LISTE DES ABREVIATIONS

AF : Acide fulvique
AH : Acide humique
B.A : Biomasse aérienne
B.M : Biomasse microbienne
B.R : Biomasse racinaire
C : carbone
Ca : calcium
CEC : Capacité d'échange cationique
cm : centimètre
CO_2 : Dioxyde de carbone
C/N : ratio carbone organique total sur azote organique total
EDTA : Ethylène Diamine- Tétraacetic Acid
g : gramme
h : heure
HCO_3^- : Carbonates
jr : jour
KCl : Chlorure de potassium
Km : kilomètre
M : molaire
meq : milliéquivalent
Mg : Magnésium
ml : millilitre
mM : millimolaire
mn : minute
M.O : matière organique
M.O.F : matière organique fraîche
N : azote
NH4+ : ammonium
NO3- : nitrate
NO2-: nitrite
N2O: oxyde nitreux
nm: nanomètre
pH : potentiel d'hydrogène
qCO2 : quotient métabolique
R.V : résidus végétaux
S.H : substance humique
TPF : Triphénylformazan
TTC : Triphényltétrazolium chloride
U.V : ultra violet
°C : degrés Celcius
µg : microgramme
µm : micromètre
& : et

LISTE DES ILLUSTRATIONS

FIGURES

Figure 1 : Cycle de l'azote dans le sol.
Figure 2 : Mécanismes de formation des substances humiques dans le sol.
Figure 3 : Localisation de la zone des Niayes
Figure 4 : Biomasse microbienne totale des sols amendés avec différents résidus au moment du semis (A) et à la récolte (B).
Figure 5 : Minéralisation du carbone des sols amendés avec différents résidus au moment du semis (A) et à la récolte (B).
Figure 6 : Azote minéral des sols amendés avec différents résidus au moment du semis (A) et à la récolte (B).
Figure 7 : Potentiel de nitrification des sols amendés avec différents résidus au moment du semis (A) et à la récolte (B).
Figure 8 : Potentiel de dénitrification des sols amendés avec différents résidus au moment du semis (A) et à la récolte (B).
Figure 9 : Activité de la déshydrogénase des sols amendés avec différents résidus au moment du semis (A) et à la récolte (B).
Figure 10 : Corrélation entre le flux de CO2 libéré et l'activité de la déshydrogénase au moment du semis.
Figure 11 : Evolution de la croissance en hauteur de la plante de tomate des sols amendés avec différents résidus.
Figure 12 : Biomasse aérienne des plantes fertilisées avec différents résidus.
Figure 13 : Biomasse racinaire des plantes fertilisées avec différents résidus.

TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques chimiques des sols de la zone des Niayes de Pikine
Tableau 2 : Teneur en ammonium et en nitrate dans les eaux de nappe et les eaux usées
Tableau 3 : Caractéristiques biochimiques des résidus végétaux
Tableau 4 : Caractéristiques physico-chimiques des sols à T0 avant apport de résidus végétaux.
Tableau 5 : Caractéristiques physico-chimiques des sols amendés avec des résidus végétaux au moment du semis (A) et à la récolte (B).
Tableau 6 : Activité microbiologique des sols à T0 avant apport de résidus végétaux.
Tableau 7 : Quotient métabolique des sols amendés avec des résidus végétaux au moment du semis (A) et à la récolte (B).
Tableau 8 : Pourcentage de levée des plants de tomate dans les sols amendés avec différents résidus végétaux.
Tableau 9 : Rendement des plants de tomate dans les sols amendés avec différents résidus végétaux.

PLANCHES

Planche 1 : Puit contenant de l'eau de nappe (site de Pikine).
Planche 2 : Puit contenant de l'eau usée (site de Pikine).
Planche 3 : Branches de *Faidherbia albida*
Planche 4 : Aiguilles de *Casuarina équietifolia*
Planche 5: Coques d'*Arachis hypogeae*

Avant propos

Ce travail a été réalisé dans le Laboratoire d'Ecologie Microbienne des sols et Agrosystèmes Tropicaux. Ce travail est financé par le Département Soutien et Formation (DSF) de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD). Il est le fruit d'un partenariat entre l'IRD, l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar (UCAD), l'Institut Sénégalais de Recherche Agricole (ISRA).

Au terme de cette expérience que représente la réalisation d'un mémoire de DEA, je tiens à remercier les personnes qui ont rendu possible l'élaboration de ce manuscrit.

Je tiens tout d'abord à remercier Monsieur Aliou GUISSE pour la confiance qu'il ma accordée en me proposant ce sujet de recherche. Je tiens à vous exprimer ma reconnaissance pour l'appui scientifique que vous avez toujours assuré, pour la rigueur et l'enthousiasme que vous avez manifesté tout au long de ce travail. Vous avez su suivre ce travail au jour le jour et à travers votre personne, je remercie tous les enseignants de la faculté des sciences et techniques, particulièrement ceux du département de Biologie Végétale.

J'exprime mes sincères remerciements à Madame NDOUR Ndèye Yacine Badiane, chargé de mission au ministère de l'agriculture, qui malgré ses contraintes a encadré et soutenu ce travail du début à la fin: Merci d'avoir toujours su prendre le temps de répondre à mes questions.

J'exprime toute ma reconnaissance à Monsieur Komi ASSIGBETSE, directeur de laboratoire à l'IRD, pour la bienveillance avec la quelle vous m'avez accueillie au sein du Laboratoire d'Ecologie Microbienne des Sols et Agrosystèmes Tropicaux (LEMSAT) et votre soutien de tous les jours. Je vous remercie également d'avoir accepter de juger ce travail.

Ma profonde gratitude s'adresse à Monsieur Tahir DIOP pour sa disponibilité

Je tiens à remercier également Monsieur Saïdou Sall, ingénieur de recherche au LEMSAT, pour son soutien très important dans l'étude de certaines activités microbiennes. Il en est de même pour Ezeckiel Baudouin.

Toute ma gratitude va aussi à mes amis et étudiants du LEMSAT: Siré DIEDHIOU, Michel DIOUF, Djibril DJIGAL, John LOGBO, Thierno SOW, Farma Ndiaye CISSE, Amadou DIENG, Abdoulaye BADIANE et Babacar NGOM qui de prés ou de loin ont apporté un plus à la réalisation de ce manuscrit.
A Mariama Dalanda DIALLO, je dirais que ton départ à créer un vide dans notre salle mais heureusement que j'ai à mes cotés la douce et gentille Hélène qui par sa disponibilité et son amitié m'a poussé à persévérer.

La réalisation de ce manuscrit ne serait pas possible sans le soutien des techniciens du LEMSAT à savoir : Lamine Dieng, Mariama Guèye, Omar Faye, Moustapha Sané, Tidjane Badji, Saliou faye, Madame Fatou Guèye, Pourméra Gassama et Hyacinthe Tendeng. Mention spéciale Amadou Diop et Lamine Sagna qui m'ont beaucoup aidé lors des sorties sur le terrain. Je remercie également les techniciens du LAMA où j'ai eu à effectuer certaines analyses. Mes remerciements vont également à l'endroit des étudiants et techniciens du laboratoire de Nématologie qui m'ont beaucoup aidé dans l'expérimentation en serre.

Une très grande reconnaissance va encore à l’endroit des maraîchers de la zone des Niayes de Pikine qui ont toujours collaboré pour mener à bien cette étude.

Enfin, je tiens à remercier de manière sincère et spéciale, toutes les personnes sollicitées dans le cadre de la conduite de ce DEA. Qu’elles trouvent en ces mots, l’expression de ma profonde gratitude même si leurs noms ne figurent pas dans cette brève série de reconnaissances.

Résumé

Titre du mémoire : Effet de l'apport de résidus végétaux de qualité différente sur le fonctionnement microbiologique du sol et la production végétale: Cas d'un sol sableux soumis à un apport d'azote minéral.

Nom du candidat : Sophie LÔ DIOP

Nature du mémoire : Diplôme d'Etudes Approfondies de Biologie Végétale

Mot clés : Eaux de nappe, eaux usées, résidus végétaux, propriétés physico-chimiques du sol, activité microbiologique, rendement

Pour étudier l'effet des amendements organiques sur le fonctionnement microbiologique et la production végétale d'un sol sableux soumis à un apport d'azote minéral, des résidus végétaux de qualité différente (coques d'*Arachis hypogeae*, *Casuarina equisetifolia* et *Faidherbia albida*) sont broyés et appliqués à deux types de sol (sol arrosé avec les eaux de nappe et sol arrosé avec les eaux usées).

