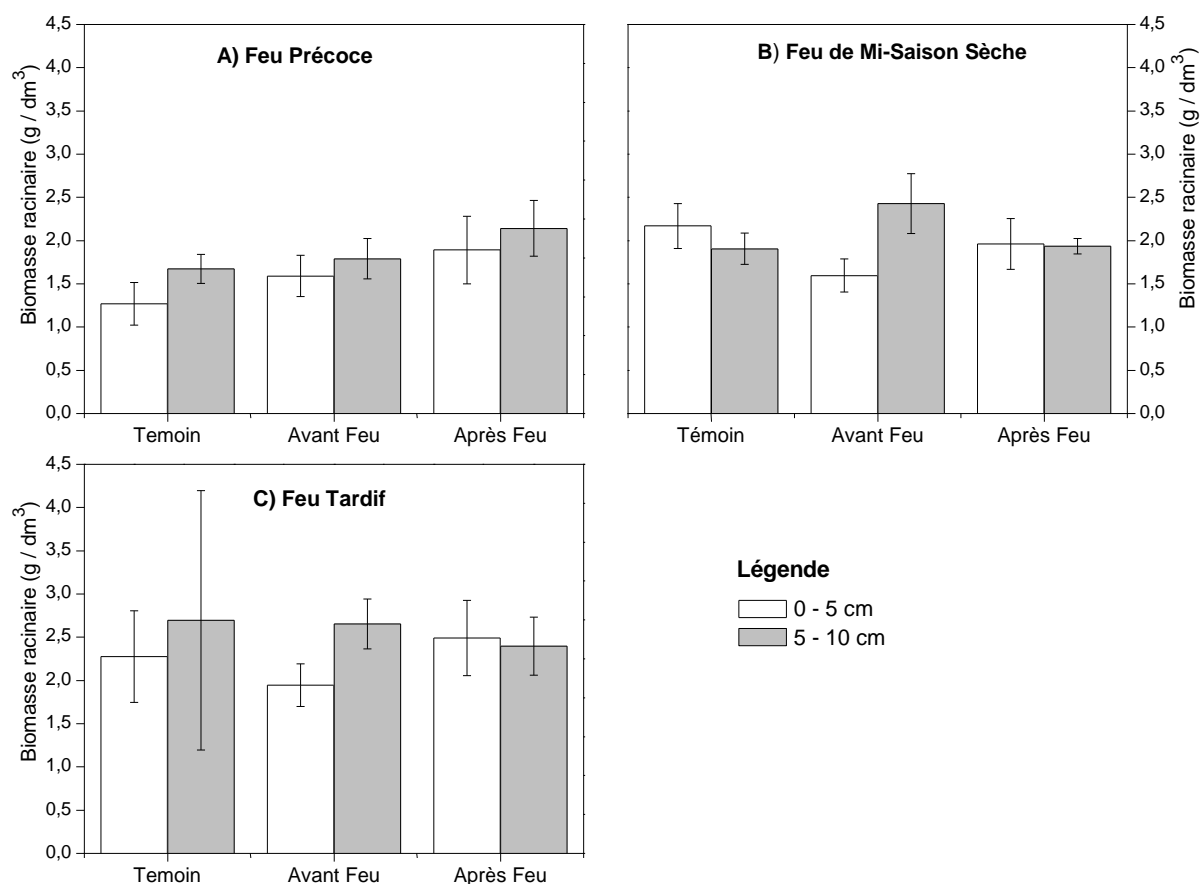


Figure 24 : Biomasse racinaire du sol (g/dm^3) lors des différents types de feu en fonction des conditions (Témoin, avant feu et après feu) et de la profondeur (0-5 cm et 5-10 cm).

III.4. Infiltration du sol

Les quantités totales d'eau infiltrée dans le sol varient de façon significative avec la saison de brûlis ($F_{[2,186]} = 4,762$; $p = 0,010$) avec une ampleur relativement modérée ($\eta_p^2 = 0,049$). La quantité d'eau infiltrée est plus élevée au niveau des parcelles subissant le feu précoce ($353,35 \pm 16,871$ mm) qu'au niveau des parcelles traitées au feu tardif ($314,59 \pm 7,33$ mm) (Figure 25A). Les parcelles subissant le feu de mi-saison sèche avaient une valeur de quantité d'eau infiltrée relativement élevée par rapport aux autres ($388,85 \pm 16,22$ mm). Aucune différence significative n'est observée entre les parcelles témoins ($328,83 \pm 14,94$ mm), la quantité d'eau infiltrée avant ($366,38 \pm 16,51$ mm) et après le feu ($350,31 \pm 10,94$ mm) (Figure 25B). Néanmoins les valeurs obtenues au niveau du témoin tendent ($F_{[2,186]} = 2,669$; $p = 0,072$; $\eta_p^2 = 0,028$) à être relativement les plus faibles, suivies de la situation après le passage du feu et celle d'avant le passage du feu. L'interaction saison de brûlis ×

condition de la parcelle était significative ($F_{[4,186]} = 2,977$; $p = 0,021$) avec une ampleur modérée ($\eta_p^2 = 0,060$). En dehors des parcelles subissant le feu tardif où la quantité d'eau infiltrée après le feu est supérieure à celle d'avant le feu, les parcelles traitées au feu précoce et feu de mi-saison sèche, enregistrent de plus grande quantité d'eau infiltrée avant le passage du feu (Figure 25C).

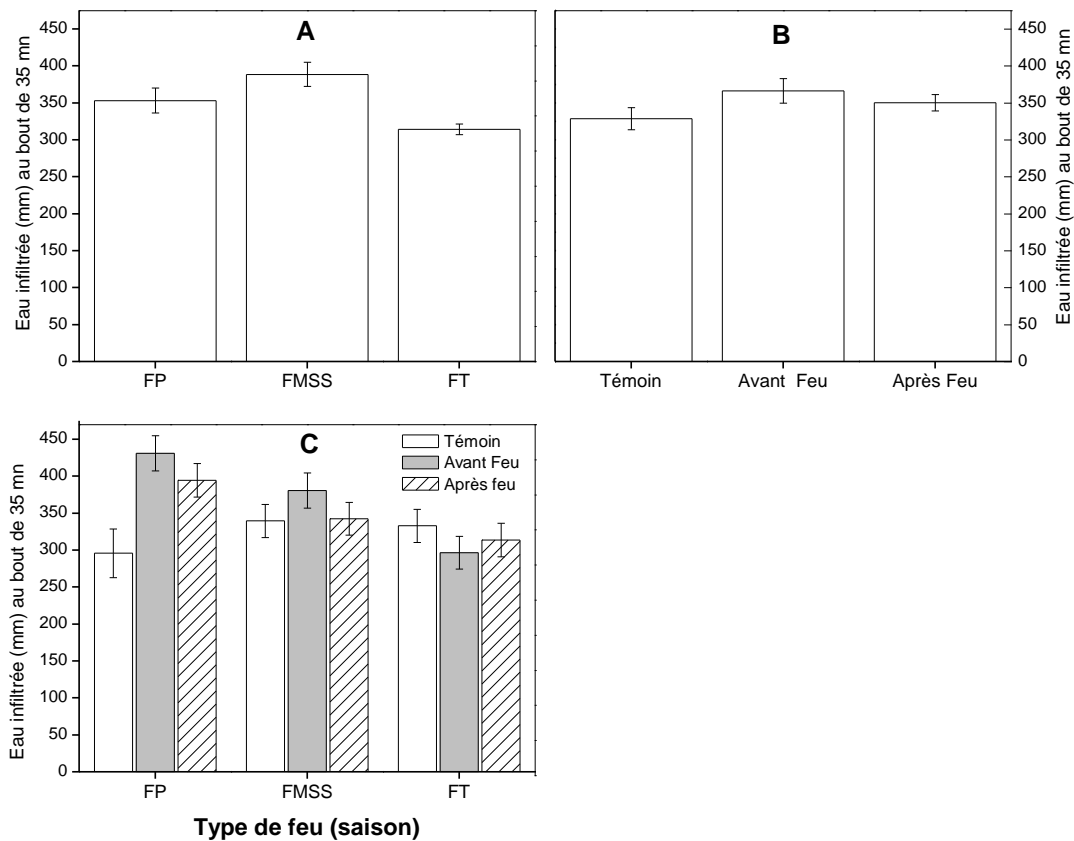


Figure 25 : Quantité d'eau (mm) infiltrée dans le sol lors des différents types de feu en fonction des conditions (Témoin, avant feu et après feu).

IV. Discussion

IV.1. Températures des feux et temps de rémanence de la température létale

Les différents résultats concordent avec ceux retrouvés dans d'autres parties du pays (Savadogo *et al.*, 2007c; Sawadogo, 2009) et en partie avec ceux trouvés par Dayamba *et al.* (2010a) sur le même site d'étude.

Les hautes températures observées lors des feux de mi-saison sèche et tardif comparativement aux feux précoces peuvent être liées au niveau de dessiccation du combustible (Savadogo *et al.*, 2007c; Dayamba *et al.*, 2010a). Lors de ces types de feux qui interviennent respectivement en plein milieu et à la fin de la saison sèche, les

différents combustibles (herbacées et litière) sont dans un état d'assèchement très avancé. Ce niveau de dessiccation avancé est lié à la longue exposition du combustible aux rayons solaires et aux hautes températures observées en saison sèche (Dayamba *et al.*, 2010a). Les feux de mi-saison sèche connaissent cependant des températures plus hautes que les feux tardifs. Cela peut être lié à la quantité de combustible consommée (Stocks *et al.*, 1996; Sawadogo, 2009). En effet, sur les parcelles sujettes aux feux tardifs, une partie de la biomasse épigée herbacée a été fauchée par les riverains de la forêt classée, causant ainsi une diminution de la quantité de combustible à brûler. Archibold *et al.* (1998) soulignent qu'en général, la température du feu augmente avec la quantité de combustible brûlée. Les faibles températures lors des feux précoces sont la conséquence de la haute humidité du combustible (Archibold *et al.*, 1998) en cette période (fin de saison pluvieuse) (Savadogo, 2007; Dayamba, 2010). Celles observées sur les senseurs situés à 500 cm, 300 cm et 150 cm lors des feux tardifs sont liées aux basses hauteurs du combustible et par conséquent l'occurrence de feu de surface. En effet, lors de ces feux, les herbacées sont dans un état d'assèchement très avancé et sont très susceptibles à l'effet du vent, qui leur confère une position couchée. Ainsi, lors du passage du feu, les flammes ne sont plus capables d'aller en hauteur. Cet état couché des herbacées peut également expliquer le fait que la plus haute température ait été observé à la surface du sol lors des feux tardifs. Les températures assez élevées dans les cinq premiers centimètres en dessous de la surface du sol peuvent être liées au fait de la faible vitesse de progression du feu (Bradstock et Auld, 1995), permettant ainsi à la chaleur dégagée d'aller en profondeur. Cela est confirmé par le temps de résidence de la température létale assez long à ces positions.

IV.2. Respiration du sol

Les résultats de cette étude indiquent une variation temporelle du taux de respiration du sol. Ces variations sont la conséquence des variations des variables environnementales, des processus biochimiques de la respiration et des processus de transport du CO₂. En effet le passage du feu peut induire un assèchement de la surface du sol contribuant ainsi à une variation de la respiration. Beaucoup d'efforts sont faits pour expliquer les fluctuations de la respiration des sols des formations végétales en utilisant des facteurs biophysiques, le plus souvent la température et l'humidité du sol (Luo et Zhou, 2006). Le type de relation entre ces facteurs et le taux

de respiration du sol dépend de l'état d'humidité de l'écosystème en question. Brady et Weil (1999) indiquent que l'activité microbienne et la respiration résultant du flux de CO₂ sont liées à l'humidité du sol et augmente généralement avec la disponibilité en eau. Les variations saisonnières de la respiration du sol sont donc largement fonction des changements de températures, de la radiation solaire, de l'humidité, de la production photosynthétique et/ou de leur combinaison (Luo et Zhou, 2006). Le fait que la saison des feux précoces enregistre la plus grande valeur de taux de respiration du sol peut être lié au fait que les conditions environnementales (température et humidité du sol) à cette période, sont favorables à l'activité microbienne du sol donc à sa respiration. Dans cette étude, les variables de température lors du feu ne peuvent pas être corrélées pour expliquer la variation du taux de respiration du fait que le sol immédiatement après le feu peut se refroidir. Aussi aucune mesure de l'humidité du sol n'a été opérée mais il est bien admis que dans la zone les deux paramètres sont relativement élevés en début de saison sèche (décembre-janvier), que plus tardivement en saison sèche (février-mars). La baisse de la respiration microbienne du sol lors des périodes de feux de mi-saison sèche et tardif, est la conséquence probable des hautes températures accompagnées d'une diminution de l'humidité du sol à ces périodes. En effet Luo et Zhou (2006) montrent que les hautes températures et faibles humidités du sol réduisent l'activité microbienne du sol. La respiration du sol varie significativement entre les sites brûlés et les témoins. Des résultats similaires sont rapportés par Wütrich *et al.* (2002).

IV.3. Biomasse racinaire

La quantification de la biomasse des racines est essentielle pour l'estimation et la compréhension de la production primaire nette dans un écosystème, la répartition de la biomasse, et la compétition souterraine (Rau *et al.*, 2009). Dans l'ensemble, les valeurs de biomasse racinaire trouvées dans cette étude sont relativement similaires à celles rapportées pour des écosystèmes savaniques (Marín *et al.*, 2001). Nos résultats montrent que la biomasse des racines diffère sensiblement entre les profondeurs du sol et que la biomasse racinaire à une profondeur donnée diffère entre les microsites au cours de la saison des feux. Des résultats similaires ont été reportés par Rau *et al.* (2009) pour des formations végétales relativement identiques à notre site. Les plus grandes biomasses racinaires se trouvent à une profondeur de 5-10 cm. Ce résultat est conforme à celui de Snyman (2009) qui indique que dans le contexte

des savanes sud-africaines cela caractérise un bon état de pâture modéré. Il indique que la distribution des racines est plus superficielle avec l'état de dégradation des parcours. Les fortes concentrations de racines à la profondeur 5-10 cm peuvent être liées à l'augmentation des proportions des éléments nutritifs dans ces couches de surface du sol (Montani *et al.*, 1996; Ingram, 2002).

Le manque de différence significative entre les traitements peut être lié à plusieurs facteurs agissant à des proportions protagonistes ou antagonistes. Il y a une certaine hétérogénéité de la distribution des racines dans les sols qui peut masquer les effets des traitements. En effet le feu de savane étant rarement homogène, les endroits épargnés peuvent accuser plus de biomasse racinaire (Snyman, 2005b; a). Aussi, la biomasse racinaire dépend des conditions climatiques et des propriétés du sol, mais également des différences entre les espèces, par exemple, la profondeur d'enracinement. La distribution des espèces dans beaucoup de savanes comme les nôtres est généralement aléatoire du fait de la mosaïque de sol.

Cette étude indique que la biomasse racinaire ne varie pas dans des échantillons de sols pris avant et après le passage du feu indépendamment de la saison de feu. Il semble que la période rapprochée (décembre 2010, février et avril 2011) de nos collectes d'échantillon peut expliquer ce résultat qui semble en porte-à-faux avec des études antérieures. En effet plusieurs auteurs (Snyman, 2005b; a) indiquent que les racines sont intrinsèquement dynamiques et généralement après les feux, leur croissance est probablement encore plus élevée en raison de la nécessité de récupérer la fonction racine perdue.

IV.4. Infiltration du sol

Les résultats de cette étude indiquent que le feu précoce induit une plus grande quantité d'infiltration par rapport au feu tardif. Aussi, l'infiltration est en générale élevée avant le passage du feu par rapport à l'après feu. L'impact négatif du feu tardif sur l'infiltrabilité est sans doute dû au fait qu'il dénude le sol en consommant la phytomasse. Cela expose le sol à l'action directe des gouttes de pluies (Moyo *et al.*, 1998) et au rayonnement solaire conduisant à un encroûtement (Mills et Fey, 2004). Certaines études trouvent même une variation de la quantité d'eau infiltrée après un seul feu tardif de brousse (Snyman, 2003). Ainsi, la variation spatiale de la quantité de combustible et son état de dessiccation en saison sèche résultent en une augmentation des effets du feu sur le sol. Un autre processus expliquant la réduction

de la quantité d'eau infiltrée est le phénomène d'hydrophobie induit par le feu. De nombreuses études citées par Debano (2000) dans sa revue indique que le feu surtout tardif induit une certaine hydrophobie de la couche superficielle du sol. En effet la chaleur produite par la combustion de couche de litière sur la surface du sol contribue à vaporiser les substances organiques, qui sont ensuite déplacées vers le bas dans le sol le long des gradients de température élevé jusqu'à ce qu'elles atteignent les couches refroidisseur du sol sous-jacent, où elles se condensent. L'hydrophobie du sol peut augmenter en profondeur lorsque sous l'effet du chauffage les particules organiques deviennent chimiquement liées aux particules minérales du sol.

V. Conclusion partielle

Cette étude a pour but principal de caractériser l'effet de la variation saisonnière des feux sur la respiration du sol, la biomasse racinaire et les taux d'infiltration de l'eau. Les résultats laissent paraître des variations significatives des températures des feux, et du temps de rémanence de la température létale en fonction de la saison de brûlis. Les feux précoces enregistrent les plus basses températures et faibles temps de rémanence de la température létale. L'efflux de CO₂ et la respiration du sol, la biomasse racinaire du sol, composantes importantes de la production primaire ainsi que l'infiltration d'eau du sol variant significativement en fonction de la saison des feux. La biomasse racinaire est significativement augmentée par les feux tardifs, tandis que la respiration du sol et l'infiltration d'eau du sol sont favorisées par les feux précoces. Etant donné que les feux tardifs sont généralement néfastes pour le composant sol, de l'écosystème, il importe une implémentation du feu précoce avec précaution.

Chapitre III. Essai d'amélioration de la germination de quelques espèces savaniques : Effet du feu, de la fumée, et de l'acide sulfurique.

I. Introduction

L'aptitude d'un écosystème forestier à se régénérer est très déterminante pour la durabilité de l'exploitation de cet écosystème. Les espèces végétales se régénèrent soit par voie sexuelle ou asexuelle. La germination (régénération par voie sexuelle) domine chez la majeure partie des espèces (Ky-Dembele *et al.*, 2007). Dans les écosystèmes savaniques d'Afrique, le feu est un phénomène répandu et récurrent d'origine naturelle ou anthropique (Goldammer, 1993). Les végétaux développent alors plusieurs stratégies de survie face aux différents effets des feux (Razanamandranto *et al.*, 2005). La chaleur et la fumée générées lors des feux de brousses affectent par exemple, la germination des semences (Baskin et Baskin, 1998; Van Staden *et al.*, 2000). En effet, la chaleur permet de lever la dormance physique de certaines semences (Baskin et Baskin, 1998; Zida *et al.*, 2005) à travers ses effets physiques sur la structure de la coque (craquage de la coque) et/ou ses effets physiologiques sur l'embryon. La fumée produite lors des feux de brousse stimulerait la germination des végétaux dans les écosystèmes (Van Staden *et al.*, 2000). Elle agit sur l'embryon de la graine à travers un composé chimique qu'est la karrikinolide (Nelson *et al.*, 2009), à l'origine identifié sous le nom de butenolide 3-methyl-2H-furo[2,3-c]pyran-2-one (Flematti *et al.*, 2004; Van Staden *et al.*, 2004). La karrikinolide permettrait d'augmenter le niveau d'expression des expansines (Jain *et al.*, 2008), qui sont des protéines intervenant dans la dégradation de la paroi cellulaire durant la germination pour réduire la résistance physique que l'endosperme oppose à l'expansion de l'embryon. Ce composé permet aussi une bonne croissance et augmente la vigueur des plantules (Jain *et al.*, 2006). De nombreuses études sur les effets de la fumée, sur la germination sont conduites en Afrique du Sud (Van Staden *et al.*, 2000; Light *et al.*, 2002), en Australie (Tieu *et al.*, 1999; Flematti *et al.*, 2004) et en Californie (Keeley et Fotheringham, 1998). Cependant les effets de la fumée sur la germination des espèces dans les savanes soudanaises d'Afrique de l'Ouest ne sont pas extensivement étudiés (Razanamandranto *et al.*, 2005; Dayamba *et al.*, 2008). Les investigations menées montrent que la germination des semences

de quelques herbacées (Dayamba *et al.*, 2010b) et de quelques ligneux non dormantes (Razanamandranto *et al.*, 2005) est stimulée par la fumée. Mis à part la fumée et la chaleur, d'autres prétraitements peuvent être utilisés pour améliorer la germination des semences. Pour les semences qui ont une dormance physique (coque dure qui empêche les échanges d'eau et de gaz entre la semence et son milieu), l'acide sulfurique concentré est couramment utilisé pour le prétraitement avant la mise à germination.

Le but principal de la présente étude est de tester l'effet de la chaleur et/ou de la fumée liquide et de l'acide sur la germination des semences de quelques ligneux de savane soudanienne, dans le souci d'améliorer leur taux de germination et de permettre à la longue d'assister la recolonisation des zones soudanienne dégradées. Les objectifs spécifiques fixés dans cette étude sont donc ; (i) : déterminer la dose de fumée liquide qui produit un taux optimum de germination des essences savaniques testées, (ii) : déterminer la température optimale de germination de ces essences et (iii) : déterminer un temps de trempage de ces semences, dans l'acide qui permet d'obtenir de bons taux de germination.

II. Matériels et méthodes

II.1. Sources et caractéristiques des semences

Les semences de *Terminalia avicennioides* Guill. & Perr., de la famille des Combretaceae, et *Piliostigma thonningii* (Schumach.) Milne-Redh. et *P. reticulatum* (DC.) Hochst., de la famille des Caesalpiniaceae, sont collectées en janvier-février 2008 dans la forêt classée de Laba et conservées dans une chambre en condition ambiante dans des sacs en tissu jusqu'à la période des tests de germination. Pour *Prosopis africana* Taub., de la famille des Mimosaceae, les semences ont été acquises auprès du CNSF à Ouagadougou. Ces semences sont à l'origine collectées en février 2002 à Kangounadéni et conservées dans les conditions 18-22 °C et 44 % d'humidité relative. Les semences de toutes ces quatre espèces possèdent une dormance physique (Zida *et al.*, 2005; Dayamba *et al.*, 2008).

II.2. Traitements des semences

Les semences de ces espèces sont soumises à des combinaisons de traitements de chaleur et de fumée, ainsi qu'à l'acide sulfurique avant les tests de germination (Tableau 7).

II.2.1. Traitements à la chaleur

Pour le traitement à la chaleur, les semences sont entreposées pendant 2 mn 30 s dans un four préchauffé aux températures retenues pour l'expérimentation. Les 2 mn 30 s représentent le temps moyen de résidence de la température létale lors des feux en savane (Savadogo *et al.*, 2007c; Dayamba *et al.*, 2010a). Les températures de chauffage, 100 °C, 150 °C et 200 °C, sont retenues en tenant compte des résultats des études précédente (Zida *et al.*, 2005; Dayamba *et al.*, 2008) et des températures observées dans les premiers cm en dessous du sol lors des passages des feux de brousse (Savadogo *et al.*, 2007c; Dayamba *et al.*, 2010a). En effet, les semences de *T. avicennioides*, par exemple, montrent une tendance à l'amélioration de la capacité de germination avec l'augmentation de la température mais la plus haute température testée est de seulement 120 °C (Dayamba *et al.*, 2008). Pour chaque niveau de température, les semences de chaque répétition sont chauffées de façon indépendante, l'une après l'autre.

II.2.2. Traitements à la fumée liquide

La fumée liquide est produite suivant la procédure décrite par Dayamba *et al.* (2010b). Un mélange d'espèces herbacées et de ligneux, dominantes dans les forêts classées de Tiogo et de Laba est brûlé dans un fût et la fumée produite est forcée à travers un tuyau et recueillie dans un bidon contenant 3 litres d'eau (Photo 7). Lorsque le mélange de combustible commence à bien brûler, on étouffe le feu en refermant l'ouverture du fût. Ainsi, la fumée produite transite par le tuyau en caoutchouc et va se concentrer dans l'eau. Le temps de production de la fumée dans notre expérimentation est différent de celui mis en œuvre par Dayamba *et al.* (2010b) ; en effet, nous optons pour un temps plus réduit qui est de 4 h car des concentrations trop élevées de fumée peuvent avoir un effet inhibiteur sur la germination de certaines espèces (Light *et al.*, 2002). L'utilisation des espèces dominantes en forêts pour la production de la fumée, se justifie par le souci de simuler la fumée produite lors des feux en milieu réel. La solution obtenue au bout des 4 h constitue la solution de stock soit 100 % de fumée. Cette solution est diluée avec de l'eau de robinet à 75 % de fumée, 50 % de fumée et 25 % de fumée pour les différents tests.

Tableau 7 : Traitements, nombre (Nb) de répétition et de semences par traitement.

Traitement à la chaleur	Traitement à la fumée (% de fumée)	Nb répétition	Nb de semences par répétition
Témoin	0 % (eau simple)	4	25
Témoin	25 % ($\frac{1}{4}$ fumée liquide + $\frac{3}{4}$ eau simple)	4	25
Témoin	50 % ($\frac{1}{2}$ fumée liquide + $\frac{1}{2}$ eau simple)	4	25
Témoin	100 % fumée liquide	4	25
100 °C	0 % (eau simple)	4	25
100 °C	25 % ($\frac{1}{4}$ fumée liquide + $\frac{3}{4}$ eau simple)	4	25
100 °C	50 % ($\frac{1}{2}$ fumée liquide + $\frac{1}{2}$ eau simple)	4	25
100 °C	100 % fumée liquide	4	25
150 °C	0 % (eau simple)	4	25
150 °C	25 % ($\frac{1}{4}$ fumée liquide + $\frac{3}{4}$ eau simple)	4	25
150 °C	50 % ($\frac{1}{2}$ fumée liquide + $\frac{1}{2}$ eau simple)	4	25
150 °C	100 % fumée liquide	4	25
200 °C	0 % (eau simple)	4	25
200 °C	25 % ($\frac{1}{4}$ fumée liquide + $\frac{3}{4}$ eau simple)	4	25
200 °C	50 % ($\frac{1}{2}$ fumée liquide + $\frac{1}{2}$ eau simple)	4	25
200 °C	100 % fumée liquide	4	25



Photo 7 : Dispositif de production de fumée liquide. (Photo : Santi S. 2010)

II.2.3. Scarification chimique

Les traitements à l'acide consistent à tremper les graines dans l'acide selon les temps prescrits par le CNSF qui sont fonction des espèces : 30 mn pour *T. avicennioides* et *P. reticulatum*, 5 mn pour *P. thonningii* et *P. africana*. Parallèlement, nous avons testé un trempage dans l'acide pendant 2 h pour les différentes semences des espèces ci-dessus dans le but d'améliorer leur capacité de germination. Après le séjour dans l'acide, les semences sont rincées à l'eau de robinet et trempées pendant 24 h dans l'eau de robinet avant d'être transférées dans des boîtes de Pétri sur du papier filtre pour les tests de germination. Le nombre de répétitions et de semences par répétition sont les mêmes que ceux donnés dans le tableau 7.

II.3. Mode opératoire des tests de germination

Le test de germination a lieu après le prétraitement des semences. Les semences des différentes répétitions sont d'abord chauffées à l'étuve avant d'être plongées dans les solutions de fumée pendant 24 h. Après ce séjour dans les solutions de fumée, les semences des combinaisons de traitements sont rincées à l'eau de robinet et placées dans des boîtes de Pétri sur du papier filtre. Les boîtes de Pétri sont alors disposées sur la table de germination pour le test (Photo 8). Le test de germination dure 30 jours à compter du premier jour après les semis. Les semences germées sont journalièrement comptées et notées sur une fiche de collecte de données, puis elles sont retirées des boîtes de Pétri. Une semence est dite germée dès qu'elle porte une radicule d'au moins 2 mm de long (Zida *et al.*, 2005; Dayamba *et al.*, 2010b). L'arrosage des semences se fait une ou deux fois par jour avec de l'eau de robinet de façon à éviter un dessèchement du milieu.

Les semences prétraitées à la chaleur et/ou à la fumée sont mises à germer sous différentes conditions de température :

- * une température constante de 25 °C durant les 30 jours de test ;
- * une température constante de 35 °C durant les 30 jours de test ;
- * une température de 30 °C de 6 h à 18 h et 25 °C de 18 h à 6 h durant les 30 jours de test.

Pour le traitement à l'acide, les tests se sont effectués sur la dernière combinaison de température de germination. L'éclairage dans la salle de germination est assurée de 6 h à 18 h avec une lumière de $20 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ produite par à une lampe

fluorescente (F40 W/33 RS cool white light) montée sur la table, pour simuler les conditions de jour et de nuit (Photo 8).



Photo 8 : Semences dans les boîtes de Pétri, disposées sur la table de germination.
(Photo : Santi S. 2010)

II.4. Calculs et analyses statistiques

La capacité de germination (CG) et le temps moyen de germination (TMG) sont les paramètres calculés pour chaque espèce et chaque combinaison de traitement. Ces paramètres sont définis de la façon suivante :

$$CG(\%) = \left(\frac{\sum n_i}{N} \right) \times 100 \text{ et } TMG(\text{jours}) = \frac{\sum t_i n_i}{\sum n_i}$$

Où n_i est le nombre de graines germées par jour, N est le nombre total de graines semées et t_i le nombre de jours à partir du jour de semis (Bewley et Black, 1994).

Les différents paramètres calculés subissent des analyses de variance pour tester l'effet de la fumée liquide, de la chaleur et du temps de trempage à l'acide sur la germination. Certaines données subissent une transformation arc-sinus (capacité de germination) ou logarithmique (temps moyen de germination) comme le recommande Zar (1996), dans le but d'améliorer leur homogénéité de variance et la normalité, avant analyse. Le test de Tukey à 5 % de seuil de confiance est utilisé pour tester les différences significatives entre les moyennes. Les résultats sont considérés significatifs lorsque $p < 0,05$ et, montrent une tendance lorsque $0,05 < p < 0,1$.

III. Résultats

Les semences des quatre espèces ayant subi les différentes combinaisons de traitements à la chaleur et à la fumée liquide, ne germent pas ou connaissent de très faibles taux de germination au bout des 30 jours de test. L'augmentation du temps de trempage des semences dans l'acide permet d'augmenter la capacité de germination de *P. thonningii* ($94 \pm 1,15$ % contre $21 \pm 5,51$ %), *P. reticulatum* (98 ± 2 % contre 95 ± 3 %) et *P. africana* ($86 \pm 4,76$ % contre $2 \pm 1,15$ %). Cela contribue également à réduire le temps moyen de germination de ces 3 espèces : *P. thonningii* ($1,4 \pm 0,1$ jours contre $7,1 \pm 1,2$ jours), *P. reticulatum* ($1,3 \pm 0,2$ jours contre $2,1 \pm 0,3$ jours) et *P. africana* ($2,5 \pm 0,1$ jours contre $3,8 \pm 2,4$ jours) (Figure 26). L'effet de l'augmentation du temps de séjour des semences dans l'acide est très marqué sur *P. thonningii* et *P. africana* qui voient leurs capacités de germination plus que triplées et un temps moyen de germination trois fois réduit. Cependant, les semences de *T. avicennioides*, ne germent pas sous les différents temps de trempage à l'acide.

L'augmentation du temps de séjour des semences dans l'acide a un effet significatif sur la capacité de germination de *P. thonningii* ($F_{[1,6]} = 26,736$; $p = 0,002$) et de *P. africana* ($F_{[1,6]} = 294$; $p < 0,001$). Son effet est également significatif sur le temps moyen de germination de *P. thonningii* ($F_{[1,6]} = 81,894$; $p < 0,001$) et a tendance à être significatif pour *P. reticulatum* ($F_{[1,6]} = 5,636$; $p = 0,055$).