Un prélèvement composite de 6 échantillons de sol par parcelle au niveau de l'horizon 0-10 cm est réalisé pour les deux types de sol dans la zone des Niayes de Pikine. Les résidus végétaux sont broyés à la fraction 0,75 mm et mélangés à 2% au niveau de l'horizon 0-5 cm des pots contenant 5 Kg de sol. Pour permettre aux résidus végétaux de se décomposer, le semis est effectué un mois après. Le dispositif expérimental est réalisé en condition semi-contrôlée. La plante test utilisée est la tomate (*Lycopersicon esqulentum*). L'arrosage effectué tous les 48 heures est fonction de la capacité au champ (8%).

Les paramètres physico-chimiques du sol (capacité d'échange cationique, pH, C total, N total et le ratio C/N) ont été étudiés. La densité microbienne, l'azote minéral du sol de même que certaines activités telles que la minéralisation du carbone, le quotient métabolique, le potentiel de nitrification et de dénitrification et l'activité de la déshydrogénase ont été évalués aussi. Ces mesures sont faites avant apport de résidus végétaux (T0), au moment du semis et à la récolte. La levée est observée 6 jours après semis et les paramètres agro morphologiques tels que la croissance en hauteur, la biomasse aérienne et racinaire et le rendement sont évalués.

Les résultats obtenus sur les caractéristiques physico-chimiques du sol montrent que les résidus de *Casuarina equisetifolia* et *Faidherbia albida* ont un effet plus positif sur, la CEC que les résidus de coques d'*Arachis hypogeae*. On note également un effet stimulateur des résidus végétaux sur l'activité microbiologique du sol mais surtout sur le rendement qui est plus élevé sous eaux de nappe que sous eaux usées. En effet les rendements obtenus avec les résidus de *Faidherbia albida* et de *Casuarina equisetifolia* sont plus élevés que ceux obtenus avec les résidus d'*Arachis hypogeae.* Ces derniers montrent un effet plus stimulateur sous eaux de nappe que sous eaux usées.

L'effet qualité de la litière a été également mis en évidence. Cependant on constate que les résidus de *Casuarina equisetifolia* se comportent de la même manière sous les deux types d'irrigation.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

INTRODUCTION

Dans les zones soudano sahéliennes à forte densité de population, l'intensification des cultures, entraîne toujours une baisse du niveau de fertilité des sols (Dommergues et Ganry, 1991 ; Sedogo, 1991 et 1993 ; Becker *et al*., 1995). Les effets négatifs les plus apparents attribuables à l'intensification sont la baisse du taux de matière organique (MO) (Hien *et al*., 1993), associée à la réduction de la quantité de l'azote dans le sol. La croissance rapide de la population mène à l'expansion des cultures, au déboisement et au surpâturage (Traoré et Gigou, 1991).

Au Sénégal, l'agriculture qui a toujours été une activité rurale, commence à gagner de plus en plus le milieu urbain. En effet ce phénomène est la conséquence des contre-performances de l'agriculture qui ont été noté durant ces dernières années mais aussi le fait que les zones périurbaines présentent un contexte socio-économique favorables à des activités agropastorales intenses. C'est ainsi que la zone des Niayes joue un rôle très important dans la production horticole du Sénégal d'autant plus qu'elle procure 80% de la production nationale. La zone périurbaine de Dakar donne à elle seule annuellement 3500 à 40000 tonnes de légumes représentant le quart de la production nationale (Diao, 2004). Malgré ces fonctions importantes, la pratique de l'agriculture périurbaine soulève beaucoup d'inquiétudes liées à l'environnement, la santé publique et à la viabilité des systèmes de production (Akinbamijo *et al*., 2002 ; Mbaye et Moustier, 2000 ; Cissé, 2000).

Dans la zone des Niayes, les agriculteurs ont développé une stratégie locale de production maraîchère qui s'est traduite par l'utilisation des eaux usées brutes (Gaye et Niang, 2002). L'usage des eaux usées présente, d'après les producteurs, plusieurs avantages : il diminue les quantités de fertilisants minéraux, raccourcit le cycle des cultures (gain d'une semaine pour la laitue), améliore le développement végétatif et augmente les rendements (IAGU, 2001). Cependant, leurs réutilisations sans prétraitement sont à l'origine d'impacts sur l'environnement et sur la santé des populations. Plusieurs études ont démontré que l'utilisation des eaux usées ou des boues d'épuration représente une source potentielle de contaminations chimique et micro- biologique des eaux de nappe superficielle (Howard, 2002 ; Taylor, 2004 ; Oren, 2004). Des épidémies de typhoïde et de paratyphoïde qui ont éclaté à Dakar, ont été attribuées aux eaux usées (Gaye et Niang 2002). Selon Ndiaye *et al.*, (1990), la réutilisation de ces eaux usées pour l'irrigation des légumes présente des inconvénients sur la santé des populations. En effet, le nombre de coliformes dénombrés dans ces eaux usées dépasse largement les normes de l'OMS. Et malgré tous ces inconvénients, les

maraîchers de la zone des Niayes de Pikine continuent à utiliser ces eaux usées car les rendements obtenus sont meilleurs que ceux enregistrés sous eaux de nappe.

Les faibles rendements obtenus sous eaux de nappe sont dus principalement à la pauvreté des sols. Des études récentes ont montrés aussi que suite à l'intensification des pratiques agricoles, à la forte croissance démographique et à l'urbanisation sans cesse galopante, la zone des Niayes de Pikine présente des sols à faible taux de matière organique (Henzi et Dieye, 2006). Donc il devient indispensable de développer des méthodes pour maintenir et améliorer la fertilité des sols afin de satisfaire les besoins alimentaires et préserver l'environnement et la santé des populations.

L'utilisation d'amendements organiques pourrait être une solution à cette situation dans la mesure où beaucoup d'études ont montré leur effet positif en agriculture. Parmi les avantages on distingue la gestion durable du sol (Adul-Baki *et al.*, 1996) et son enrichissement en matière organique et en minéraux (Bayer *et al.*, 2000 ; Lamers *et al.*, 1998; Sur *et al.*, 1992 ; Tilander et Bonzi, 1997). D'autres auteurs mettent en évidence la réduction du ruissellement et de l'érosion (Adams et Kay, 1979 ; Manipura, 1972), la protection des états de surface du sol (Carter et Steed, 1992) et l'amélioration de l'infiltration et de la recharge en eau du sol (Anon, 1990 ; Gicheru, 1994 ; Lal, 1978 ; Mrabet, 2000). On note aussi que la présence de résidus végétaux entraîne la limitation des amplitudes thermiques dans le sol et de l'évaporation (Cheng-Hua et Cheng-Lin, 1997b; Kalra *et al.*, 1984; Steiner, 1989; Scopel *et al.*, 1998a). En conditions tropicales sèches ces effets sont positifs et permettent un meilleur contrôle de la température et de l'humidité du sol (Bristow et Abrecht, 1989), qui facilite la germination et l'émergence des plantules et aussi l'augmentation des rendements (Baki *et al.*, 1996; Mrabet, 2000). Kushwaha *et al.*, 2000 montrent en particulier que l'amendement des résidus végétaux sur un sol entraîne une augmentation importante de la biomasse microbienne du sol. Ils montrent en outre que pour une culture en semis direct avec des résidus végétaux, la libération d'azote minéral à la phase de formation des grains est considérablement plus importante que pour cette même culture sans apport de résidus végétaux.

Ainsi, l'amélioration des rendements sous eaux de nappe pourrait inciter les agriculteurs de la zone des Niayes à utiliser ces eaux de surface à la place des eaux usées afin de favoriser une agriculture durable et d'améliorer les rendements.

Les objectifs de notre étude sont :

- d'améliorer le statut organique et le fonctionnement microbiologique du sol.
- d'augmenter les rendements sous eaux de nappe.

Pour atteindre ces objectifs, une expérimentation en condition semi-controlée est mise en place avec l'utilisation de trois types de résidus végétaux de qualité différente à savoir les résidus d'*Arachis hypogeae* (coques) caractérisés par un ratio C/N élevé, les résidus de *Casuarina equisetifolia* dont le ratio C/N est moyen et en fin les résidus de *Faidherbia albida* à faible ratio C/N. La plante test utilisée est la tomate (*Lycopersicon esculatum*). Notre dispositif expérimental nous permettra de tester les hypothèses suivantes :

- L'application des résidus végétaux peut modifier les caractéristiques physico-chimiques du sol?
- L'activité microbiologique du sol dépend du type de résidu végétal apporté ?
- L'application de résidus végétaux peut stimuler la production de biomasse (aérienne et racinaire) et de rendement ?