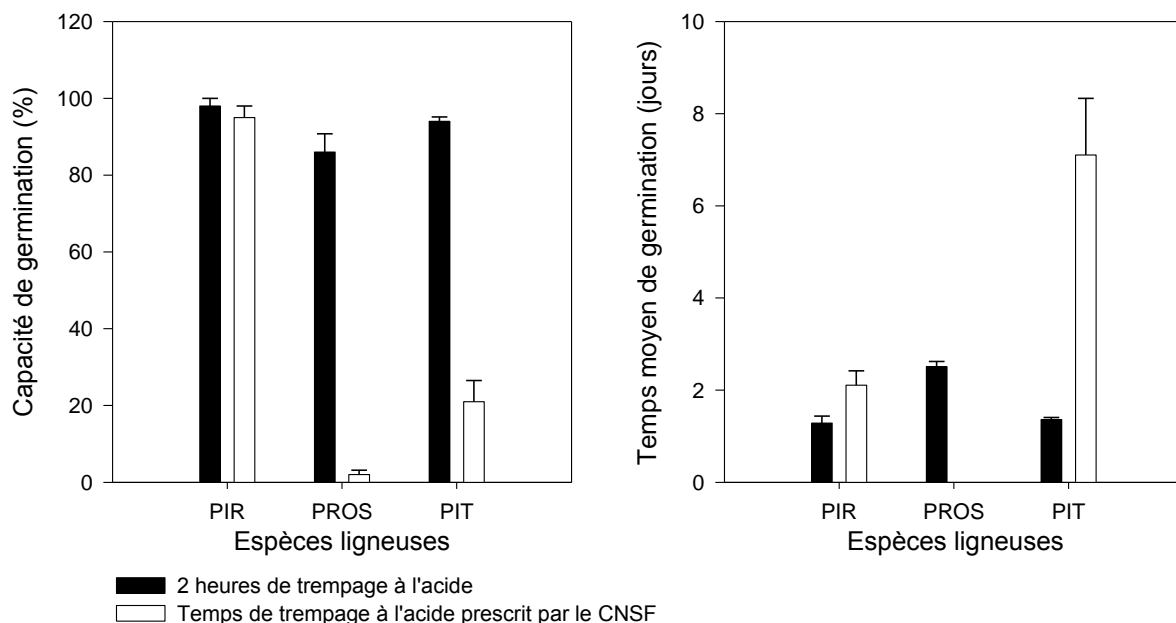


Figure 26 : Capacité et temps moyen de germination des semences en fonction du temps de trempage dans l'acide sulfurique.

(PIT : *P. thonningii*, PIR : *P. reticulatum*, PROS : *P. africana*).

IV. Discussion

Les semences des différentes espèces traitées à la chaleur et/ou à la fumée ne germent pas au bout des 30 jours de test. La chaleur et la fumée, dans les conditions de notre expérimentation, ne stimulent pas la germination des espèces testées. Plusieurs facteurs internes ou externes (les conditions environnementales) à la graine, peuvent influencer le processus de germination. Des semences entreposées pendant longtemps peuvent développer un état de dormance (Baskin et Baskin, 1998; Desai, 2004). Dans le présent cas, la non germination des semences de *P. thonningii*, *P. reticulatum* et *T. avicennioides* peut être liée aux conditions de stockage non appropriées, pendant un temps assez long, des semences avant le test. Placées dans des sacs en tissu à température ambiante, les semences sont sujettes à des attaques d'insectes et/ou fongiques capables de détruire l'embryon et empêcher ainsi toute possibilité de germination. Selon Baskin et Baskin (1998) il faut débiter les tests de germination peu de temps après la récolte des semences (entre 7 et 10 jours après), car elles peuvent subir des changements de capacité de germination durant leur stockage. Un « cutting test » réalisé sur quelques semences de *T. avicennioides* montre cependant que la plus part d'entre elles possédaient toujours leurs embryons en intégralité après les 30 jours de test. La coque de ces semences ayant été craquée par la chaleur, il se peut que la dose de fumée liquide utilisée ne soit pas suffisante pour stimuler leur germination (Flematti *et al.*, 2004; Dayamba *et al.*, 2008). *P. africana* ne germe pas également sous les conditions du test. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par Razanamandranto *et al.* (2005) et Dayamba *et al.* (2008) qui constatent que les espèces possédant des semences avec une dormance physique telles que *T. avicennioides*, *P. africana* et *P. thonningii* ne germent pas ou présentent de très faibles taux de germination lorsqu'on les trempe dans de la fumée liquide ou les expose à la fumée. L'effet chimique de la fumée sur la germination dépend surtout de la composition de la fumée variant suivant le type de combustible (herbes, feuilles, branches ou autres matériaux) (Tieu *et al.*, 1999; Razanamandranto *et al.*, 2005), aussi, la réaction des semences à la fumée est largement spécifique aux espèces (Tieu *et al.*, 1999; Clarke et French, 2005).

Toutes les espèces traitées à l'acide sulfurique, à l'exception de *T. avicennioides*, montre de meilleurs taux de germination dans les conditions de trempage de 2 h comparativement aux temps de séjour conventionnels. Cela peut être

la conséquence de la scarification plus intense des semences qui permet de fragiliser la coque dure de ces semences et lever la barrière à l'absorption des différents éléments, par l'embryon, favorisant la sortie de la radicule. En effet, la coque dure des semences impose une barrière physique à l'absorption de l'eau et aux échanges gazeux et lumineux indispensables à la germination de l'embryon (Baskin et Baskin, 1998; Desai, 2004). Ces résultats sont conformes aux études passées (Zida *et al.*, 2005) qui reportent une augmentation du taux de germination de certaines espèces avec l'augmentation du temps de séjour dans l'acide. Des temps de séjour très élevés dans l'acide sont capables de désintégrer l'embryon de la graine et inhiber ainsi la germination (Baskin et Baskin, 1998; Zida *et al.*, 2005).

V. Conclusion partielle

Cette étude a pour but de mieux comprendre comment augmenter la germination en traitant des semences à la chaleur et/ou à la fumée et à l'acide. Nos résultats ne soutiennent pas l'idée que les espèces étudiées sont stimulées par la chaleur et/ou la fumée ; car les semences prétraités avec ces composantes du feu ne germent pas ou connaissent de très faibles taux de germination. Le fait que les espèces ne répondent pas positivement à la fumée n'exclut pas de penser qu'il peut y avoir d'autres espèces stimulées dans les écosystèmes savaniques du Burkina Faso vu qu'à certains endroits, le feu est un phénomène récurrent depuis des millénaires. Aussi le manque d'effet significatif peut bien être lié à d'autres facteurs de dormance qui doivent préalablement être levées à la fumée. De plus les graines des espèces savaniques peuvent également répondre à d'autres effets du feu autres que la fumée telle que la lumière accrue, l'augmentation des nutriments, le choc thermique, ou toute combinaison de ces facteurs. La scarification chimique pendant un temps assez prolongé (2 h) permet d'augmenter la capacité de germination et de réduire le temps moyen de germination de certaines semences. Des recherches supplémentaires sur les espèces sont nécessaires afin de cerner la réactivité à la fumée des espèces dans les écosystèmes adaptés au feu.

Chapitre IV. Variation saisonnière du potentiel photosynthétique chez *Pterocarpus erinaceus* Fern.-Vill.

I. Introduction

Dans les formations savaniques du Burkina Faso, la persistance des perturbations écologiques couplée à un climat de plus en plus rude constituent un handicap majeur pour la survie de certaines plantes. Par exemple, la plus part des arbres et arbustes des savanes constituent du fourrage de grande qualité nutritive donc une source importante de protéines et disponibles sur presque toute l'année pour le bétail (Ouédraogo-Koné *et al.*, 2008). *P. erinaceus* fait partie des espèces fourragères les plus importantes et les plus appréciées par les herbivores et subit *de facto* une pression importante capable de menacer sa survie dans certaines zones (Petit et Mallet, 2001). Malgré la menace qui pèse sur cette espèce locale (IUCN, 2010) très peu d'études sont menées en vue d'affiner les connaissances sur son écophysiologie et de formuler des stratégies de restauration appropriées ; les investigations menées jusque-là au Burkina Faso portent sur sa capacité de germination (Zida *et al.*, 2005) et la croissance et la survie des plantules au stress hydrique (Zida, 2007). Cette étude qui se veut un complément à ces investigations se focalise sur la variation saisonnière du potentiel photosynthétique de l'espèce.

La photosynthèse est la base fondamentale de la croissance des plantes vertes. C'est l'activité métabolique la plus importante réalisée par les plantes vertes et qui régule la productivité primaire et le cycle de carbone. La productivité végétale est une réponse des végétaux à la disponibilité des facteurs climatiques et environnementaux indispensables à leur fonctionnement. Ainsi donc, les plantes sont exposées aux variations saisonnières des facteurs abiotiques qui influent leurs réponses métaboliques (photosynthèse et taux de croissance).

Le rôle du changement saisonnier dans le rendement photosynthétique est démontré pour des espèces tempérées et subtropicales avec plus de gains d'efficacité liés aux changements d'intensité lumineuse, de la température, de concentration en éléments nutritifs, ou à l'état de développement ou phénologique de la plante (Larcher, 2003). Les variations saisonnières des précipitations, de la teneur en eau du sol et de la demande en évaporation ont des répercussions importantes sur la conductance

stomatique (Eamus et Cole, 1997; Prior *et al.*, 1997), le potentiel hydrique foliaire (Myers *et al.*, 1997) et la phénologie (Williams *et al.*, 1997). Toutefois, jusqu'à maintenant, la phénologie et l'écophysiologie des plantes ligneuses des savanes sont peu étudiées. Les effets de la saisonnalité de la disponibilité en eau pour l'évaporation et la demande pour les échanges gazeux des arbres de savane demeurent largement inconnus.

Dans cette étude, le comportement phénologique et des variables écophysiologiques de *P. erinaceus* sont caractérisés dans le temps. Particulièrement, les objectifs sont de: (i) évaluer le potentiel photosynthétique, à travers la mesure de l'ouverture stomacale, en fonction de la saison et de la phénologie de *P. erinaceus* ; (ii) déterminer les relations existantes entre la photosynthèse, la surface foliaire, la concentration foliaire en N et en K durant les phases phénologiques et (iii) déterminer la corrélation entre facteurs climatiques et photosynthèse.

II. Méthodologie

II.1. Site d'étude

Cette étude est conduite d'Octobre 2010 à Mai 2011 sur un dispositif installé en 2004 à la station de recherche de l'INERA à Saria pour étudier l'effet du stress hydrique et de l'âge de la plantule (à la transplantation) sur les performances de croissance de *P. erinaceus* (Zida, 2007). De coordonnées géographiques 12°16'N et 2°09'W; et d'altitude 300 m, le village de Saria est situé dans la zone Nord-soudanienne et est caractérisé par une saison pluvieuse allant de Mai à Octobre et une saison sèche qui s'étale de Novembre à Avril. Pour les douze (12) dernières années (1999 – 2010), on observe une variation interannuelle de la pluviosité et du nombre de jours de pluie avec en moyenne 835 ± 88 mm repartis en 64 ± 8 jours de pluie par an (Figure 27A). Les variations inter-mensuelles (Figure 27B) de la pluviosité de l'année 2010 indiquent que le mois d'Août est le plus pluvieux avec 267,2 mm de pluies tombées en 15 jours. La température moyenne annuelle est de 28 °C avec des maxima pouvant atteindre 40 °C entre Mars et Avril. Les données climatiques sont obtenues à l'aide d'une station météo installée par la DRREA/CO. La végétation de la localité est caractérisée par des savanes à graminées annuelles, à arbres et arbustes et un paysage agricole.

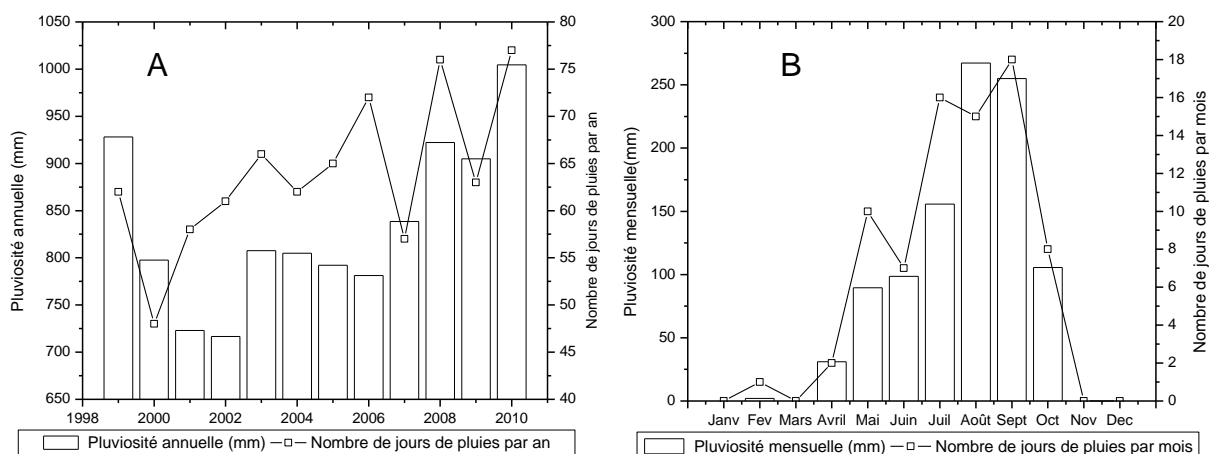


Figure 27 : A. Pluviosité annuelle et nombre de jours de pluie par an de Saria de 1999 à 2010 ; B. Pluviosité mensuelle et nombre de jours de pluies de Saria en 2010.

II.2. Aperçu sur l'espèce étudiée

Pterocarpus erinaceus Fern.-Vill. est un arbre de 8-12 m de haut de la famille de Fabacées. C'est une espèce à cyme arrondie et ouverte avec une écorce noirâtre à tranche brune striée de rouge et exsudant de la résine. Les feuilles de *P. erinaceus* sont imparipennées, disposées de façon alternée, avec des folioles alternant les unes par rapport aux autres. Les fleurs de l'espèce sont de couleurs jaunes. Les fruits issus de ces fleurs sont des samares plates entourés d'une aile circulaire. La floraison et la fructification interviennent en saison sèche toujours avant la feuillaison. L'habitat de *P. erinaceus* est la savane soudano-guinéenne et guinéenne, sur tous les types de sol (Arbonnier, 2000).

L'étude se déroule sur des individus de *P. erinaceus* plantés en 2004 et les pieds suivis ont en moyenne 7,26 cm de diamètre à 1,30 m et 4,5 m de haut. Ces individus sont plantés sur le terrain après avoir passé 3 mois en pépinière après les semis (Zida, 2007).

II.3. Mesure de l'ouverture stomacale

Elle consiste à mesurer l'ouverture des stomates à des intervalles de quinze jours, à partir d'octobre jusqu'à ce que les individus perdent leurs feuilles en décembre 2010. Au total 5 mesures sont effectuées pour tenter d'appréhender les changements de l'assimilation chlorophyllienne, à travers l'ouverture des stomates. Les mesures de chaque quinzaine débutent dans la matinée à partir de 9 h 30 GMT. Ces mesures sont effectuées sur des feuilles de différentes classes d'âge, allant des feuilles les plus jeunes aux plus vieilles. Du début de l'étude (04-Octobre 2010) jusqu'au mois de

décembre (sénescence des feuilles), les mesures sont effectuées sur une seule classe d'âge de feuilles, considérée comme étant adulte, car dans cet intervalle de temps, il n'y a pas eu de production de nouvelles feuilles. Les mesures portent sur six individus ayant une bonne couverture foliaire. Sur chaque individu, et pour chaque classe d'âge de feuille, six (6) folioles subissent les mesures d'ouverture stomacale, après quoi elles sont récoltées, rangées dans des enveloppes en papier et envoyées au laboratoire pour la détermination de (i) la surface foliaire, (ii) le poids frais et sec (iii) la concentration en azote et en potassium.

Pendant les mesures d'échanges gazeux sur le terrain, les conditions environnementales telles que la pluviosité, l'intensité de la radiation solaire, la température, l'humidité de l'air, la direction et la vitesse du vent sont enregistrées. Ces relevées se font à l'aide d'une station météo portable (modèle Weather Station- GP1) équipée d'un data logger (Delta T GP1) qui enregistre de façon automatique à chaque 15 mn les données des différents facteurs climatiques ci-dessus citées (Photo 9). La figure 28 présente les différentes composantes de la station météo portable. Le Data logger stocke à chaque enregistrement, la valeur minimale, maximale et moyenne (au cours des 15 mn écoulées) des différents facteurs climatiques.



Photo 9 : Aperçu du Weather Station-GP1 munie d'un data logger (Delta T GP1)
(Photo : S. Santi 2010).