I^{ere} PARTIE : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre 1: LE SOL

Le sol est la zone meuble plus ou moins épaisse parcourue par les racines des plantes. Il est issu d'une transformation de la roche mère sous-jacente. Des processus physiques, chimiques et biologiques désagrègent et altèrent les roches mères dont les minéraux sont plus ou moins transformés. Simultanément, les végétaux et la faune qui se développent sur ces minéraux produisent de la matière organique fraîche (feuilles, fruits, cadavres d'animaux et excréments) qui est décomposée par divers bactéries et champignons. Au cours de la transformation de la matière organique, des minéraux solubles et gazeux sont libérés et peuvent réagir avec d'autres molécules organiques pour former l'humus, matière organique brune à l'état de colloïdes. Dans le sol, on retrouve une phase solide formée d'éléments minéraux et organiques, une phase liquide formée d'eau et de substances dissoutes et une phase gazeuse.

I. La phase solide

La phase solide du sol est constituée de la fraction minérale et de la fraction organique.

I.1. La fraction minérale

Elle représente, en général, 95 à 99% de la fraction solide du sol. Sa composition dépend de la nature de la roche mère. Ces éléments minéraux peuvent avoir différentes tailles granulométriques :

- Sable ($50 < Ø < 2000\mu m$)
- Limon ($2 < Ø < 50\mu m$)
- Argile ($Ø < 2\mu m$)

Selon les proportions de ces trois fractions granulométriques, la texture du sol peut être qualifiée de sableuse à argileuse. La capacité du sol à remplir ses fonctions dépend de la nature de la roche mère et de sa texture.

I.2. La fraction organique

On distingue dans la fraction organique une composante inerte et une composante vivante.

I.2.1. La fraction organique inerte

La matière organique morte représente à elle seule 80% de la matière organique (MO) du sol. Elle est constituée de tissus végétaux et de résidus d'organismes. Elle subit de nombreuses

transformations dans le sol. Ces transformations se font en deux phases : une phase de minéralisation et une phase d'humification.

I.2.2. La fraction organique vivante : les microorganismes du sol

Les microorganismes du sol sont composés par les bactéries, les actinomycètes et les champignons. Les bactéries et champignons sont les principaux responsables de la transformation de la MO. Ils participent aussi à l'humification notamment par l'excrétion d'enzymes dans le sol ainsi qu'à la formation des complexes organo-minéraux.

Les bactéries

Ce sont des organismes vivants unicellulaires. Elles prolifèrent dans les milieux riches en azote, et peu acides. Elles sont surtout abondantes autour des racines de certaines plantes (graminées, légumineuses). Généralement les bactéries sont hétérotrophes et saprophytes et elles participent à la décomposition de la cellulose et du sucre.

Cependant il existe des bactéries autotrophes qui tirent leur énergie de l'oxydation de certains composés tels que le souffre et l'oxyde nitreux. Elles assimilent également le carbone du CO_2. Les bactéries du sol appartiennent à cette catégorie et la plupart d'entre elles jouent un rôle important dans le cycle de l'azote, du souffre, du fer, du magnésium, en intervenant dans les processus d'oxydo-réduction (Paul et Clark, 1989).

Les Actinomycètes

Les actinomycètes sont des organismes intermédiaires entre les bactéries et les champignons. Ils se caractérisent par des filaments mycéliens très ramifiés et non cloisonnés. Ils jouent un rôle très important dans la décomposition de la matière organique du sol. Ils participent aussi dans la décomposition de la lignine et de certains tanins qui sont des composés aromatiques de la matière organique fraîche. Certaines espèces d'actinomycètes sont à l'origine d'une fixation active d'azote atmosphérique qui explique le rôle améliorant de ces espèces et leur fréquente utilisation pour les reboisements de sols minéraux dépourvus d'humus. Cependant il faut noter que deux genres d'actinomycètes seulement sont bien représentés dans le sol : *Streptomyces* et *Nocardia* (Dommergues, 1968).

Les champignons

Les champignons sont de nature ubiquistes et hétérotrophes. Ils constituent environ 85-90% de la biomasse du sol. Les champignons saprophytes sont des décomposeurs et vivent dans de la matière organique morte. Ils jouent un rôle important dans le recyclage des nutriments. Les champignons se distinguent des bactéries par leur taille et leur structure qui est de type eucaryote. Les champignons peuvent constituer une association mutualiste avec les algues ou les cyanobactéries mais ils peuvent aussi être bénéfiques à la croissance des végétaux en formant des associations symbiotiques avec des racines qu'on appelle mycorhizes. Il existe de nombreux types d'associations mycorhiziennes. Différents types de mycorhizes sont ubiquistes sur la plupart des plantes herbacées et des espèces arborées, et ceci, dans une vaste gamme d'habitats, dont les systèmes agricoles.

II. La phase liquide

L'eau et les substances dissoutes du sol ont une importance considérable sur la nutrition des plantes. Elles interviennent directement en tant que véhicules des éléments nutritifs dissouts. Ce sont les principaux facteurs dans le processus de la pédogenèse. Les sources principales de l'eau du sol sont : l'eau de gravité et l'eau de rétention.

- L'eau de gravité est représenté par l'eau qui circule dans les pores grossiers et moyens (> 10µm). Elle est entraînée par la pesanteur, et circule le plus souvent verticalement ou obliquement dans les sols peu perméables. L'eau de gravité à écoulement vertical se subdivise en deux parties :

  - L'eau de gravité à écoulement rapide, qui circule dans les pores grossiers (> 50µm), dans les quelques heures qui suivent les pluies.
  - L'eau de gravité à écoulement lent, qui descend lentement dans les pores moyens (diamètre compris entre 50µm et 10µm). L'ensemble des eaux de gravité alimente le drainage profond, si le sol est perméable.

- L'eau de rétention est l'eau retenue par le sol au cours de l'infiltration des pluies. Elle occupe les pores fins et très fins (< 10µm) : les forces capillaires et d'absorption sont suffisamment élevées pour s'opposer aux forces de gravité. L'eau retenue se subdivise en deux parties :

  - L'eau capillaire dont une partie est retenue sous forme de film assez épais autour des particules de sol ou dans la microporosité. Elle constitue la réserve utile qui est l'eau facilement disponible pour les plantes et les

microorganismes. Les mouvements de l'eau capillaire se font en direction des zones d'évaporation soit par remontée vers la surface (évaporation), soit par les mouvements vers les racines (évaporation-transpiration des plantes).

- L'eau liée appelée aussi eau d'absorption qui forme une fine pellicule à la surface des particules du sol (pores très fins, diamètre < 0,2µm), et qui retenue très énergiquement, n'est pas absorbable par les racines.

Il est important de noter que les argiles sont le principal « support » de l'eau dans le sol. Ce sont des phyllosilicates $(Si_4O_{10})^{4-}$, c'est-à-dire des minéraux à base de silice qui, comme les micas, présentent une structure en feuillets. La diversification des feuillets augmente la taille des cavités issues de l'agencement des molécules. Ceci multiplie le nombre de molécules, donc les contacts entre elles et l'eau et, par conséquent, la capacité de rétention d'un sol.
Cette capacité de fixation des molécules d'eau est une composante de la capacité d'échange cationique (CEC) . C'est cette même propriété qui explique la fixation du calcium sur l'argile pour créer un pont calcique avec l'humus et former ainsi le complexe argilo-humique.

III. La phase gazeuse

La phase gazeuse du sol, appelée atmosphère du sol, est plus enrichie en CO_2 que l'atmosphère proprement dite et moins riche en O_2 (< 21%). Ceci pour deux raisons :

- L'oxygène est consommé par toute une série de phénomènes se déroulant dans le sol respiration des végétaux supérieurs, métabolismes des micro-organismes aérobies, minéralisation de la matière organique

- Parce que le renouvellement de l'oxygène à partir de celui de l'atmosphère est lent, le cheminement suivi par les gaz peut être tortueux, ralenti, bloqué par le fait que certains pores sont occupés par de l'eau. Les caractéristiques de la porosité du sol (son importance et son organisation), en particulier dans ses horizons superficiels, jouent donc un grand rôle sur les teneurs en O_2 et CO_2 de l'atmosphère du sol.

IV. Les sols tropicaux

IV.1. Caractéristiques des sols tropicaux

Les sols tropicaux sont caractérisés par leur extrême pauvreté en éléments nutritifs. Celle-ci est due le plus souvent à la nature des roches mères et au climat. La matière organique y est

très faible (taux élevé de minéralisation, passage des feux). Ils sont en outre, très souvent, l'objet de très fortes contraintes physiques : faible profondeur, indurations latéritiques, compacité, hydromorphie, faible capacité de rétention hydrique. Ils sont sensibles à l'érosion, et plus particulièrement à l'érosion hydrique et éolienne, dès qu'ils ont perdu toute couverture végétale protectrice.

Au Sénégal, les sols tropicaux sont les plus représentatifs. Selon Khouma (2000) les sols tropicaux occupent près de 50% de la totalité des différents types de sols enregistrés. Ces sols tropicaux sont subdivisés en trois groupes : sols ferrugineux tropicaux faiblement lessivés sur sable (20%), les sols ferrugineux tropicaux lessivés sur grès sablo-argileux (17,2%), les sols ferrugineux tropicaux lessivés cuirassés sur schiste (12,4%).

Les sols ferrugineux tropicaux faiblement lessivés sur sable sont caractérisent par une texture sableuse comprenant plus de 95% de sables totaux. Ils ont une structure particulaire devenant fondue à sec. Leur teneur en carbone est très faible (0.20% en moyenne) de même que leur teneur en azote total (0.15‰ en moyenne) et en bases échangeables (0.7 méq/100g pour Ca, 0.04 pour K et 0.5 pour Mg). Ils ont un pH entre 5,4 et 6,1, et un faible pouvoir tampon. Lors du dessèchement, il se produit une prise en masse qui rend difficile tout travail du sol avec les moyens traditionnels de traction. Leur capacité de rétention en eau est faible. Les teneurs en eau utile des horizons de surface sont de l'ordre de 4,5% contre 6% pour les horizons de profondeur. La kaolinite est le type d'argile dominant. La coloration rouge en profondeur est due à un certain lessivage du fer. Ces sols se caractérisent aussi par leur mauvaise structure qui les rend peu perméables lorsqu'ils sont gorgés d'eau sur les premiers centimètres Khouma, 2000.

Les sols ferrugineux tropicaux lessivés sur grès sablo-argileux sont de couleur rouge ou beige. Ils présentent un horizon d'accumulation d'argile. La présence de taches et concrétions ferrugineuses est fréquente. Ils peuvent aussi être indurés. La kaolinite reste le type d'argile dominant. Ils sont souvent déficients en phosphore assimilable.

Les sols ferrugineux tropicaux lessivés cuirassés sur schiste sont très largement représentés à l'est du Sénégal. Ils ont des caractères d'hydromorphie très prononcés et sont associés à des cuirasses de bas de pente, formant de vastes glacis abritant très peu d'arbres.

IV.2. Rôle de la matière organique dans les sols tropicaux

La matière organique du sol représente l'indicateur principal de la qualité des sols, à la fois pour des fonctions agricoles et pour les fonctions environnementales. La minéralisation des

résidus végétaux est une source majeure de nutriments pour la plante. La matière organique, est le principal déterminant de l'activité biologique. La quantité, la diversité et l'activité de la faune et des micro-organismes sont en relation directe avec la présence de la matière organique. La matière organique et l'activité biologique qui en découle ont une influence majeure sur les propriétés physiques et chimiques des sols (Robert, 1996 a). L'agrégation et la stabilité de la structure du sol augmentent avec le contenu en carbone des sols. Le carbone des sols affecte aussi la dynamique et la biodisponibilité des principaux éléments nutritifs. Cependant une diminution de la matière organique du sol total résulte d'une mauvaise gestion des terres et une diminution de l'aération du sol (Nye et Greenland, 1960).

Le programme Biologie et fertilité des sols tropicaux (TSBF) considère que des études plus détaillées sur la matière organique du sol sont essentielles pour un bon développement des agro-systèmes.

IV.3. Gestion de la fertilité dans les sols tropicaux

Surmonter le déclin de la matière organique du sol est un composant important dans le développement des agro-systèmes. La gestion judicieuse des sols a toujours impliqué que ces derniers soient utilisés de manière à maintenir, et si possible, améliorer leur productivité. Pour ce faire, il faut que les conditions chimiques et physiques du sol ne diminuent pas son aptitude à la croissance des plantes lorsque la culture commence.

Une bonne gestion des terres doit non seulement répondre aux besoins immédiats de l'agriculture mais également être acceptable pour l'ensemble de la communauté. Les problèmes généraux de gestion durable des terres sont examinés de manière approfondie dans World Soil Resources 73, FELSM : An International Framework for Evaluating Sustainable Land Management (FAO, 1995).

Dans les région tropicales, différents modes de gestion de la matière organiques du sol sont utilisés afin d'améliorer la fertilité des sols.

IV.3.1. L'amendement humique

L'apport de fumier

Le fumier est une source importante d'éléments nutritifs, particulièrement d'azote, de phosphore et de potassium. Il contient aussi plusieurs microéléments. Le fumier peut apporter quelques-uns ou tous les éléments nutritifs nécessaires aux besoins des cultures quand il est manipulé, entreposé et épandu correctement. Il joue le rôle d'un amendement en améliorant

les propriétés physiques du sol grâce à son contenu en matière organique. Cependant, le fumier peut avoir des effets négatifs sur la santé et l'environnement à cause du déplacement possible des éléments nutritifs et des bactéries dans l'eau souterraine et les autres plans d'eau. Une meilleure connaissance de la dynamique des éléments nutritifs du fumier permet une bonne gestion des épandages de fumier et d'éviter ainsi la contamination de l'eau. Des études qui ont été mené par Dridi et Toumi (1999) ont montré le rôle prépondérant du fumier tant sur le sol que sur la culture. Cependant, dans les pratiques actuelles des paysans, le fumier seul ne peut pas maintenir la fertilité des sols en culture continue (Sanford, 1987). Dans ce contexte et face à la persistance de la sécheresse et aux multiples risques associés à l'application des engrais chimiques en conditions de sécheresse, il convient de déterminer des doses, méthodes et périodes d'application de la fumure organique de manière à synchroniser les besoins des cultures en nutriments et leur disponibilité dans le sol.

La restitution des résidus de culture

Les résidus de culture sont les parties non exportées lors de la récolte et laissées sur place. Ils sont plus ou moins importants selon la culture. Ces résidus permettent une restitution de la majorité des éléments minéraux et des oligo-éléments au sol consommés durant la croissance de la culture. Ils enrichissement également le sol en matière organique (Ambouta *et al.*, 1998). Ces résidus de culture referment beaucoup de cellulose et de lignine qui donneront l'humus stable suite à leur décomposition par la vie biologique pour enrichir le taux de matière organique, donc améliorer le complexe argilo-humique. Ils protégent également le sol contre les précipitations en amortissant l'effet de compaction de la chute des gouttes d'eau.

Sur le plan agronomique, donner les résidus de récolte aux animaux d'abord et collecter le fumier ensuite pour l'appliquer au sol peut accélérer le processus d'humification. Cependant, dans la zone semi-aride tropicale de l'Afrique de l'Ouest, il existe une forte compétition pour les résidus de récolte entre les besoins domestiques, leur usage pour l'amendement de sol et l'alimentation du bétail.

Le parcage

Le parcage consiste à faire en sorte que les animaux stationnent pendant une période longue ou courte dans les champs pour favoriser le piétinement du sol et le dépôt d'excréments. Après suppression de l'enclos, la végétation se développe à la surface, constituée d'un mélange de terre et de déjections. Les quantités de déjections déposées sur ces champs varient considérablement selon l'importance du troupeau et son temps de séjour sur le site. Cette

pratique relativement efficace, de maintien de la fertilité est particulièrement bien indiquée dans les zones sylvopastorales (Ambouta *et al.*, 1998).

L'apport de litière

La litière provenant des arbres constitue un important mode de transfert d'éléments des végétaux aux sols. Dans les régions tropicales, l'amendement avec les litières a deux fonctions principales :

- augmenter la teneur en matière organique du sol en vue de préserver les propriétés physiques et chimiques du sol;
- apporter des éléments nutritifs à la plante.