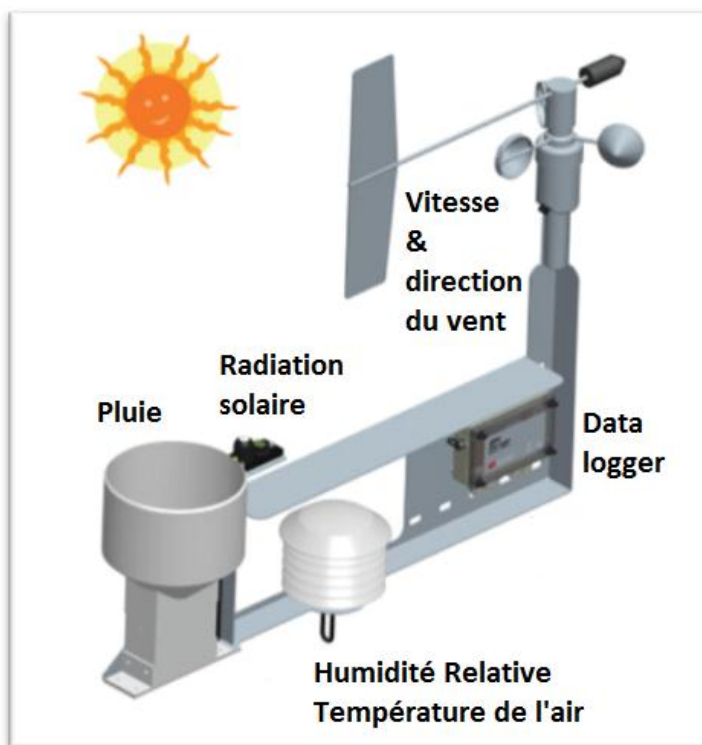


Figure 28 : Composantes du Weather Station- GP1 munie d'un data logger.

Les mesures de l'ouverture stomacale s'effectuent avec un Porometer (modèle PMR-5) monté sur un appareil de détection de (CO₂ Environmental Gaz Monitoring for CO₂, modèle EGM-4) possédant une mémoire pour l'enregistrement des données. Les principales caractéristiques du poromètre sont illustrées sur la figure 29.

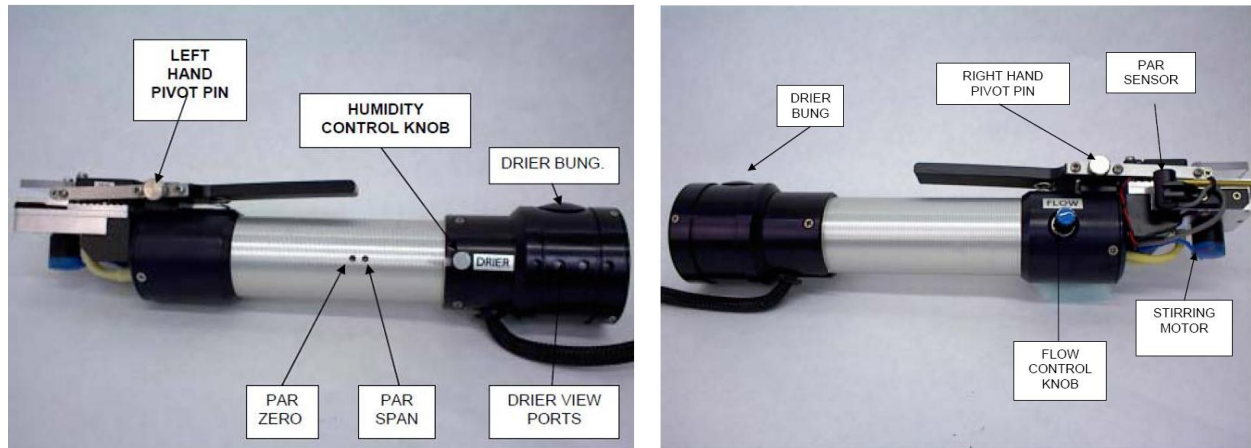


Figure 29 : Description du poromètre



Photo 10 : Mesure de la surface foliaire d'une foliole avec le Leaf Area Meter (Modèle CI-202, CIID Inc. USA)

La surface foliaire elle, est mesurée en utilisant le Leaf Area Meter (LAM) (modèle CI-202, CID Inc. USA) qui possède également une mémoire interne pour l'enregistrement des données (Photo 10). Le LAM mesure simultanément sur chaque foliole : la plus grande longueur et largeur, la surface et le périmètre. C'est un appareil

pouvant être utilisé *in situ* ou *ex situ* ; cependant, pour des raisons de précision, les mesures de surfaces foliaires sont effectuées au laboratoire sur les folioles récoltées.

II.4. Evaluation du poids et analyses chimiques des folioles

Au laboratoire, le poids frais des folioles est immédiatement déterminé en utilisant une balance électronique de $210 \text{ g} \pm 0.01\text{g}$, de marque Mettler Toledo modèle PL 203-S. Leur poids sec est ensuite obtenu après séchage à l'étuve à 60°C pendant 48 h.

Les échantillons de folioles de chaque journée de mesure pour chacun des pieds sont mis ensemble et envoyés au BUNASOL pour la détermination de l'azote (N) et le potassium (K) total. La méthode Houba est celle utilisée par le BUNASOL pour doser à la fois le N et le K. Le principe de dosage est comme suit.

La teneur en azote des folioles est déterminée après minéralisation des échantillons. L'échantillon est traité à chaud avec un mélange d'acide sulfurique concentré (H_2SO_4) et d'acide salicylique ($\text{C}_6\text{H}_7\text{O}_3$). L'acide sulfurique par son action oxydante détruit les matières organiques et libère le N sous forme d'ammonium (NH_4^+), qui est aussitôt fixé sous forme de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ et $(\text{NH}_4)\text{HSO}_4$. Les nitrates (NO_3^-) et traces de nitrites (NO_2^-) présents dans l'échantillon sont d'abord fixés par l'acide salicylique pour être par la suite réduits en ammoniacque par le sodium thiosulfate. La minéralisation est accélérée en utilisant un catalyseur (sélénium) et par l'augmentation de la température en ajoutant de l'hydrogène peroxyde (H_2O_2).

Au terme de la minéralisation, le N est dosé en spectrométrie à 420 nm par la méthode du réactif de Nessler, le K lui est dosé au photomètre à flamme.

Expression des résultats :

$$\%(\text{N ou K}) = \frac{(\text{L}-\text{B}) \times \text{K} \times \text{VT} \times \text{D}}{\text{P} \times 10.000}$$

Avec L l'absorbance de l'échantillon, B son absorbance à blanc, K la constante des séries de gamme, VT le volume total (75 ml), D le facteur de dilution et P le poids de la prise d'essai (0,05 g).

II.5. Analyse de données

A la fin de ces différentes mesures, les données sont transférées dans l'ordinateur. Les données climatiques sont agrégées par date de mesure respectivement pour les moyennes, les maxima et les minima.

Les données obtenues sur l'ouverture stomacale, de la surface foliaire, du poids sec, de l'azote et du potassium obtenu pour chacun des 6 individus échantillonnés sont soumises à l'analyse de variance suivant la méthode de mesures répétées (Davis, 2002). Avant les analyses statistiques, la normalité des données est vérifiée. L'analyse de variance est effectuée séparément pour chaque paramètre en suivant un modèle linéaire général (GLM) pour des mesures répétées :

$$Y_{ik} = \mu + \lambda_i + \varepsilon_{i(k)}$$

où Y est la variable de réponse, μ est la moyenne générale, λ est temps (date de mesure). Le paramètre $\varepsilon_{i(k)}$ est l'erreur aléatoire avec le nombre de répétitions $k = 6$. Lorsque l'homogénéité de variance est violée, selon le test de sphéricité de Mauchly, les degrés de liberté pour tester la signification sont ajustés en utilisant le facteur de correction de Huynh-Feldt, réputé être le moins biaisé de tous les facteurs de correction (Davis, 2002). Compte tenu du fait que seulement un ou deux individus comportent des feuilles à la dernière mesure, cette date est exclue de l'analyse.

Afin de déterminer si la variabilité au cours de la saison des paramètres étudiés est liée aux variables climatiques enregistrées lors des mesures, des analyses de corrélation sont effectuées entre ces deux groupes de paramètres. Toutes les analyses statistiques sont réalisées avec le logiciel SPSS 15 (Copyright SPSS pour Windows, version 2006 Chicago: SPSS Inc.).

III. Résultats

III.1. Données climatiques lors des mesures

L'enregistrement automatique des données climatiques lors des mesures de terrain dure environ 2 h à chaque date et indique que les températures moyennes, minimales et maximales sont relativement identiques. Il en est de même pour l'humidité relative et la radiation solaire (Figure 30). Par contre il y a une distinction nette de la vitesse moyenne, minimale et maximale du vent sur le site. Pour la direction du vent la même valeur de (175 degré) est enregistrée au cours des deux premières dates de mesures. Les valeurs des autres dates de mesures sont respectivement 174,66 degré pour 01-Nov., 174,03 degré pour le 15-Nov. et 173,63 degré pour 29-Nov. Aucune trace de pluie est enregistrée lors de ces jours de mesure.

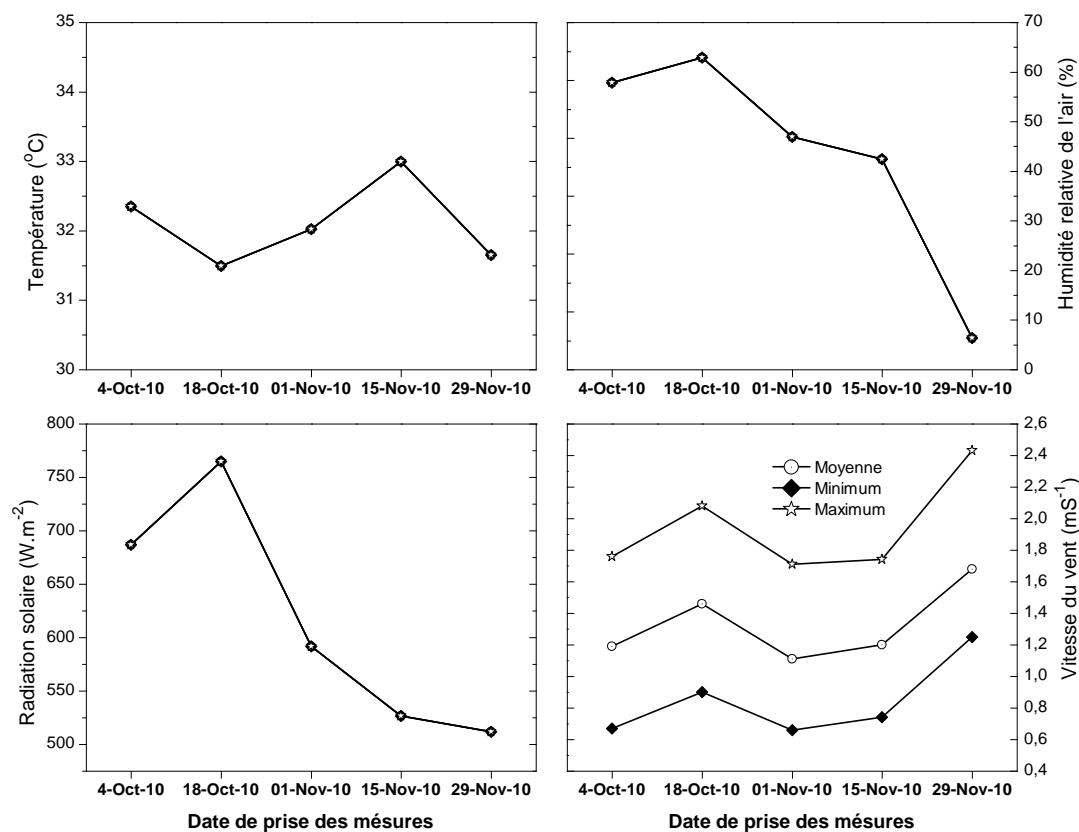


Figure 30 : Courbe de variations des paramètres climatiques enregistrées au cours de chaque date de mesures.
(Chaque valeur représente la moyenne minima ou maxima du jour indiqué).

III.2. Phénologie et variations temporelles des paramètres mesurés

Le phénogramme des individus suivis indique que du mois d'octobre à début novembre tous les individus sont en plein feuillaison. A partir du 15 Novembre la chute des feuilles commence et dès fin décembre tous les individus perdent leurs feuilles et demeurent ainsi de janvier à mars. A partir du mois d'avril le débourrement commence. En début Mai plus de la moitié des individus disposent de feuilles et dans la deuxième quinzaine de Mai tous sont en plein feuillaison.

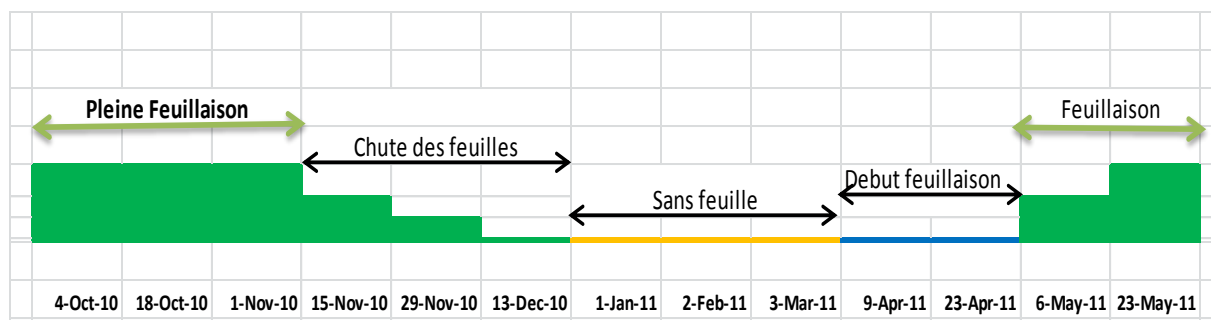


Figure 31 : Phénogramme des individus de *P. erinaceus* suivis.

L'analyse de mesures répétées révèle une variation temporelle de la majeure partie des paramètres mesurés. En dehors du potassium ($p = 0,543$) et de la surface foliaire qui tend à varier significativement au cours du temps ($p = 0,059$) tous les autres paramètres sont hautement significatifs (Tableau 8). La surface foliaire diminue à mesure que la saison sèche avance. Il en est de même pour l'azote total. Au cours de la deuxième date de mesure, la conductance stomacale (GS) triple avant de chuter progressivement à des valeurs proches de la première date de mesure. De la première date à la dernière mesure, la surface foliaire passe de $28,29 \pm 2,01$ à $25,53 \pm 1,89 \text{ cm}^2$, le taux d'azote de $2,43 \pm 0,05$ à $2,04 \pm 0,16 \%$. Le potentiel photosynthétique triple de la première à la seconde mesure (de $84,08 \pm 24,96$ de $255,15 \pm 20,60 \text{ mmol(H}_2\text{O).m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) avant de chuter à $93,16 \pm 22,80 \text{ mmol(H}_2\text{O).m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ au cours de la dernière. Le potassium reste relativement invariable à compter de la deuxième date de mesure avec des valeurs passant de $10,37 \pm 2,58$ à $9,66 \pm 1,12 \text{ g/kg}$ de la première à dernière mesure.

Tableau 8 : Résumé des analyses de variance des mesures répétées sur la surface foliaire, l'ouverture stomacale, le poids frais et sec, l'N et le K des feuilles.