Ces deux aspects sont essentiels pour la production végétale. Le maintien de bonnes caractéristiques physiques et chimiques du sol est un facteur crucial, parce qu'il assure une utilisation efficiente des nutriments disponibles et une récupération efficace des apports d'éléments nutritifs d'origine naturelle. La production végétale accrue obtenue après un apport de litière est attribuée à la fois à celui de nutriments par le fertilisant organique et à une amélioration des conditions physiques et chimiques du sol (De Ridder et Van Keulen, 1990).
Des études qui ont été mené par Samba, (1999) ont montré que la litière foliaire de *Cordyla pinnata* a permis d'améliorer la fertilité des sols et le rendement des cultures.

IV.3.2. La jachère

La jachère consiste à mettre une terre cultivée au repos pour reconstituer sa fertilité. Elle était jadis le moyen le plus courant de restauration de la fertilité des sols. Le rôle positif de la jachère a longtemps été imputé à la remontée d'éléments minéraux via les racines, puis les feuilles et la litière. La jachère est donc un processus naturel de reconstitution des aptitudes culturales des sols fragiles, qui joue sur l'ensemble de ces aptitudes là où les entrées techniques (mécanisation, fumier, engrais) ne jouent que sur certaines d'entre elles. Elle permet une productivité du travail optimal puisque la nature et le travail de préparation des terres en culture (en fin de saison sèche, à des périodes moins chargées) remplacent le travail de contrôle des adventices, de production et d'apports de fumier. En outre, les jachères offrent des ressources en pâturage, bois de feu, plantes médicinales, etc., rôles non agricoles qu'il est fondamental de prendre en compte (Floret, 1993 ; Floret et Serpantié, 1993 ; Floret et Pontanier, 2001). Cependant il est important de noter que la forte urbanisation notée durant ces dernières années ne permet plus aux agriculteurs de laisser des terres en jachère.

IV.3.3. Le défrichement amélioré

Le défrichement amélioré correspond à une pratique de régénération naturelle assistée (Banoin, 1992). Cette pratique consiste à ne pas couper au ras du sol les arbustes au cours des travaux de préparation des champs et à gérer ensuite rationnellement les rejets. Cette pratique typiquement agroforestière constitue surtout un moyen efficace de piégeage des sables et poussières transportés par le vent. Cependant, du fait qu'il contribue à réduire la pression sur les résidus de récolte parfois utilisés comme combustibles, le défrichement amélioré peut être considéré comme une méthode indirecte de la fertilité.

IV.3.4. La fumure minérale

La forme la plus répandue de fertilisation minérale consiste aujourd'hui à épandre des engrais granulés à la surface du sol. Les éléments nutritifs contenus dans ces engrais sont destinés à être absorbés par les racines de la plante. Or celles-ci, suivant la technique de mise en place employée, n'explorent qu'une partie de l'horizon superficiel du sol. Comme l'engrais est placé dans la couche supérieure du sol, il est également facilement accessible aux adventices. L'approvisionnement en azote est basé essentiellement sur les nitrates et suppose que la plante dispose de suffisamment d'eau. Il faut savoir en outre que les précipitations entraînent un déplacement des nitrates. Lorsque l'apport total d'engrais se fait au début de la période de végétation, les plantes risquent d'absorber l'azote de manière disproportionnée et incontrôlée. Les conditions météorologiques peuvent entraîner des pertes considérables par lixiviation dans les couches plus profondes du sol et par ruissellement en surface ou encore par volatilisation (dénitrification) dans l'atmosphère. Avec la technique classique, ces problèmes concernent également les engrais à base d'ammonium. Même lorsque l'engrais est épandu en plusieurs apports ciblés, il est difficile de réduire la lixiviation et la volatilisation, suivant les conditions météorologiques. On connaît amplement aujourd'hui les problèmes liés à la pollution de l'eau potable par les nitrates, qui viennent en grande partie des engrais minéraux utilisés dans l'agriculture et notamment dans les cultures maraîchères. L'utilisation des engrais minéraux divers provoque la formation dans le sol d'acides minéraux (sulfurique, nitrique, chlorhydrique, phosphorique) qui, à long terme, détruisent l'humus du sol et l'acidifient, le rendant impropre à l'activité agricole (Thorsteinn *et al.*, 2004). Pour obtenir un effet plus long des engrais, on trouve à présent, à des prix plus élevés bien entendu, des engrais dits «stabilisés», qui contiennent des inhibiteurs de nitrification (p. ex. Entec). L'emploi de ces produits nécessite toutefois l'obtention d'une autorisation.

Chapitre 2: LES RESIDUS VEGETAUX

Les végétaux, organismes majoritairement autotrophes, font la synthèse de la matière vivante à partir du CO_2 et d'éléments biogènes (azote, phosphore, potassium. . .). Ce processus est connu sous le nom de photosynthèse. Cette matière vivante, selon une échelle de temps variable, retourne au sol sous forme d'exsudats racinaires et foliaires ainsi que des débris (feuilles, rameaux, fruits et graines. . .). Ces résidus constituent une litière temporaire et enrichissent la fraction légère de la matière organique du sol (Mangenot, 1980). Cette litière est essentiellement végétale en rapport avec la proportion animale que l'on y retrouve (Frontier et Pichot-Viale, 1993). Chaque type de résidus influe selon sa nature sur la fourniture de l'azote et sur les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol. La qualité des résidus végétaux et leur capacité à fournir de l'azote sont généralement évaluées par le rapport C/N (Stevenson, 1984).

I. Les constituants des résidus végétaux

Les résidus végétaux sont constitués de plusieurs constituants.

I.1. La cellulose

La cellulose est un polymère du glucose (ou polysaccharide de glucose), de formule $(C_6H_{10}O_5)$ n (n compris entre 200 et 14 000). C'est un constituant principal des végétaux et en particulier de la paroi de leurs cellules. Les monomères de glucose sont liés par des liaisons béta 1-4 et des liaisons intramoléculaires et intermoléculaires. À ce titre c'est aussi le principal constituant du bois. La cellulose constitue la molécule organique la plus abondante sur la terre (plus de 50 % de la biomasse). La quantité synthétisée par les végétaux est estimée à 50-100 milliards de tonnes par an (Klemm *et al.*, 1998).

La décomposition de la cellulose est lente et requiert un ensemble de cellulases essentiellement d'origine fongique et bactérienne (Parsiegla *et al.*, 1998 et 2000). En effet la biodégradation complète de la cellulose implique l'action d'une succession de micro-organismes. Ces derniers sont taxonomiquement très variés et agissent en forte interaction pour conduire à une dégradation de la cellulose. Cette dégradation donne du dioxyde de carbone et de l'eau en condition d'aérobiose et du dioxyde de carbone de l'eau et du méthane en condition d'anaérobiose. Cette décomposition de la cellulose est fortement influencée par

la disponibilité en azote du milieu. La cellulose est donc un bon modèle pour aborder le couplage qui peut exister entre le cycle biogéochimique du carbone et celui de l'azote.

I.2. L'hémicellulose

L'hémicellulose est constitué de longues chaînes d'oses, plus courtes que celles de la cellulose. La structure élémentaire de ces chaînes, assez complexe, est à base de xylanes, xyloglucanes, galactanes, arabinanes, arabinogalactanes.

L'hydrolyse de l'hémicellulose donne des oses variés (hexoses, pentoses) et des acides uroniques

I.3. La lignine

La lignine est un groupe de composés chimiques appartenant aux composés phénoliques. On la trouve principalement dans les parois pecto-cellulosiques de certaines cellules végétales. La lignine est le deuxième biopolymère après la cellulose. La biomasse cumulée entre la cellulose et la lignine représente environ 70% de la biomasse totale. La lignine est un polymère constitué par trois types de monomères différents : le coniféryle, le p-coumaryle, et les alcools sinapiques. La fraction de chacun de ces monomère varie de façon importante en fonction de la lignée végétale (Angiosperme, Gymnosperme, etc.), de l'espèce, de l'organe et du tissu.

La lignine se dépose dans la paroi secondaire de certaines cellules végétales. Elle leur confère la solidité, car très résistante à la compression. Etant elle-même hydrophobe, la lignine possède aussi un pouvoir d'imperméabilisation des cellules. On trouve ainsi des parois imprégnées de lignine (lignifiées) dans les cellules de tissus servant au soutien de la plante (sclérenchyme) ou au transport de l'eau et des sels minéraux (xylème). En règle générale, les cellules lignifiées deviennent imperméables et perdent leur cytoplasme. Elles n'acquièrent leur rôle dans le végétal que si la plante meurt. La lignification est un processus fondamental de l'évolution des plantes terrestres. C'est elle qui, en effet, permet la croissance en hauteur des végétaux ligneux. Cette capacité a permis d'avoir un port dressé favorisant la réception de l'énergie lumineuse. L'ensemble de ces acquisitions est un préalable à la conquête du milieu terrestre.

Caractéristique des plantes vasculaires terrestres, la lignine offre également une barrière de protection contre l'attaque microbienne du végétal. En effet, de part sa nature chimique la lignine est une entité extrêmement résistante à divers agents chimiques et à la dégradation biologique. Elle est souvent responsable de la qualité médiocre des fourrages hautement

lignifiés. Certains micro-organismes, en particulier les champignons dits de la pourriture blanche du bois, sont capables de digérer l'entièreté du complexe lignine hémicellulose cellulose et d'améliorer la valeur nutritive des matériaux lignocellulosiques.

I.4. Les composés phénoliques

Les polyphénols sont une famille de métabolites secondaires des plantes. Ils comprennent une grande diversité de molécules, basées sur un ou plusieurs motifs phénol plus ou moins substitués, et présentant des structures et des propriétés très variées (Thèse Guissé). Ils participent aux mécanismes de défense de la plante (protection contre les attaques fongiques, contre le rayonnement UV,…). Ce sont aussi les pigments de la plupart des fleurs et des fruits rouges ou bleus et de ce fait ils contribuent à l'attraction des insectes pollinisateurs et à la dissémination des graines. Les polyphénols les plus abondants dans les végétaux sont les tanins qui se caractérisent par leur astringence. De nombreux polyphénols sont à l'origine de l'amertume de l'olive et de celle du pamplemousse. Les composés phénoliques réduisent la vitesse de décomposition de la matière organique en produisant des complexes tannins-proteines (Gayon, 1972). L'oxydation des composés phénoliques et leur complexation avec les protéines réduisent leur activité inhibitrice (Waterman et Mole, 1994). Par ailleurs une partie des phénols solubles est très facilement dégradable. Les effets des composés phénoliques diminuent généralement avec le vieillissement des litières.

II. La décomposition des résidus végétaux

La décomposition des résidus végétaux par les microorganismes du sol aboutit à la formation de composés minéraux (minéralisation) et d'humus (humification).

II.1. Les processus de minéralisation de l'azote

La minéralisation de l'azote se fait en plusieurs étapes.

II.1.1. L'ammonification

L'ammonification est le processus de transformation de l'azote de la matière organique (protéines, sucres aminés, bases puriques et pyrimidiques) en azote ammoniacal. Le processus d'ammonification est dirigé essentiellement par des peptidases et des protéases (Stevenson, 1986). En fonction du pH du milieu, l'ammoniaque peut être ionisé (NH_4^+) ou non ionisé (NH_3). L'azote ammoniacal n'est qu'un état transitoire entre l'azote organique et l'azote nitrique.

L'organisation ou immobilisation se produit lorsque les bactéries utilisent l'azote disponible du sol pour décomposer du matériel riche en carbone (> 40 C/N). Il est important de noter que l'immobilisation sous-entend une multiplication bactérienne et donc, que les conditions doivent être adéquates, notamment quant à la température et l'humidité du sol.

II.1.2. La nitrification

La nitrification consiste en l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal en nitrates. Elle est effectuée en présence d'oxygène par des bactéries autotrophes qui utilisent l'azote ammoniacal (NH_4^+) et les carbonates (HCO_3^-) comme source d'énergie. Cette transformation est réalisée en deux étapes : la nitritation, suivie de la nitratation (Waringtion, 1878).
La nitritation est l'oxydation de l'azote ammoniacal (NH_4^+) en azote nitreux (NO_2^-) par des bactéries autotrophes du genre *Nitrosomonas, Nitrosococcus ou Nitrospira*. La transformation chimique de l'azote ammoniacal s'effectue de la manière suivante :

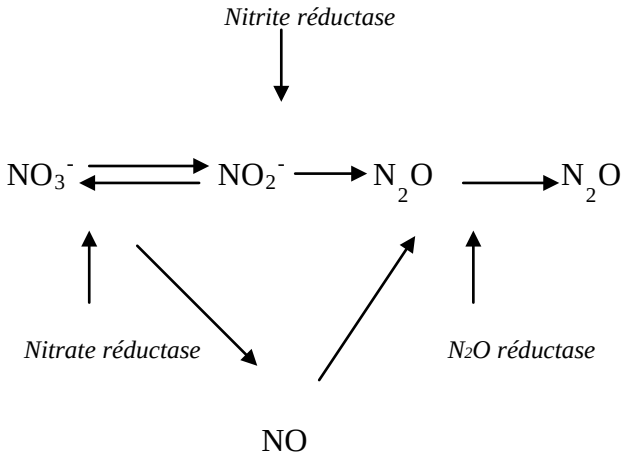
$$NH_4^+ + 3/2O_2 \longrightarrow NO_2^- + H_2O + 2\,H^+$$

La nitratation est un processus dans le quel les bactéries du genre *Nitrobacter* oxydent les nitrites (NO_2^-) formés lors de l'étape de nitritation en nitrates (NO_3^-).

$$NO_2^- + 3/2O_2 \longrightarrow NO_3^-$$

II.1.3. La dénitrification

La nitrification peut être suivi de la dénitrification qui permettra de boucler le cycle de l'azote avec la production d'azote moléculaire, lorsque le milieu devient anoxique. La dénitrification est un processus respiratoire microbien au cours duquel des micro-organismes sont capables de substituer à l'oxygène des formes oxydées de l'azote comme accepteur terminal d'électrons dans leur chaîne respiratoire. Les oxydes d'azote solubles, nitrates (NO_3^-) ou nitrites (NO_2^-), sont transformés en composés gazeux : oxyde nitrique (NO), protoxyde d'azote (N_2O) et/ou diazote (N_2) selon la chaîne de réactions suivante:



Les différentes étapes de la dénitrification

Les bactéries dénitrifiantes au sens strict sont des bactéries capables de réduire NO_3^- ou NO_2^- en N_2O et/ou N_2 et qui peuvent utiliser l'énergie libérée au cours de cette réduction pour se développer (Mahne et Tiedje, 1995). Parmi les micro-organismes hétérotrophes présents dans les sols cultivés, 1 à 5 % d'entre eux sont des dénitrifiants (Tiedje *et al.*, 1982). Selon Lensi *et al*, (1995), les organismes dénitrifiants représentent 10 % des bactéries totales en sol cultivé. Les 2/3 de la microflore réduisent les NO_3^- en NO_2^-, mais seulement un faible pourcentage semble capable de réaliser toute la chaîne de réactions (Germon et Hénault, 1994).

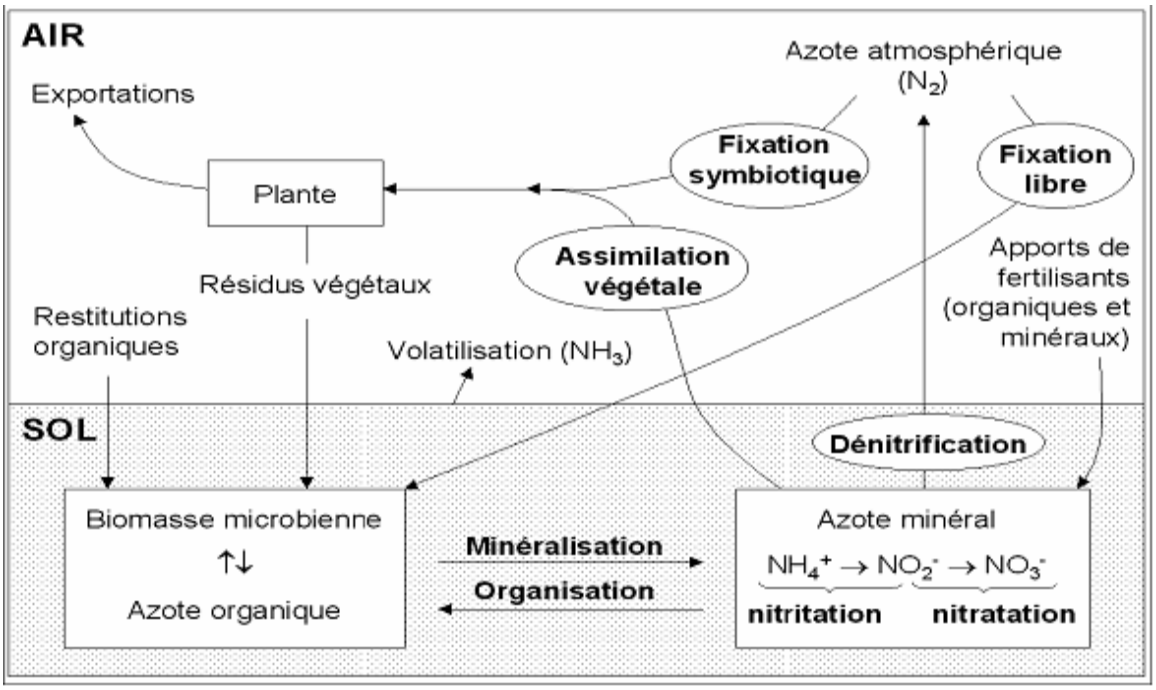


Figure 1: Cycle de l'azote dans le sol. D'après Recous *et al*, (1995).