Paramètre	ddl et valeur de F	Valeur-p
Surface foliaire	$F_{[3,15]} = 3,101$	$p = 0,059$
GS	$F_{[3,15]} = 10,337$	$p = 0,001$
Poids frais	$F_{[3,12]} = 22,640^*$	$p < 0,001$
Poids sec	$F_{[3,15]} = 6,939$	$p = 0,004$
Azote	$F_{[3,15]} = 8,364$	$p = 0,003$
Potassium	$F_{[3,5]} = 0,750^*$	$p = 0,543$

*Correction de Huynh-Feldt appliqué

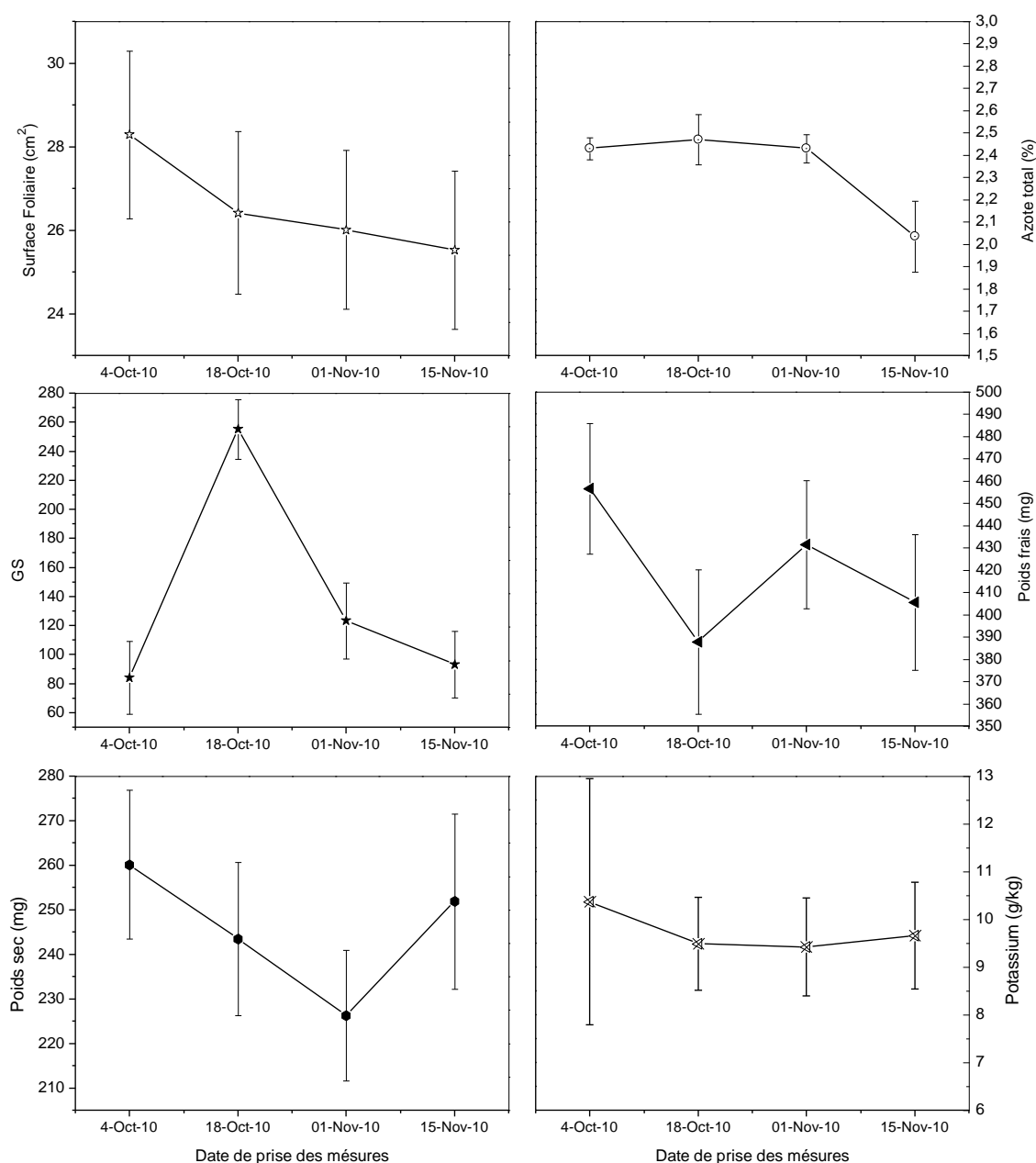


Figure 32 : Courbe de la variation temporelle des différents paramètres mesurés.

III.3. Relations entre paramètres mesurés et données climatiques.

L'analyse de corrélation révèle que les relations entre les paramètres climatiques et les données collectées sur les pieds de *P. erinaceus* ne sont généralement pas significatives. Bien que n'étant pas statistiquement significatives en raison probablement du faible nombre de cas ($n = 4$), la plus part des corrélations semblent élevées (Tableau 9).

Tableau 9 : Corrélation entre les paramètres et les variables climatiques.

		Surface foliaire	Azote Total	Gs	Poids frais	Poids sec	K
Humidité relative	Correlation Pearson	0,621	0,756	0,647	-0,066	0,246	0,274
	Valeur-p	0,379	0,244	0,353	0,934	0,754	0,726
Radiation solaire	Correlation Pearson	0,545	0,787	0,717	-0,131	0,142	0,168
	Valeur-p	0,455	0,213	0,283	0,869	0,858	0,832
Temperature	Correlation Pearson	-0,161	-0,872	-0,830	0,260	0,440	0,321
	Valeur-p	0,839	0,128	0,170	0,740	0,560	0,679
Vitesse du vent	Correlation Pearson	-0,008	0,263	0,889	-0,717	0,163	-0,210
	Valeur-p	0,992	0,737	0,111	0,283	0,837	0,790
Direction du vent	Correlation Pearson	0,719	0,947	0,458	0,253	0,020	0,304
	Valeur-p	0,281	0,053	0,542	0,747	0,980	0,696

IV. Discussion

Les résultats montrent que la saisonnalité joue un rôle important dans la modulation de l'activité photosynthétique des feuilles. Les résultats sont similaires à ceux reportés par Eamus *et al.* (1999) pour des espèces savanicoles d'Australie. La phénologie de *P. erinaceus* bien est caractéristique de beaucoup d'arbres et arbustes des zones arides dont le calendrier de production de feuilles et leur abscission semblent être influencée par la disponibilité en eau. Le débourrement intervient avant le début des pluies lorsque l'humidité relative de l'aire augmente (Yaméogo, 2005).

Le stress hydrique saisonnier dans plusieurs régions tropicales, qui se caractérise par une baisse de la teneur en eau du sol et une augmentation du déficit de pression de vapeur, est démontré comme réduisant la turgescence des cellules de garde et induisant la fermeture des stomates, ce qui diminue l'absorption de CO₂ (Eamus *et al.*, 1999). Nos résultats indiquent que la capacité photosynthétique, la teneur en azote des feuilles, diminuent avec l'augmentation de l'âge des feuilles. Ce qui est conforme à des études précédentes (Field et Mooney, 1983; Larcher, 2003) qui indiquent que la capacité photosynthétique est fortement influencée par l'âge des feuilles. Lorsque les arbres avancent dans la saison sèche, la capacité de

photosynthèse et la conductance stomatique baissent dans les feuilles sénescentes, en vue d'une augmentation de l'efficacité d'utilisation du peu d'eau disponible (Ares et Fownes, 1999; Rascher *et al.*, 2004). Field et Mooney, (1983) indiquent que le vieillissement de la feuille est généralement caractérisé par des changements prévisibles de la capacité photosynthétique qui augmente rapidement jusqu'en pleine feuillaison et éventuellement commence à chuter. La baisse de la capacité photosynthétique est corrélée avec une diminution de la conductance stomatique, la concentration en azote de la feuille, et l'activité de plusieurs enzymes photosynthétiques (Larcher, 2003). Ceci explique bien que le pourcentage d'azote dans la matière séchée des feuilles qui diminue au fur et à mesure dans nos échantillons. La réduction de l'azote dans les tissus vieillissant est bien connue (Taiz et Zeiger, 2006). Lorsque les feuilles vieillissent, l'azote de la feuille est transporté dans la tige ou dans les racines. Cette diminution de l'azote foliaire est accompagnée par l'augmentation de jaunissement que nous observons sur le terrain et qui un phénomène associé avec la sénescence de la feuille. Les paramètres climatiques ne semblent pourtant pas être corrélés à la capacité photosynthétique dans notre cas. Cela peut être lié au faible nombre de mesures ($n = 4$) effectuées. Néanmoins, les résultats sur les différents paramètres mesurés concordent avec d'autres études réalisées sur des temps plus longs, qui reportent que le taux de photosynthèse varie significativement avec la saison et les paramètres climatiques (Eamus *et al.*, 1999; Ribeiro *et al.*, 2009).

V. Conclusion partielle

En conclusion, cette étude montre qu'il y a des variations saisonnières dans le processus d'échange de CO_2 des jeunes pieds de *P. erinaceus* en plantation. Les changements saisonniers dans l'ouverture stomacale, le taux d'azote sont intrinsèquement liées au stade de vieillissement des feuilles qui sont extrêmes en Décembre. Les résultats de la présente étude illustrent que la variabilité temporelle du climat de la disponibilité de l'eau influe sur la phénologie et processus photosynthétique de la feuille, base de la productivité primaire. Cette étude montre également que les paramètres éco-physiologiques de l'espèce supposés varier avec les conditions atmosphériques, ne sont pas dans notre cas significativement corrélés aux paramètres climatiques (température ambiante, humidité relative, radiation solaire, vitesse et direction du vent) enregistrés au cours de chaque mesure. Ces résultats

sont peut être influencés par la taille relativement petite de notre échantillon d'étude et la période d'observation relativement courte de 2 h.

Compte tenu du fait que des variations à long terme du climat peuvent affecter la productivité primaire des arbres de savanes, d'autres études se tablant sur des échantillons de taille plus élevée et sur des périodes relativement longues sont nécessaires pour évaluer les impacts de la saisonnalité sur la croissance des arbres.

Conclusion générale et recommandations

Les enjeux écologiques et socio-économiques des formations savaniques ne sont plus à démontrer. Les feux de brousse et/ou la pâture constituent les principaux facteurs anthropiques influençant la structure et la fonction de ces formations naturelles. Notre travail avait pour objectif de contribuer à une connaissance plus effective de l'effet du gradient de pâture à partir d'un point d'abreuvement, de la saison de feu et du climat sur les paramètres structurels et fonctionnels des écosystèmes savaniques. Les effets du gradient de pâture sur la diversité spécifique herbacée et ligneux, la régénération ligneuse et l'infiltration de l'eau, divergent selon la distance au point d'eau donc de la pression de pâture. Ainsi, la diversité végétale et la régénération ligneuse sont favorisées par des pressions de pâture modérées ou légères. L'infiltration de l'eau par contre sur notre site augmente avec la très forte pression de pâture. Les températures et temps de rémanence produit lors les feux précoces sont moindres par rapport à ceux générés lors les feux de mi et fin saison sèche qui influence alors de façon négatives certains paramètres du sol telles la respiration et l'infiltration d'eau. Le feu précoce et la pâture modérée ou légère peuvent donc être conseillés comme outils d'aménagement des écosystèmes savaniques vu que les feux tardifs et les fortes pressions de pâture ont montré des effets plus néfastes, et que l'exclusion du feu et l'interdiction de pâture sont pratiquement utopiques en zones de savane. La chaleur et la fumée dégagées par les feux de brousse sont utilisées pour voir leur effet sur la germination de quelques essences de savane. Dans les conditions de notre étude, ces composantes du feu n'ont pas stimulé la germination des semences testées. Les investigations sur les effets des perturbations sur les paramètres structurels et fonctionnels des savanes doivent se poursuivre, avec des axes de recherche centrés sur les paramètres du sol et les effets de la fumée sur les différentes phases de développement de la plante. Le suivie de l'ouverture stomacale des jeunes pieds (plantés en 2004) de *P. erinaceus*, montre que la capacité photosynthétique, la concentration en azote de l'espèce évoluent en diminuant avec le vieillissement des feuilles et à mesure que les conditions climatiques deviennent drastiques avec l'installation de la saison sèche. Compte tenu du fait que des variations à long terme du climat peuvent affecter la productivité primaire des arbres de savanes d'autres études se tablant sur des

échantillons de taille plus élevée et sur des périodes relativement longues sont nécessaires pour évaluer les impacts de la saisonnalité sur la croissance des arbres.

Références Bibliographiques

- Andersen, A. N., Braithwaite, R. W., Cook, G. D., Corbett, L. K., Williams, R. J., Douglas, M. M., Gill, A. M., Setterfield, S. A. et Muller, W. J.** (1998). Fire research for conservation management in tropical savannas: Introducing the Kapalga fire experiment. *Australian Journal of Ecology* 23: p. 95-110.
- Andersson, M., Michelsen, A., Jensen, M. et Kjøller, A.** (2004). Tropical savannah woodland: effects of experimental fire on soil microorganisms and soil emissions of carbon dioxide. *Soil Biology and Biochemistry* 36: p. 849-858.
- Andrew, M. H. et Lange, R. T.** (1986). Development of a new piosphere in arid chenopod shrubland grazed by sheep. 1. Changes to the soil surface. *Australian Journal of Ecology* 11: p. 395-409.
- Arbonnier, M.** (2000). Arbres, arbustes et lianes des zones sèches de l'Afrique de l'Ouest. CIRAD-MNHN-UICN: 539 p.
- Archer, S., Schimel, D. S. et Holland, E. A.** (1995). Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO₂? *Climatic Change* 29: p. 91-99.
- Archibold, O. W., Nelson, L. J., Ripley, E. A. et Delanoy, L.** (1998). Fire temperature in plant communities of the northern mixed prairie. *Canadian Field-naturalist* 112(2): p. 234-240.
- Ares, A. et Fownes, J. H.** (1999). Water supply regulates structure, productivity, and water use efficiency of *Acacia koa* forest in Hawaii. *Oecologia* 121: p. 458-466.
- Arnon, D. I. et Stout, P. R.** (1939). The essentiality of certain elements in minute quantity for plants with special reference to copper. *Plant Physiology* 14: p. 371-375.
- Augustine, D. J. et McNaughton, S. J.** (1998). Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of Wildlife Management* 62: p. 1165-1183.
- Bailey, D. W., Gross, J. E., Laca, E. A., Rittenhouse, L. R., Coughenour, M. B., Swift, D. M. et Sims, P. L.** (1996). Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. *Journal of Range Manage* 49: p. 386-400.
- Barbosa, P. M., Stroppiana, D., Grégoire, J.-M. et Pereira, J. M. C.** (1999). An assessment of vegetation fire in Africa (1981–1991): burned areas, burned biomass, and atmospheric emissions. *Global Biogeochemical Cycles* 13: p. 933-950.
- Baskin, C. C. et Baskin, J. M.** (1998). *Seeds : Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic press, San Diego: 666 p.
- Bellefontaine, R.** (2005). Sexual reproduction is not the only way for a lot of woody trees : Analysis of 875 cases - Introduction, table and bibliography. *Sécheresse* 16(4): 315-317.
- Bellefontaine, R., Gaston, A. et Petrucci, Y.** (2000). Management of natural forests of dry tropical zones. (Conservation guide 32) Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome, Italy: 318 p.

- Belsky, J. A.** (1992). Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science* 3: 187-200 p.
- Bewley, J. D. et Black, M.** (1994). *Seeds : Physiology of Development and Germination*, 2nd ed. . Plenum Press, New York.
- Bird, M. I., Veenendaal, E. M., Moyo, C., Lloyd, J. et Frost, P.** (2000). Effect of fire and soil texture on soil carbon in a sub-humid savanna (Matopos, Zimbabwe). *Geoderma* 94: p. 71-90.
- Blair, J. M.** (1997). Fire, N availability and plant response in grasslands : a test of the transient maxima hypothesis. *Ecology* 78(8): p. 2359-2368.
- Bognounou, F.** (2009). Restauration écologique et gradient latitudinal : Utilisation, diversité et régénération de cinq espèces de Combretaceae au Burkina Faso. Thèse de Doctorat. Université de Ouagadougou: 139 p.
- Bognounou, F., Thiombiano, A., Savadogo, P., Boussim, I. J., Oden, P. C. et Guinko, S.** (2009). Woody vegetation structure and composition at four sites along a latitudinal gradient in western Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques* 300(2): p. 29-44.
- Bradstock, R. A. et Auld, T. D.** (1995). Soil temperatures during experimental bushfires in relation to fire intensity : cosequences for legume germination and fire management in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology* 32: p. 76-84.
- Brady, N. C. et Weil, R. R.** (1999). *The nature and properties of soils : twelfth edition*. Upper Saddle River, NJ : Prentice Hall: 881 p.
- Brits, J., van Rooyen, M. W. et van Rooyen, N.** (2002). Ecological impact of large herbivores on the woody vegetation at selected watering point on the eastern basaltic soils in the Kruger national Park East African wild life society. *African Journal of Ecology* 40: p. 53-60.
- Brye, K. R.** (2006). Soil physiochemical changes following 12 years of annual burning in a humid-subtropical tallgrass prairie: a hypothesis. *Acta Oecologica* 30: P. 407-413.
- Cardinale, B. J., Palmer, M. A. et Collins, S. L.** (2002). Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature* 415: p. 426-429.
- Chabrerie, O.** (2002). Analyse intégrée de la diversité des communautés végétales dans les pelouses calcicoles de la basse vallée de la Seine. Thèse de Doctorat en Sciences. Université Paris XI - Orsay: 216 p.
- Clarke, S. et French, K.** (2005). Germination response to heat and smoke of 22 Poaceae species from grassy woodlands. *Australian Journal of Botany* 53: p. 445-454.
- Cohen, J.** (1988). *Statistical power analysis for the Behavioral Sciences*. Lawrence Erlbaum: Hillsdale, New Jersey.
- Collins, S. L., Knapp, A. K., Briggs, J. M., Blair, J. M. et Steinauer, E. M.** (1998). Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science* 280: p. 745-747.