II.2. Les processus d'humification

L'humification est un processus par lequel la matière organique du sol est décomposée et partiellement transformée en une substance brute, noirâtre et colloïdale appelée humus. Ce processus permet à la matière organique faiblement biodégradable de subir une lente métabolisation la conduisant à la formation de molécules complexes de type substances humiques (SH). Ces substances représentant une part importante de la demande chimique en oxygène (Christensen *et al*., 2001). Dans l'environnement, les substances humiques sont constituées par des réactions secondaires de synthèse (condensation) lors de processus de dégradation et de transformation des matières organiques sous l'action microbienne (Senesi et Loffredo, 1999). Elles peuvent se scinder en humines insolubles à tous pH, en Acides Fulviques (AF) solubles à tous pH et en Acides Humiques (AH) insolubles uniquement à pH acide (Thurman, 1985).

Dans le sol, la formation des substances humiques à partir de débris animaux et végétaux repose sur plusieurs voies décrites par Stevenson (1982) (Figure 2). La voie 1 représente la théorie classique, popularisée par Waksman (1936), selon laquelle les substances humiques représentent des lignines modifiées. La voie 2 correspond à la théorie d'une transformation de la lignine en polyphénols puis en quinones. La voie 3 considère la production de polyphénols bactériens transformés en quinones et la voie 4 la condensation des sucre-aminés.

En effet, les substances humiques (AH et AF) ne constituent pas des composés bien spécifiques, mais correspondent à l'ensemble des composés d'un milieu possédant certaines propriétés chimiques identiques. Par conséquent, il est très difficile de distinguer les véritables SH, résultant des processus d'humification, des composés ayant les mêmes propriétés qu'elles. Ainsi, Hedges (1988) rapporte que des composés répondant aux définitions des AH et AF sont formés à deux stades différents du turnover de la matière organique naturelle : en phase de minéralisation et en phase d'humification. En effet, la dégradation des biopolymères organiques peut conduire à la formation de composés de type AH qui en se décomposant donnent des composés de type AF qui donnent à leur tour de plus petites molécules organiques. Cette dernière fraction organique, définie fréquemment comme de la MO labile (Stevenson, 1982), est alors directement minéralisée ou bien impliquée dans les processus d'humification. Dès lors des réactions de condensations biotiques ou abiotiques interviennent sur ces petites molécules pour donner en premier lieu des AF puis des AH et finalement de la matière organique kérogène.

Par conséquent la dégradation tout comme l'humification conduisent à la formation de molécules répondant aux critères de définition des AH et des AF, mais les composés formés sont théoriquement différents. De plus, Weber et Huang (2003) introduisent également l'idée que la dégradation des composés anthropogènes, tout comme les substances naturels, peut également engendrer des composés apparaissant comme des SH. Aussi, il est probable d'observer simultanément des SH de décomposition et des SH d'humification mais difficile de les distinguer.

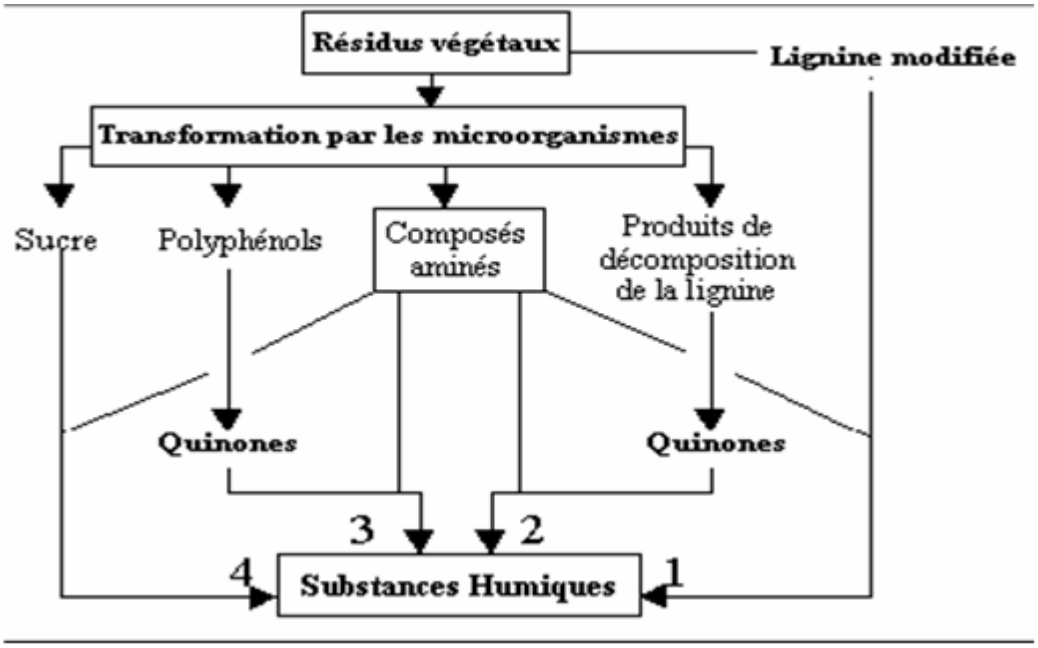


Figure 2 : Mécanismes de formation des substances humiques dans le sol (Stevenson, 1982).

III. Les facteurs affectant la décomposition des résidus végétaux

De nombreux facteurs biotiques et abiotiques contrôlent la décomposition des résidus végétaux. Parmi ces facteurs, on peut citer la température et l'humidité, le pH du sol, la composition minérale du sol, la nature et composition biochimiques des résidus organiques et les communautés microbiennes.

III.1. La température et l'humidité

La transformation des résidus végétaux sous forme minérale se fait par des processus biochimiques effectués par des micro-organismes. Cette transformation peut être influencée par les facteurs qui affectent l'activité microbienne. Les facteurs principaux affectant la

minéralisation de ces résidus sont la température et l'humidité (Browder et Volks, 1978 ; Xueyong, 1992).

Les processus microbiens sont les plus actifs, globalement à des températures variant de 20 à 35 °C (Kaila *et al.*, 1953). Des travaux de Avnimelech (1971) ont montré qu'une élévation de la température de 24 °C à 36 °C double la nitrification. Ainsi la température optimale serait de 30 °C et, qu'en dessous de 5 °C, presque aucune formation de nitrate ne se produirait par minéralisation (Stevenson, 1986). L'oxygène et le CO_2 nécessaires aux micro-organismes nitrificateurs sont contenus dans les pores du sol ; par conséquent, une humidité excessive saturant les pores réduit l'aération du sol et l'activité nitrifiante (Stevenson, 1986). Le maximum de minéralisation serait atteint à une humidité correspondant à 60 à 80 % de la capacité de rétention en eau, tandis que le pic de dénitrification se produirait pour une humidité égale à la rétention en eau maximale (Scheffer, 1976). En sol inondé, la minéralisation anaérobie qui s'effectue en absence d'oxygène remplace la minéralisation aérobie, mais le taux de minéralisation est généralement plus faible (Tate, 1985).

III.2. Le pH du sol

Le pH est le paramètre influençant le plus le type d'humus produit au final. En effet, la dégradation de la matière organique, et l'humification qui se poursuivra, sont de bien meilleure qualité si ce sont des bactéries qui s'en chargent, plutôt que des champignons. Or les bactéries « aiment » mieux les sols neutres ou très légèrement alcalins que les sols acides. Dans les sols acides, ce sont les champignons qui s'occupent de la dégradation des matières organiques. Mais le métabolisme fongique est de bien moins bonne qualité que celui des bactéries.