- Coughenour, M. B.** (1991). Spatial components of plant-herbivore interactions in pastoral, ranching, and native ungulate ecosystems. *Journal of Range Management* 44: p. 530-542
- Coulibaly-Lingani** (2011). Appraisal of the participatory forest management program in southern Burkina Faso. PhD thesis, Swedish University of Agricultural Science: 95 p.
- CTFT** (1989). Mémento du Forestier. Collection "Technique rurale en Afrique, ISSN 2-11-087348-5 ": 1635 p.
- Daget, P. et Poissonet, J.** (1971). Une méthode d'analyse phytosociologique des prairies. *Annales Agronomiques* 22: p. 5 - 41.
- Daily, G. C.** (1995). Restoring value to the worlds degraded lands. *Science* 269: p. 350-354
- Daly, M. J. et Stewart, D. P. C.** (1999). Influence of "Effective Microorganisms" (EM) on vegetable production and carbon mineralization. A preliminary investigation. *Journal of Sustainable Agriculture* 14(2/3): p. 15-25.
- Daniell, J. W., Chappell, W. E. et Couch, H. B.** (1969). Effect of sublethal and lethal temperatures on plant cells. *Plant Physiology* 44: p. 1684-1689.
- Davis, C. S.** (2002). Statistical methods for the analysis of repeated measurements. Springer, London.
- Dayamba, S. D.** (2005). Influence des feux de brousse sur la dynamique de la végétation dans le parc W-Burkina. Mémoire d'Ingénieur. IDR, UPB, Burkina Faso: 77 p. + annexes.
- Dayamba, S. D.** (2010). Fire, plant-derived smoke and grazing effects on regeneration, productivity and diversity of the sudanian savanna-woodland ecosystem. PhD thesis. Swedish university of agricultural sciences: 73 p.
- Dayamba, S. D., Savadogo, P., Zida, D., Sawadogo, L., Tiveau, D. et Oden, P. C.** (2010a). Fire temperature and residence time during dry season burning in a Sudanian savanna-woodland of West Africa with implication for seed germination. *Journal of Forestry Research* 21(4): p. 445-450.
- Dayamba, S. D., Sawadogo, L., Tigabu, M., Savadogo, P., Zida, D., Tiveau, D. et Oden, P. C.** (2010b). Effects of aqueous smoke solutions and heat on seed germination of herbaceous species of the Sudanian savanna-woodland in Burkina Faso. *Flora* 205: p. 319-325.
- Dayamba, S. D., Tigabu, M., Sawadogo, L. et Oden, P. C.** (2008). Seed germination of herbaceous and woody species of the Sudanian savanna-woodland in response to heat shock and smoke. *Forest Ecology and Management* 256: p. 462-470.
- De Gier, A.** (1990). Forest Mensuration (Fundamentals). Lecture subject m 7 for the courses N7/8.1 and N7/8.2. ITC, The Netherlands: 56 p. + annexes.
- De Luís, M., Baeza, M. J., Raventós, J. et González-Hidalgo, J. C.** (2004). Fuel characteristics and fire behaviour in mature Mediterranean gorse shrublands. *International Journal of Wildland fire* 13: p. 79-87.
- DeBano, L. F.** (2000). The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments : a review. *Journal of Hydrology* 231-232: p. 195-206.

- DeBano, L. F., Daniel, G. N. et Peter, F. F.** (1998). Fire's effects on ecosystems. New York John Wiley.
- Delmas, R. A., Loudjani, P., Podaire, A. et Menaut, J. C.** (1991). Biomass burning in Africa: An assessment of annually burned biomass. *In Global biomass burning. Atmospheric, climatic and biospheric implications*. Edited by S.J. Levine. The MIT Press. Cambridge, Massachusetts. London, England: pp. 126-132.
- Desai, B. B.** (2004). Seed Handbook : Biologie, Production, Processing and Storage. Second Edition, Revised and Expand. Marcl Dekker, Inc., New York: 787 p.
- DRECV/CO** (2010). Situation de la production de bois dans les CAF de la région du centre-ouest de 1990 à 2009.
- DRET/CO** (1995). Forêt classée de Tiogo. Projet de plan d'aménagement (période 1995-2015): 61 p.
- Eamus, D. et Cole, S. C.** (1997). Diurnal and seasonal comparisons of assimilation, phyllode conductance and water potential of three Acacia and one Eucalypt species in the wet-dry tropics of Australia. *Australian Journal of Botany* 45: p. 275-290.
- Eamus, D., Myers, B., Duff, G. et Williams, D.** (1999). Seasonal changes in photosynthesis of eight savanna tree species. *Tree Physiology* 19: p. 665-671.
- FAO** (2001). Global forest resources assessment 2000. Main report. FAO Forestry paper 140: p. 115-120.
- FAO** (2004). Situation et évolution de la Vulgarisation Agricole: Etude de cas sur le Burkina Faso. <http://www.fao.org/docrep/009/j2623f/J2623F00.htm#Contents>. Consulté le 25-08-2010.
- Field, C. et Mooney, H. A.** (1983). Leaf age and seasonal effects on light, water, and nitrogen use efficiency in a California. *Oecologia* 56(2/3): p. 348-355.
- Flematti, G. R., Ghisalberti, E. L., Dixon, K. W. et Trengove, R. D.** (2004). A compound from smoke that promotes seed germination. *Science* 305: p. 977.
- Fontès, J. et Guinko, S.** (1995). Carte de la végétation et de l'occupation du sol du Burkina Faso. Ministère de la Coopération Francaise: projet campus (88 313 101): 67 p.
- Fournier, A.** (1991). Phénologie, croissance et production végétale dans quelques savanes d'Afrique de L'Ouest. Variation selon un gradient climatique. Editions de l'ORSTOM. Collection Etudes et thèses. Paris: 312 p.
- Frank, D. A.** (2005). The interactive effects of grazing ungulates and aboveground production on grassland diversity. *Oecologia* 143: p. 629-634.
- Frost, P., Menaut, J. C., Walker, B., Medina, E., Solbrig, O. T. et Swift, M.** (1986). Responses of savannas to stress and disturbance. A proposal for a collaborative programme of research. *In IUBS-UNESCO-MAB. Biology International (special issue)* 10: 82 p.
- Fusco, M. J., Holechek, J., Tembo, A., Daniel, A. et Cardenas, M.** (1995). Grazing influence on watering point vegetation in the Chihuahuan Desert. *Journal of Range Management* 48: p. 32-38.
- Goldammer, J. G.** (1993). Historical biogeography of fire: Tropical and subtropical. *In Fire in the environment : the ecological, atmospheric and climatic importance of vegetation fires* (eds. P.J. Crutzen and J. G. Goldammer). p. 297-314.

- Govender, N., Trollope, W. S. W. et Van Wilgen, B. W.** (2006). The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology* 43: p. 748-758.
- Graetz, R. D. et Ludwig, J. A.** (1978). A method for the analysis of piosphere data applicable to range assessment. *Australian Rangeland Journal* 1: p. 117-125.
- Grouzis, M.** (1980). Méthode d'étude des pâturages naturels. ORSTOM, Burkina Faso: 28 p.
- Grouzis, M.** (1987). Structure, productivité et dynamique des systèmes écologiques sahéliens (Mare d'Oursi, Burkina Faso). Thèse d'État en Sciences naturelles. Université Paris Sud, Centre d'Orsay: 326 p. + annexes.
- Hagberg, S., Gomgnimbou, M. et Somé, D. B.** (1996). Forêts classées et terre des ancêtres au Burkina Faso. Working paper in cultural anthropology. Uppsala University, Sweden: 69 p.
- Hagidimitriou, M. et Pontikis, C. A.** (2005). Seasonal changes in CO₂ assimilation in leaves of five major Greek olive cultivars. *Scientia Horticulturae* 104: p. 11-24.
- Han, G. D., Hao, X. Y., Zhao, M. L., Wang, M. J., Ellert, B. H., Willms, W. et Wang, M. J.** (2008). Effect of grazing intensity on carbon and nitrogen in soil and vegetation in a meadow steppe in Inner Mongolia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125: p. 21-32.
- Heikkinen, R. K. et Birks, H. J. B.** (1996). Spatial and environmental components of variation in the distribution patterns of subarctic plant species at Kevo, N Finland - A case study at the meso-scale level. *Ecography* 19: p 341-351
- Hiernaux, P., Bielders, C. L., Valentin, C., Bationo, A. et Fernandez-Rivera, S.** (1999). Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands. *Journal of Arid Environments* 41(3): p. 231-245.
- Hoffmann, O.** (1985). Pratiques pastorales et dynamique du couvert végétal en pays Lobi (Nord-est de la Côte d'Ivoire). Ed. ORSTOM: 355 p.
- Iltstedt, U., Giesler, R., Nordgren, A. et Malmer, A.** (2003). Changes in soil chemical and microbial properties after a wild fire in a tropical rainforest in Sabah, Malaysia. *Soil Biologie and Biochemistry* 35: p. 1071-1078.
- Ingram, L. J.** (2002). Growth, nutrient cycling and grazing of three perennial tussock grasses of the Pilbara region of NW Australia. Ph.D. Thesis. Dept. Botany, University of Western Australia, Australia: 279 p.
- INSD** (2007). Résultats préliminaires du recensement général de la population et de l'habitat de 2006. In: *Institut National des Statistiques et de la Démographie (INSD). Direction de la démographie, Ouagadougou. Burkina Faso.*
- IPNI** (2011). www.ipni.org, consulté en Janvier 2011.
- IUCN** (2009). Lettres des aires protégées en Afrique de L'Ouest. 7 p.
- IUCN** (2010). 2010 IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org, Téléchargée le 15 Février 2010.
- Jain, N., Kulkarni, M. G. et Van Staden, J.** (2006). A butenolide, isolated from smoke, can overcome the detrimental effects of extreme temperatures during tomato seed germination. *Plant Growth Regulation* 49: p. 263-267.

- Jain, N., Soos, V., Balazs, E. et Van Staden, J.** (2008). Changes in cellular macromolecules (DNA, RNA and protein) during seed germination in tomato, following the use of a butenolide, isolated from plant-derived smoke. *Plant Growth Regulation* 54: p. 105-113.
- Jensen, M., Michelsen, A. et Gashaw, M.** (2001). Responses in plant, soil inorganic and microbial nutrient pools to experimental fire, ash and biomass addition in a woodland savanna. *Oecologia* 128: p. 85-93.
- Johnson, E. A. et Miyanishi, K.** (2007). *Plant disturbance ecology. The process and responses.* Elsevier Academic Press Publications: 698 p.
- Keeley, J. E. et Fotheringham, C. J.** (1998). Mechanism of smoke-induced seed germination in a post-fire chaparral annual. *Journal of Ecology* 86: p. 27-36.
- Kiema, S.** (2007). Elevage extensif et conservation de la diversité biologique dans les aires protégées de l'Ouest burkinabé. Arrêt sur leur histoire, épreuves de la gestion actuelle, état et dynamique de la végétation. Thèse de Doctorat de L'Université D'Orléans: 658 p.
- Krebs, J. C.** (1999). *Ecological Methodology.* Addison-Wesley Educational Publishers Inc. New York, USA.
- Ky-Dembele, C., Tigabu, M., Bayala, J., Ouedraogo, S. J. et Oden, P. C.** (2007). The relative importance of different regeneration mechanisms in a selectively cut savanna-woodland in Burkina Faso, West Africa. *Forest Ecology and Management* 243: 28-38.
- Laclau, J. P., Sama-Poumba, W., Nzila, J. D., Bouillet, J. P. et Ranger, J.** (2002). Biomass and nutrient dynamics in a littoral savanna subjected to annual fires in Congo. *Acta Oecologica* 23: p. 41-50.
- Lange, R. T.** (1969). The piosphere : sheep track and dung patterns. *Journal of Rangeland Manage* 22: p. 396-400.
- Larcher, W.** (2003). *Physiological Plant Ecology.* 3rd ed: Springer, Berlin, 506p.
- Lebrun, J. P., Toutain, B., Gaston, A. et Boudet, G.** (1991). Catalogue des plantes vasculaires du Burkina Faso. CIRAD-IEMVT. 341 p.
- Levy, E. B. et Madden, E. A.** (1933). The point method of pasture analysis. *New Zealand Journal of Agriculture* 46: p. 267-279
- Light, M. E., Gardner, M. J., Jager, A. K. et van Staden, J.** (2002). Dual regulation of seed germination by smoke solutions. *Plant Growth Regulation* 37: p. 135-141.
- Luo, Y. et Zhou, X.** (2006). *Soil respiration and the environment.* Elsevier: 316 p.
- Magurran, A. E.** (2004). *Measuring biological diversity.* Blackwell Publishing, Malden, Oxford and Victoria: 256 p.
- MAHRH** (2008). Document guide de la revolution verte. MAHRH, Burkina Faso: 97 p.
- Marín, D., De Martino, G., Guenni, O. et Guédez, Y.** (2001). Biomasse et productivité de la strate herbacée des savanes de l'Etat de Guarico (Venezuela). *Fourrages* 165: p. 89-102.
- McNaughton, S. J.** (1983). Serengeti grassland ecology: The role of composite environmental factors and contingency in community organization. *Ecological Monographs* 53: 291-320 p.

- McNaughton, S. J.** (1985). Ecology of a grazing ecosystem : The Serengeti. Ecological Monographs 55: p. 259-294.
- MEE** (1996). Programme National d'aménagement des forêts.
- Menaut, J. C., Abbadie, L. et Vitousek, P. M.** (1993). Nutrient and organic matter dynamics in tropical ecosystems. In *Fire in the environment : the ecological, atmospheric and climatic importance of vegetation fires*, Wiley, Chichester. Crutzen, P.J., Goldammer, J.G. (Eds.): pp. 215-231.
- Menaut, J. C., Lepage, M. et Abbadie, L.** (1995). Savannas, woodlands and dry forests in Africa. In *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, England: pp. 64-92.
- Milchunas, D. G., Lauenroth, W. K., Chapman, P. L. et Kazempour, M. K.** (1989). Effects of grazing, topography, and precipitation on the structure of a semiarid grassland. *Vegetatio* 80(1): p. 11-23.
- Miller, M. F.** (1995). Acacia seed survival, seed-germination and seedling growth following pod consumption by large herbivores and seed chewing by rodents. *African Journal of Ecology* 33: p. 194-210.
- Mills, A. J. et Fey, M. V.** (2004). Frequent fires intensify soil crusting: Physicochemical feedback in the pedoderm of long-term burn experiments in South Africa. *Geoderma* 121: p. 45-64.
- Mills, A. J. et Fey, M. V.** (2005). Interactive response of herbivores, soils and vegetation to annual burning in a South African savanna. *Austral Ecology* 30: p. 435-444.
- Montani, T., Busso, C. A., Fernandez, O. A. et Brevedan, R. E.** (1996). Production and nitrogen cycling in an ecosystem of *Eragrostis curvula* in semi-arid Argentina. 1. Plant biomass and productivity. *Acta Oecologica* 17: p. 151-162.
- Moyo, C. S., Frost, P. G. H. et Campbell, B. M.** (1998). Modification of soil nutrients and microclimate by tree crowns in semi-arid rangeland of South-Western Zimbabwe. *African Journal of Range and Forage Science* 15: p. 16-22.
- Myers, B. A., Duff, G. A., Eamus, D., Fordyce, I. R., O'Grady, A. et Williams, R. J.** (1997). Seasonal variation in water relations of trees of differing leaf phenology in a wet and dry tropical Savanna near Darwin, Northern Australia. *Australian Journal of Botany* 45: p. 225-240.
- Nacro, H. B.** (1989). Contribution à l'aménagement pastoral de la forêt classée de Dienderesso : Etude du disponible fourrager. Mémoire de fin d'études I.D.R./U.O.: 85 p.
- Nash, M. S., Jackson, E. et Whitford, W. G.** (2003). Soil microtopography on grazing gradients in Chihuahuan desert grasslands. *Journal of Arid Environments* 55: p. 181-192.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F. et Ffolliott, P. F.** (1999). Fire effects on belowground sustainability : a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122: p. 51-71.
- Nelson, D. C., Riseborough, J. A., Flematti, G. R., Stevens, J., Ghisalberti, E. L., Dixon, K. W. et Smith, S. M.** (2009). Karrikins discovered in smoke trigger

- Arabidopsis seed germination by a mechanism requiring gibberellic acid synthesis and light. *Plant Physiology* 149: p. 863-873.
- Nikiema, A.** (2005). Agroforestry parkland species diversity : Uses and management in semi-arid West Africa. Wageningen University: 102 p.
- Nouvellet, Y. et Sawadogo, L.** (1995). Recherches sur l'aménagement des formations naturelles dans la région du centre ouest du Burkina Faso. SUAS/CNRST-IRBET/CIRAD-Forêt, 88 p.
- O'Neill, K. P., Kasischke, E. S. et Richter, D. D.** (2002). Environmental controls on soil CO₂ flux following fire in black spruce, white spruce, and aspen stands of interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 32: p. 1525-1541.
- OIFQ** (1996). Manuel de Foresterie. Les Presses de l'Université Laval, Canada: 1428 p.
- Olf, H. et Ritchie, M. E.** (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution* 13: p. 261-265.
- Olofsson, J., de Mazancourt, C. et Crawley, M. J.** (2008). Spatial heterogeneity and plant species richness at different spatial scales under rabbit grazing. *Oecologia* 156: 825-834.
- Ouédraogo-Koné, S., Kaboré-Zoungrana, C. Y. et Ledin, I.** (2008). Important characteristics of some browse species in an agrosilvopastoral system in West Africa. *Agroforest Syst* 74: p. 213-221.
- Ouédraogo, I.** (2010). Land use dynamics and demographic change in southern Burkina Faso. PhD thesis 2010:63. Swedish University of Agricultural Sciences: 64 p.
- Paré, S.** (2008). Land use dynamics, tree diversity and local perception of dry forest decline in southern Burkina Faso, West Africa. PhD thesis. Swedish University of Agricultural Sciences: 79 p.
- Paré, S., Savadogo, P., Tigabu, M., Oden, P. C. et Ouadba, J. M.** (2009). Regeneration and spatial distribution of seedling populations in Sudanian dry forests in relation to conservation status and human pressure. *Tropical Ecology* 50(2): p. 339-353.
- Parsons, A. J. et Dumont, B.** (2003). Spatial heterogeneity and grazing processes. *Animal Research* 52: 161-179.
- Peters, C. M.** (1997). Exploitation soutenue de produits forestiers autres que le bois en forêt tropicale humide : Manuel d'information d'écologie. Programme d'appui à la biodiversité ; N° 2 ; Corporate press. Inc. Landover, M.D.: 49p.
- Petit, S. et Mallet, B.** (2001). L'émondage d'arbres fourragers, détail d'une pratique pastorale. *Bois et Forêts des Tropiques* 4: p. 35-45.
- Prior, L., Eamus, D. et Duff, G. A.** (1997). Seasonal trends in carbon assimilation, stomatal conductance, predawn leaf water potential and growth of *Terminalia ferdinandiana*, a deciduous tree of northern. *Australian Journal of Botany* 45: p. 53-69.
- Proulx, M. et Mazumder, A.** (1998). Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. *Ecology* 79: p. 2581-2592.

- Rakotoarimanana, V., Grouzis, M. et Le Floc'h, E.** (2008). Influence du feu et du pâturage sur l'évolution de la phytomasse d'une savane à *Heteropogon contortus* de la région de Sakaraha (sud-ouest de Madagascar). *TROPICULTURA* 26(1): p. 56-60.
- Rascher, U., Bobich, E. G., Lin, G. H., Walter, A., Morris, T., Naumann, M., Nichol, C. J., Pierce, D., Bil, K., Kudeyarov, V. et Berry, J. A.** (2004). Functional diversity of photosynthesis during drought in a model tropical rainforest: the contributions of leaf area, photosynthetic electron transport and stomatal conductance to reduction in net ecosystem carbon exchange. *Plant, Cell and Environment* 27: p. 1239-1256.
- Rau, B. M., Johnson, D. W., Chambers, J. C., Blank, R. R. et Lucches, i. A.** (2009). Estimating root biomass and distribution after fire in a Great Basin woodland using cores and pits. *Western North American Naturalist* 69(4): p. 459-468.
- Razanamandranto, S., Tigabu, M., Sawadogo, L. et Odèn, P. C.** (2005). Seed germination of eight savanna-woodland species from West Africa in response to different cold smoke treatments. *Seed Sciences and Tecchnology* 33: p. 315-328.
- Redford, K. H. et Richter, B. D.** (1999). Conservation of Biodiversity in a World of Use. *Conservation Biology* 13(6): p. 1246-1256.
- Ribeiro, R. V., Machado, E. C., Santos, M. G. et Oliveira, R. F.** (2009). Seasonal and diurnal changes in photosynthetic limitation of young sweet orange trees. *Environmental and Experimental Botany* 66: p. 203-211.
- Rietkerk, M., Ketner, P., Burger, J., Hoorens, B. et Olff, H.** (2000). Multiscale soil and vegetation patchiness along a gradient of herbivore impact in a semi-arid grazing system in West Africa. *Plant Ecology* 148: p. 207-224.
- Rietkerk, M. et van de Koppel, J.** (1997). Alternate stable states and threshold effects in semi-arid grazing systems. *Oikos* 79: p. 69-76.
- Rykiel, E. J.** (1985). Towards a definition of ecological disturbance. *Australian Journal of Ecology* 10: 361-365 p.
- Savadogo, P.** (2002). Pâturage de la forêt classée de Tiogo: diversité floristique, productivité, valeur nutritive et utilisation pastorale. Mémoire d'Ingénieur. IDR, UPB, Burkina Faso 105 p. + annexes.
- Savadogo, P.** (2007). Dynamics of sudanian savanna woodland ecosystem in response to disturbances. PhD thesis. Swedish university of agricultural sciences: 53 p.
- Savadogo, P., Sawadogo, L. et Tiveau, D.** (2007a). Effect of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodland of Burkina Faso. *Agriculture Ecosystem and Environment* 118: p. 80-92.
- Savadogo, P., Tigabu, M., Sawadogo, L. et Oden, P. C.** (2007b). Woody species composition, structure and diversity of vegetation patches of sudanian savanna-woodland in Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques* 294(4): p. 5-20.
- Savadogo, P., Tiveau, D., Sawadogo, L. et Tigabu, M.** (2008). Herbaceous species responses to long term effects of prescribe fire, grazing and selective cutting tree in the savanna-woodland of west Africa. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 10: p. 179-195.

- Savadogo, P., Zida, D., Sawadogo, L., Tiveau, D., Tigabu, M. et Oden, P. C.** (2007c). Fuel and fire characteristics in savanna-woodland of West Africa in relation to grazing and dominant grass type. *International Journal of Wildland fire* 16: p. 531-539.
- Sawadogo, L.** (1996). Evaluation des potentialités pastorales d'une forêt nord soudanienne du Burkina Faso (cas de la forêt classée de Tiogo). Thèse de doctorat de 3ème cycle option biologie et écologie végétales. U.O. 125 pages + annexes.
- Sawadogo, L.** (2006). Adapter les approches de l'aménagement durable des forêts sèches aux aptitudes sociales, économiques et technologiques en Afrique. Le cas du Burkina Faso. Jakarta, Indonesia: Center for International Forestry Research: 59 p.
- Sawadogo, L.** (2009). Influence de facteurs anthropiques sur la dynamique de la végétation des forêts classées de Laba et de Tiogo en zone soudanienne du Burkina Faso. Thèse Doctorat d'Etat. Université de Ouagadougou: 142 p.
- Sawadogo, L., Tiveau, D. et Nygård, R.** (2005). Influence of selective tree cutting, livestock and prescribed fire on herbaceous biomass in the savannah woodlands of Burkina Faso, West Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105: p. 335-345.
- Scholes, R. J. et Archer, S. R.** (1997). Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: p. 517-544.
- Scholes, R. J. et Walker, B. H.** (1993). *An African Savanna: Synthesis of the Nylsvley Study* Cambridge University Press, Cambridge: 306 p.
- Sheuyangea, A., Obaa, G. et Weladji, R. B.** (2005). Effects of anthropogenic fire history on savanna vegetation in northeastern Namibia. *Journal of Environmental Management* 75: p. 189-198.
- Singh, S., Amiro, B. D. et Quideau, S. A.** (2008). Effects of forest floor organic layer and root biomass on soil respiration following boreal forest fire. *Canadian Journal of Forest Research* 38: p. 647-655.
- Snyman, H. A.** (2003). Short-term response of rangeland following an unplanned fire in terms of soil characteristics in a semi-arid climate of South Africa. *Journal of Arid Environments* 55(1): p. 160-180.
- Snyman, H. A.** (2005a). Influence of fire on litter production and root and litter turnover in a semiarid grassland of South Africa. *South African Journal of Botany* 71(2): p. 145-153.
- Snyman, H. A.** (2005b). Influence of fire on root distribution, seasonal root production and root/shoot ratios in grass species in a semi-arid grassland of South Africa. *South African Journal of Botany* 71(2): p. 133-144
- Snyman, H. A.** (2009). Root studies on grass species in a semi-arid South Africa along a degradation gradient. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130 p. 100-108.
- Stocks, B. J., van Wilgen, B. W., Trollope, W. S. W., Mc Rae, D. J., Mason, J. A., Weirich, F. et Potgieter, A. L. F.** (1996). Fuel and fire behaviour dynamics on large-scale savanna fire in Kruger National Park, South Africa. *Journal of Geophysical Research* 101(19): p. 541-550.

- Stubbs, W. J. et Wilson, J. B.** (2004). Evidence for limiting similarity in a sand dune community. *Journal of Ecology* 92: 557-567.
- Sullivan, S. et Rohde, R.** (2002). On non-equilibrium in arid and semi-arid grazing systems. *Journal of Biogeography* 29: p. 1595-1618.
- Swaine, M. D., Hawthorne, W. D. et Orgle, T. K.** (1992). The effect of fire exclusion on Savanna Vegetation at Kpong, Ghana. *Biotropica* 24(2a): p. 166-172.
- Taiz, L. et Zeiger, E.** (2006). *Plant Physiology*, Fourth edition. Sinauer Associates, Inc., Publishers, Sunderland, Massachusetts: 764 p.
- Tarhouni, M., Salem, F. B., Belgacem, A. O. et Neffati, M.** (2010). Acceptability of plant species along grazing gradients around watering point in Tunisia arid zone. *Flora* 205: p. 454-461.
- Tate, C. M. et Striegl, R. G.** (1993). Methane consumption and carbon-dioxide emission in tallgrass prairie : effect of biomass burning and conversion to agriculture. *Global Biogeochemical Cycle* 7(4): p. 735-748.
- Thrash, I.** (2000). Determinants of the extent of indigenous large herbivore impact on herbaceous vegetation at watering points in the north-eastern lowveld, South Africa. *Journal of Arid Environments* 44: 61-71.
- Tieu, A., Dixon, K. A., Sivasithamparam, K., Plummer, J. A. et Sieler, I. M.** (1999). Germination of four species of native Western Australian plants using plant-derived smoke. *Australian Journal of Botany* 47: p. 207-219.
- Traoré, S.** (2008). Impact des termitières épigées sur la régénération et la dynamique des écosystèmes de savanes : Cas de la forêt classée de Tiogo, Burkina Faso. Thèse Doctorat Unique, Université de Ouagadougou: 189 p.
- Turner, M. D.** (1998). Long-term effects of daily grazing orbits on nutrient availability in Sahelian West Africa : 2. Effects of a phosphorus gradient on spatial patterns of annual grassland production. *Journal of Biogeography* 25: p. 683-694.
- Turner, M. G., Collins, S. L., Lugo, A. E., Magnuson, J. J., Rupp, T. S. et Swanson, F. J.** (2003). Disturbance dynamics and ecological response : The contribution of long-term ecological research. *BioScience* 53: 46-56 p.
- Van Auken, O. W.** (2000). Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: p. 197-215.
- Van de Koppel, J., Rietkerk, M., van Langevelde, F., Kumar, L., Klausmeier, C. A., Fryxell, J. M., Hearne, J. W., van Andel, J., de Ridder, N., Skidmore, A., Stroosnijder, L. et Prins, H. H. T.** (2002). Spatial heterogeneity and irreversible vegetation change in semiarid grazing systems. *The American Naturalist* 159: p. 209-218.
- Van Staden, J., Brown, N. A. C., Jäger, A. K. et Johnson, T. A.** (2000). Smoke as a germination cue. *Plants Species Biologie* 15: p. 167-178.
- Van Staden, J., Jäger, A. K., Light, M. E. et Burger, B. V.** (2004). Isolation of the major germination cue from plant-derived smoke. *South Africa journal of Botany* 70: p. 654-659.
- Webb, D. J.** (1974). The statistics of relative abundance and diversity. *Journal of Theoretical Biology* 43 p. 277-292.

- White, P. S. et Jentsch, A.** (2001). The search for generality in studies of disturbance and ecosystems dynamics. *Progress in Botany* 62: p. 399-499
- White, P. S. et Pickett, S. T. A.** (1985). Natural disturbance and patch dynamics : An introduction. *In The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press. New York: 3-13 p.
- Whitford, W. G. et Kay, F. R.** (1999). Bioperturbation by mammals in deserts: a review. *Journal of Arid Environments* 41: p. 203-230.
- Whittaker, R. H.** (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30 p. 279-338.
- Wiens, J. J. et Donoghue, M. J.** (2004). Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends in Ecology & Evolution* 19: p. 639-644.
- Williams, R. J., Myers, B., Duff, G. A. et Eamus, D.** (1997). Phenology of the major woody plants of savanna in the wet /dry tropics of northern Australia. *Ecology* 77: p. 2542-2558.
- Wütrich, C., Schaub, D., Weber, M., Marxer, P. et Condera, M.** (2002). Soil respiration and soil microbial biomass after fire in a sweet chestnut forest in southern Switzerland. *Catena* 48: p. 201-215.
- Yaméogo, U. G.** (2005). Le feu, un outil d'ingénierie écologique au Ranch de Nazinga au Burkina Faso. Thèse Doctorat. Université d'Orléans: 257 p.
- Yelkouni, M.** (2004). Gestion d'une ressource naturelle et action collective : le cas de la forêt classée de Tiogo au Burkina Faso. Thèse de doctorat. Université d'Auvergne Clermont I: 330 p.
- Zar, J.** (1996). *Biostatistical Analysis*. 3rd edition. Prentice - Hall, Inc., Upper Saddle River, New Jersey.
- Zhang, J., Zhao, H., Zhang, T., Zhao, X. et Drake, S.** (2005). Community succession along a chronosequence of vegetation restoration on sand dunes in Horqin Sandy Land. *Journal of Arid Environment* 62: p. 555-566.
- Zida, D.** (2007). Impact of forest management regimes on lignous regeneration in the sudanian savanna of Burkina Faso. PhD thesis. Swedish university of agricultural sciences: 44 p.
- Zida, D., Sawadogo, L., Tigabu, M., Tiveau, D. et Oden, P. C.** (2007). Dynamics of sapling population in savanna woodlands of Burkina Faso subjected to grazing, early fire and selective cutting for a decade. *Forest Ecology and Management* 243: p. 102-115.
- Zida, D., Tigabu, M., Sawadogo, L. et Oden, P. C.** (2005). Germination requirements of seeds of four woody species from the sudanian savanna in Burkina Faso, west Africa. *Seed sciences and technology* 33: p. 581-593.
- Zoungrana, I.** (1991). Recherche sur les aires pâturées du Burkina Faso. Thèse Doctorat d'Etat. Université Bordeaux II: 320 p.

ANNEXES

Annexe 1 : Liste des herbacées rencontrées sur le dispositif d'étude de l'influence du gradient de pâture sur la végétation, en fonction du type biologique.

Type	Forme biologique	Famille	Espèce
Dicotylédone	Graminée annuelle	Poaceae	<i>Digitaria argillacea</i> (Hitchc. & Chase) Fernald
			<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.
	Graminée pérenne	Poaceae	<i>Diheteropogon hagerupii</i> Hitchc.
	Phorbe	Acanthaceae	<i>Dyschoriste perrottettii</i> Kuntze
			<i>Lepidagathis anobrya</i> Nees
			<i>Lepidagathis collina</i> (Endl.) Milne-Redh.
			<i>Monechma ciliatum</i> (Jacq.) Milne-Redh.
		Acathaceae	<i>Blepharis maderaspatensis</i> B.Heyne ex Roth
		Agavaceae	<i>Sansevieria senegambica</i> Baker
		Amaranthaceae	<i>Achyranthes aspera</i> Duss
			<i>Pandiaka heudelotii</i> (Miq.) Benth. & Hook.f.
			<i>Pupalia lappacea</i> Juss.
		Amaryllidaceae	<i>Crinum moorei</i> Hook.f.
			<i>Crinum ornatum</i> (L.f.) Herb.
		Araceae	<i>Stylochiton hypogaeus</i> Lepr.
		Asclepiadaceae	<i>Brachystelma bingeri</i> A.Chev.
			<i>Ceropegia racemosa</i> N.E.Br.
			<i>Leptadenia hastata</i> Decne.
		Asparagaceae	<i>Asparagus africanus</i> Lam.
		Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> Sieber ex Steud.
			<i>Blumea aurita</i> DC.
			<i>Chrysanthellum americanum</i> Vatke
			<i>Melanthera elliptica</i> O.Hoffm.
			<i>Vernonia galamensis</i> Less.
			<i>Vicoa leptoclada</i> (Webb) Dandy
		Caesalpiniaceae	<i>Cassia mimosoides</i> L.
			<i>Cassia nigricans</i> Vahl
			<i>Cassia tora</i> L.
		Caryophyllaceae	<i>Polycarpaea corymbosa</i> (L.) Lam.
			<i>Polycarpaea linearifolia</i> DC.
		Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum planchonii</i> Hook.f. ex Planch.
			<i>Cochlospermum tinctorium</i> Perr.
		Compositae	<i>Aspilia bussei</i> O.Hoffm. & Muschl.
			<i>Aspilia rudis</i> Oliv. & Hiern
			<i>Bidens pilosa</i> L.
		Convolvulaceae	<i>Evolvulus alsinoides</i> L.
			<i>Ipomoea eriocarpa</i> R.Br.
			<i>Ipomoea vagans</i> Baker
			<i>Merremia hederacea</i> Hallier f.
			<i>Merremia sp</i>
		Crassulaceae	<i>Kalanchoe crenata</i> (Andrews) Haw.
		Cucurbitaceae	<i>Melothria maderaspatana</i> (L.) Cogn.
			<i>Mukia maderaspatana</i> (L.) M.Roem.
		Dioscoreaceae	<i>Dioscorea dumetorum</i> T.Durand & Schinz

Annexe 1 (Suite) : Liste des herbacées rencontrées sur le dispositif d'étude de l'influence du gradient de pâture sur la végétation, en fonction du type biologique.

Type	Forme biologique	Famille	Espèce
		Euphorbiaceae	<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.
			<i>Euphorbia polycnemoides</i> Hochst. ex Boiss.
			<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach.
		Fabaceae	<i>Alysicarpus ovalifolius</i> (Schumach.) J.Léonard
			<i>Crotalaria naragutensis</i> Hutch.
			<i>Crotalaria vogelii</i> D.Dietr.
			<i>Desmodium gangeticum</i> (L.) DC.
			<i>Desmodium velutinum</i> DC.
			<i>Indigofera colutea</i> (Burm.f.) Merr.
			<i>Indigofera dendroides</i> Jacq.
			<i>Indigofera leprieurii</i> Baker f.
			<i>Indigofera pectenalis</i>
			<i>Indigofera sicilis</i>
			<i>Indigofera stenophylla</i> Eckl. & Zeyh.
			<i>Indigofera tinctoria</i> L.
			<i>Rhynchosia minima</i> (L.) DC.
			<i>Tephrosia bracteolata</i> Guill. & Perr.
			<i>Tephrosia gracilipes</i> Guill. & Perr.
			<i>Tephrosia pedicellata</i> Baker
			<i>Vigna ambacensis</i> Welw. ex Baker
			<i>Zornia glochidiata</i> Rchb. ex DC.
		Lamiaceae	<i>Chlorophytum</i> sp.
			<i>Englerastrum gracillimum</i> T.C.E.Fr.
			<i>Hyptis spicigera</i> Lam.
			<i>Leucas martinicensis</i> (Jacq.) R.Br.
		Malvaceae	<i>Hibiscus asper</i> Hook.f.
			<i>Sida alba</i> L.
			<i>Sida urens</i> L.
			<i>Wissadula amplissima</i> R.E.Fr.
		Oxalidaceae	<i>Biophytum petersianum</i> Klotzsch
		Polygalaceae	<i>Polygala arenaria</i> Willd.
			<i>Polygala multiflora</i> Poir.
		Rubiaceae	<i>Borreria filifolia</i> K.Schum.
			<i>Borreria radiata</i> DC.
			<i>Borreria scabra</i> K.Schum.
			<i>Borreria stachydea</i> (DC.) Hutch. & Dalziel
			<i>Kohautia senegalensis</i> Cham. & Schltld.
			<i>Mitracarpus scaber</i> Zucc.
		Scrophulariaceae	<i>Striga asiatica</i> (L.) Kuntze
			<i>Striga hermonthica</i> (Delile) Benth.
		Sterculiaceae	<i>Waltheria indica</i> L.
		Tiliaceae	<i>Corchorus fascicularis</i> Lam.
			<i>Corchorus olitorius</i> L.
			<i>Corchorus tridens</i> L.
			<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.

Annexe 1 (Suite) : Liste des herbacées rencontrées sur le dispositif d'étude de l'influence du gradient de pâture sur la végétation, en fonction du type biologique.

Type	Forme biologique	Famille	Espèce
		Tuccaceae	<i>Tacca involucrata</i> Schum. & Thonn.
		Vitaceae	<i>Ampelocissus grantii</i> Planch. <i>Cissus adenocaulis</i> Steud. ex A.Rich. <i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr. <i>Cissus quadrangularis</i> L.
Monocotylédone	Graminée annuelle	Poaceae	<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw. <i>Andropogon pseudapricus</i> Stapf <i>Aristida adscensionis</i> Walter <i>Aristida kerstingii</i> Pilg. <i>Brachiaria distichophylla</i> Stapf <i>Brachiaria jubata</i> Stapf <i>Brachiaria lata</i> (Schumach.) C.E.Hubb. <i>Brachiaria xantholeuca</i> Stapf <i>Chasmopodium caudatum</i> Stapf <i>Chloris pilosa</i> Schumach. <i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) K.Richt. <i>Elionurus elegans</i> Kunth <i>Eragrostis tremula</i> (Lam.) Hochst. ex Steud. <i>Eragrostis turgida</i> De Wild. <i>Euclasta condylotricha</i> Stapf <i>Hackelochloa granularis</i> Kuntze <i>Loudetia togoensis</i> (Pilg.) C.E.Hubb. <i>Microchloa indica</i> (L.f.) P.Beauv. <i>Oryza barthii</i> A.Chevalier <i>Panicum pansum</i> Rendle <i>Pennisetum pedicellatum</i> Trin. <i>Rhytachne triaristata</i> Stapf <i>Rottboellia exaltata</i> L.f. <i>Schizachyrium exile</i> Stapf <i>Schizachyrium platyphyllum</i> Stapf <i>Schoenefeldia gracilis</i> Kunth <i>Setaria barbata</i> (Lam.)Kunth <i>Sorghastrum bipennatum</i> (Hack.) Pilg. <i>Sporobolus microprotus</i> Stapf <i>Tripogon minimus</i> Hochst. ex Steud.
			<i>Andropogon ascinodis</i> C.B.Clarke <i>Andropogon gayanus</i> Kunth <i>Cymbopogon schoenanthus</i> Spreng. <i>Hyparrhenia cyanescens</i> Stapf <i>Loudetia simplex</i> (Nees) C.E.Hubb. <i>Panicum phragmitoides</i> Stapf <i>Pennisetum polystachion</i> (L.) Schult. <i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston <i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen <i>Sporobolus pyramidalis</i> Beauv. <i>Vetiveria nigriflora</i> Stapf

Annexe 1 (Suite) : Liste des herbacées rencontrées sur le dispositif d'étude de l'influence du gradient de pâture sur la végétation, en fonction du type biologique.

Type	Forme biologique	Famille	Espèce
	Phorbe	Commelinaceae	<i>Commelina forskalaei</i> Vahl
			<i>Commelina nudiflora</i> L.
			<i>Cyanotis lanata</i> Benth.
		Cyperaceae	<i>Cyperus amabilis</i> Vahl
			<i>Cyperus difformis</i> Blanco
			<i>Cyperus rotundus</i> Benth.
			<i>Fimbristylis hispidula</i> Kunth
			<i>Fimbristylis littoralis</i> Gaudich.
		Onagraceae	<i>Ludwigia abyssinica</i> A.Rich.
		Zingiberaceae	<i>Kaempferia aethiopica</i> Solms ex Engl.

Annexe 2 : Liste des ligneux rencontrées sur le dispositif d'étude de l'influence du gradient de pâture sur la végétation, en fonction de la famille.

Famille	Espèce
Anacardiaceae	<i>Lannea acida</i> A.Rich.
	<i>Lannea microcarpa</i> Engl. & K.Krause
	<i>Lannea velutina</i> A.Rich.
	<i>Sclerocarya birrea</i> Hochst.
Annonaceae	<i>Annona senegalensis</i> Pers.
Apocynaceae	<i>Saba senegalensis</i> (A.DC.) Pichon
Apocynaceae	<i>Baissea multiflora</i> A.DC.
Balanitaceae	<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Del.
Bignoniaceae	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.
Bombacaceae	<i>Adansonia digitata</i> L.
Burseraceae	<i>Boswellia dalzielii</i> Hutch.
Caesalpiniaceae	<i>Azelia africana</i> Persoon
	<i>Burkea africana</i> Hook.
	<i>Cassia sieberiana</i> DC.
	<i>Cassia singueana</i> Delile
	<i>Detarium microcarpum</i> Guill. & Perr.
	<i>Piliostigma reticulatum</i> (DC.) Hochst.
	<i>Piliostigma thonningii</i> (Schumach.) Milne-Redh.
	<i>Tamarindus indica</i> L.
Capparaceae	<i>Boscia senegalensis</i> Hochst. ex Walp.
	<i>Cadaba farinosa</i> Forssk.
	<i>Capparis sepiaria</i> Wall.
	<i>Maerua angolensis</i> DC.
Celastraceae	<i>Maytenus senegalensis</i> (Lam.) Exell
Combretaceae	<i>Anogeissus leiocarpa</i> Guill. & Perr.
	<i>Combretum fragrans</i> F.Hoffm.
	<i>Combretum glutinosum</i> Guill. & Perr.
	<i>Combretum micranthum</i> G.Don
	<i>Combretum nigricans</i> Leprieur ex Guill. & Perr.
	<i>Guiera senegalensis</i> J.F.Gmel.
	<i>Pteleopsis suberosa</i> Engl. & Diels
	<i>Terminalia avicennioides</i> Guill. & Perr.
	<i>Terminalia laxiflora</i> Engl.
	<i>Terminalia macroptera</i> Guill. & Perr.
Ebenaceae	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A.DC.
Euphorbiaceae	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.
Fabaceae	<i>Dalbergia melanoxylon</i> Guill. & Perr.
	<i>Lonchocarpus laxiflorus</i> Guill. & Perr.
	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Fern.-Vill.
	<i>Xeroderris stuhlmannii</i> (Taub.) Mendonça & E.P.Sousa
Loganiaceae	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.
Meliaceae	<i>Azadirachta indica</i> A.Juss.
	<i>Pseudocedrela kotschy</i> Harms

Annexe 2 (Suite) : Liste des ligneux rencontrées sur le dispositif d'étude de l'influence du gradient de pâture sur la végétation, en fonction de la famille.

Famille	Espèce
Mimosaceae	<i>Acacia dudgeoni</i> Craib
	<i>Acacia macrostachya</i> Rchb. ex G.Don
	<i>Acacia pennata</i> Willd.
	<i>Acacia seyal</i> Delile
	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.
	<i>Entada africana</i> Guill. & Perr.
	<i>Prosopis africana</i> Taub.
Moraceae	<i>Ficus</i> sp
Opiliaceae	<i>Opilia celtidifolia</i> Endl. ex Walp.
Rhamnaceae	<i>Ziziphus mauritiana</i> Lam.
	<i>Ziziphus mucronata</i> Willd.
Rubiaceae	<i>Crossopteryx febrifuga</i> Benth.
	<i>Feretia apodanthera</i> Delile
	<i>Gardenia erubescens</i> Stapf & Hutch.
	<i>Gardenia sokotensis</i> Hutch.
	<i>Gardenia ternifolia</i> Schumach.
Sapotaceae	<i>Vitellaria paradoxa</i> C.F.Gaertn.
Sterculiaceae	<i>Sterculia setigera</i> Delile
Tilliaceae	<i>Grewia bicolor</i> Roth
	<i>Grewia flavescens</i> Juss.
	<i>Grewia lasiodiscus</i> K.Schum.
	<i>Grewia mollis</i> Juss.
Verbenaceae	<i>Vitex doniana</i> Sweet

Annexe 3 : Distribution spatiale des petits individus en fonction de l'indice de Morisita sur chaque niveau de pression de pâture.

Espèce	Niveau de pression de pâture				
	Très forte	Forte	Modérée	Légère	Très légère
<i>Acacia dudgeoni</i>	-	-	Uniforme	Uniforme	Regroupée
<i>Acacia macrostachya</i>	-	Uniforme	-	Regroupée	Uniforme
<i>Acacia pennata</i>	-	Regroupée	Uniforme	-	Regroupée
<i>Acacia seyal</i>	Regroupée	Regroupée	Uniforme	-	-
<i>Azelia africana</i>	-	-	-	-	Regroupée
<i>Annona senegalensis</i>	-	Uniforme	-	Regroupée	Regroupée
<i>Anogeissus leiocarpa</i>	-	Regroupée	Uniforme	Regroupée	Regroupée
<i>Balanites aegyptiaca</i>	Regroupée	Regroupée	Uniforme	Uniforme	Regroupée
<i>Burkea africana</i>	-	-	-	-	Regroupée
<i>Cadaba farinosa</i>	-	-	-	-	Uniforme
<i>Capparis sepiaria</i>	-	Regroupée	-	Uniforme	-
<i>Cassia sieberiana</i>	-	-	-	Uniforme	-
<i>Combretum fragrans</i>	-	Regroupée	Uniforme	-	-
<i>Combretum glutinosum</i>	-	Regroupée	Regroupée	Regroupée	Regroupée
<i>Combretum micranthum</i>	-	Regroupée	Uniforme	Regroupée	Regroupée
<i>Combretum nigricans</i>	Uniforme	Uniforme	Regroupée	Regroupée	Regroupée
<i>Crossopteryx febrifuga</i>	-	-	-	Regroupée	Regroupée
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	-	-	-	-	Uniforme
<i>Detarium microcarpum</i>	-	Uniforme	Regroupée	Regroupée	Regroupée
<i>Dichrostachys cinerea</i>	Regroupée	Regroupée	-	Regroupée	Uniforme
<i>Feretia apodanthera</i>	Uniforme	Regroupée	Regroupée	Regroupée	Regroupée
<i>Gardenia sokotensis</i>	-	-	-	-	Regroupée
<i>Gardenia ternifolia</i>	-	Regroupée	Regroupée	Uniforme	Uniforme
<i>Grewia bicolor</i>	Uniforme	Regroupée	Regroupée	Regroupée	Regroupée
<i>Grewia flavescens</i>	-	-	-	Uniforme	Regroupée
<i>Grewia mollis</i>	-	Uniforme	Uniforme	Regroupée	Regroupée
<i>Guiera senegalensis</i>	Regroupée	Uniforme	-	-	Regroupée
<i>Lannea acida</i>	-	-	-	Uniforme	Uniforme
<i>Lannea velutina</i>	-	Regroupée	Uniforme	Uniforme	Uniforme
<i>Lonchocarpus laxiflorus</i>	-	-	-	Uniforme	-
<i>Opilia celtidifolia</i>	-	-	-	-	Regroupée
<i>Piliostigma reticulatum</i>	-	Regroupée	-	Regroupée	Regroupée
<i>Piliostigma thonningii</i>	Regroupée	Regroupée	Regroupée	Regroupée	Uniforme
<i>Prosopis africana</i>	-	-	-	Uniforme	Aléatoire
<i>Pseudocedrela kotschy</i>	-	Regroupée	-	Regroupée	-
<i>Pteleopsis suberosa</i>	-	-	-	-	Regroupée
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	-	Regroupée	-	Regroupée	Regroupée
<i>Saba senegalensis</i>	-	-	-	-	Uniforme
<i>Stereospermum kunthianum</i>	-	Regroupée	Regroupée	Regroupée	Regroupée
<i>Strychnos spinosa</i>	-	-	Regroupée	Regroupée	Regroupée

Annexe 3 (suite) : Distribution spatiale des petits individus en fonction de l'indice de Morisitasur chaque niveau de pression de pâture.

Espèce	Niveau de pression de pâture				
	Très forte	Forte	Modérée	Légère	Très légère
<i>Tamarindus indica</i>	-	Regroupée	-	Regroupée	Uniforme
<i>Terminalia avicennioides</i>	-	-	-	Regroupée	Uniforme
<i>Terminalia laxiflora</i>	-	Regroupée	Uniforme	Regroupée	Uniforme
<i>Terminalia macroptera</i>	-	-	-	-	Regroupée
<i>Vitellaria paradoxa</i>	-	Regroupée	-	Regroupée	Uniforme
<i>Vitex doniana</i>	-	-	Uniforme	Uniforme	-
<i>Xeroderris stuhlmannii</i>	-	Uniforme	-	-	-
<i>Ziziphus mucronata</i>	-	-	-	Uniforme	-