III.3. La composition minérale du sol

La teneur en azote du sol est le facteur qui intervient de la façon la plus explicite dans la minéralisation de l'azote. Des études ont mis en évidence une relation positive entre la minéralisation de l'azote et le contenu en carbone (Griffin et Laine, 1983) et en azote (Marion et Black, 1987) dans les sols. Ainsi, Puustjarvi (1970) propose un seuil de 17 g N kg^{-1} au-delà duquel la minéralisation de l'azote organique se produit. Ford *et al.* (1989) suggèrent que le rapport C/N du sol est le meilleur prédicateur de la minéralisation de la matière organique. Janssen (1996) a trouvé une relation linéaire négative entre la quantité d'N organique minéralisable et le rapport C/N du sol. Le maximum de décomposition de la M.O. est associé

à un rapport C/N inférieur à 29 (Puustjarvi, 1970). L'azote minéral du sol contenu dans la zone où se trouvent les résidus organiques en décomposition peut être un facteur limitant de la décomposition. Si la quantité d'azote minéral s'annule, l'organisation s'arrête et le rapport C/N de la biomasse microbienne diminue. Il en résulte une moindre organisation et une moindre reminéralisation ultérieure (Nicolardot *et al*., 2000).

III.4. Les communautés microbiennes

Les micro-organismes du sol jouent un rôle primordial dans la dégradation de la litière superficielle. Dans les premières étapes de décomposition des résidus végétaux, on assiste avant tout à une minéralisation des sucres simples de la fraction soluble, immédiatement hydrolysés par la respiration microbienne pour donner du CO_2. Puis entre en jeu une flore plus spécialisée dans la dégradation de la cellulose (bactéries et champignons cellulolytiques), qui fournit en condition aérobie de nouveaux sucres simples. Dans les zones anoxiques, il apparaît de l'éthanol, des acides organiques, du CO_2 et du méthane. Lorsque ce dernier diffuse dans une zone plus oxygénée, il peut être oxydé en CO_2 par certaines bactéries. La complexité moléculaire des lignines nécessite l'intervention de champignons aérobies (Basidiomycètes, Ascomycètes), grands consommateurs des polyosides produits par l'activité de la microflore cellulolytique. Ces deux types de décomposeurs agissent donc en synergie sur la décomposition de la lignine.

Il peut arriver que les résidus organiques ne puissent plus être dégradé par les micro-organismes. Dans ces conditions, la matière organique est incorporée dans les composés humiques, dont certaines formes peuvent subsister plusieurs milliers d'années dans le sol. Il est accepté que plus leur rapport C/N soit élevé, plus les résidus fournissent de l'humus stable. La présence de macromolécules fortement polymérisées et de conditions limitantes en azote favorise également l'humification.

Contrairement à l'idée reçue que la grande majorité des microorganismes se trouvent dans la plupart des milieux, on sait maintenant que la composition des communautés microbiennes varie, notamment en fonction du type de couvert végétal. La communauté microbienne peut moduler le fonctionnement de l'écosystème indépendamment des conditions de milieu (Schimel et Gulledge, 1998).

III.5. La nature et la composition biochimique des résidus végétaux

La nature et la composition des résidus végétaux sont deux éléments qui peuvent affecter la transformation des formes organiques en formes minérales.

III.5.1. Nature des résidus végétaux

Le contact des résidus végétaux avec le sol joue un rôle très important dans la décomposition de la matière organique. Selon Recous *et al.,* (1995) plus le contact entre les résidus végétaux et le sol est intime, plus la décomposition est rapide. Ainsi le broyage des résidus augmente leur surface de contact avec le sol. Il permet également d'améliorer leur distribution dans le sol.

D'autres auteurs (John, 1973 et Rochow, 1974) ont montré aussi que la nature des résidus végétaux peut influer sur leur décomposition. En effet la litière issue des feuilles se décompose beaucoup plus rapidement que les brindilles et les branches. Par ailleurs, les feuilles d'ombre qui sont plus tendres disparaissent plus rapidement que les feuilles de lumière (Williams et Gray, 1974).

III.5.2. Composition biochimique des résidus végétaux

De nombreuses études ont montré une corrélation significative entre la décomposition des résidus et leur teneur en carbone, en azote (ratio C/N), en composés phénoliques et en lignine.

Le ratio C/N

Le ratio C/N permet de prévoir l'importance de l'immobilisation nette ou de la minéralisation nette lors de l'incorporation au sol d'un substrat organique (Dommergues et Mangenot, 1970 ; Swift *et al.,* 1979). L'apport de matière organique dans le sol entraîne une explosion biologique. Ce qui fait que les besoins en énergie des micro-organismes sont très importants pendant les premiers jours (Allison, 1973). Le ratio C/N diminue en fonction du temps. Le carbone est perdu continuellement mais l'azote est immobilisé dans les tissus des micro-organismes. Lorsque le ratio C/N des résidus végétaux apportés est trop élevé, les micro-organismes puisent alors dans les réserves du sol, rentrant ainsi en compétition avec les plantes. Suivant l'évolution, la communauté initiale meurt et l'azote ainsi libéré est assimilé par les populations subséquentes ou par les plantes (Allison, 1973). La minéralisation nette apparaît quand le ratio C/N de la matière organique chute à un niveau pour le quel la concentration en azote n'est pas limitée, c'est-à-dire au niveau du ratio C/N des micro-organismes (Swift *et al.,* 1979). Le ratio critique de C/N se situe autour de 20-25

(Dommergues et Mangenot, 1970 ; Swift *et al.*, 1979). Un substrat à C/N faible favorise donc la minéralisation nette alors qu'un autre à C/N élevé favorise l'immobilisation nette (Dommergues et Mangenot, 1970). Cependant cet indice n'est valable que si le carbone et l'azote du substrat sont minéralisés à la même vitesse (Dommergues et Mangenot, 1970). Or lors de l'apport d'un substrat à forte teneur en lignine, le carbone est libéré beaucoup plus lentement. De ce fait, le ratio C/N est un bon indice seulement quand la matière organique est pauvre en lignine.

La concentration en polyphénols

Elle varie selon la taille, l'age et l'espèce végétal (Scheffer et Cowling, 1966 ; Kaarik, 1974). Les teneurs en polyphénols les plus élevées se retrouvent dans le bois de cœur à la base du tronc. Elles diminuent en fonction de la grosseur des parties de l'arbre considérées (Scheffer et Cowling, 1966). Ainsi, la concentration en polyphénols dans les rameaux est la moins élevée (Larochelle, 1993). La teneur en composés phénoliques peut affecter la décomposition et le turn-over des résidus végétaux (Swift *et al.*, 1979 ; Muller *et al.*, 1987). Des études menées par (Scheffer et Cowling, 1966) montrent que les composés phénoliques peuvent inhiber l'action des micro-organismes, voire même avoir des effets toxiques, fongicides et antibiotiques (Mckey, 1978). Les phénols sont enfermés dans la vacuole où ils se combinent à des sucres pour former des glucosides inactifs. Quand les micro-organismes attaquent le bois ou le feuillage, les glycosides sont hydrolysés, libérant ainsi les phénols sous forme active. Ces derniers peuvent être oxydés en quinones, devenant alors beaucoup plus toxiques permettant ainsi à l'arbre de se défendre.

La concentration en lignine

Dans de nombreux écosystèmes forestiers, la concentration en lignine est corrélée à la vitesse de décomposition (Coleman *et al.*, 1989). Certains auteurs affirment que la teneur en lignine joue un rôle plus important que le rapport C/N (Laishran et Yadava, 1988). Dans une forêt tropicale d'Inde, la teneur en lignine explique 59 % de la variabilité de la perte de poids de la litière (Upadhyay et Singh, 1989). Pendant la première année après la chute de litière, la décomposition est généralement liée à la concentration en azote. Cependant, étant donné que dans les régions tropicales la décomposition est précoce et rapide, toutes les vitesses de décomposition sont essentiellement corrélées à la teneur en lignine. Ainsi, dans les régions tropicales, la connaissance de la teneur en lignine permet de prédire les vitesses de décomposition avec assez de précision.

II^{ème} PARTIE : MATERIEL ET METHODES

Chapitre 3: LE MATERIEL

I. Le sol

Le sol étudié a été prélevé au niveau de la zone des Niayes de Pikine. Cette zone fait partie de la grande Niaye qui s'étend sur une bande côtière de 180 Km de long entre Dakar et Saint-Louis (14°37 et 16°2 de latitude nord ISRA, 1997) et une largeur variant de 5 à 30 Km à l'intérieur des terres (Figure 3).

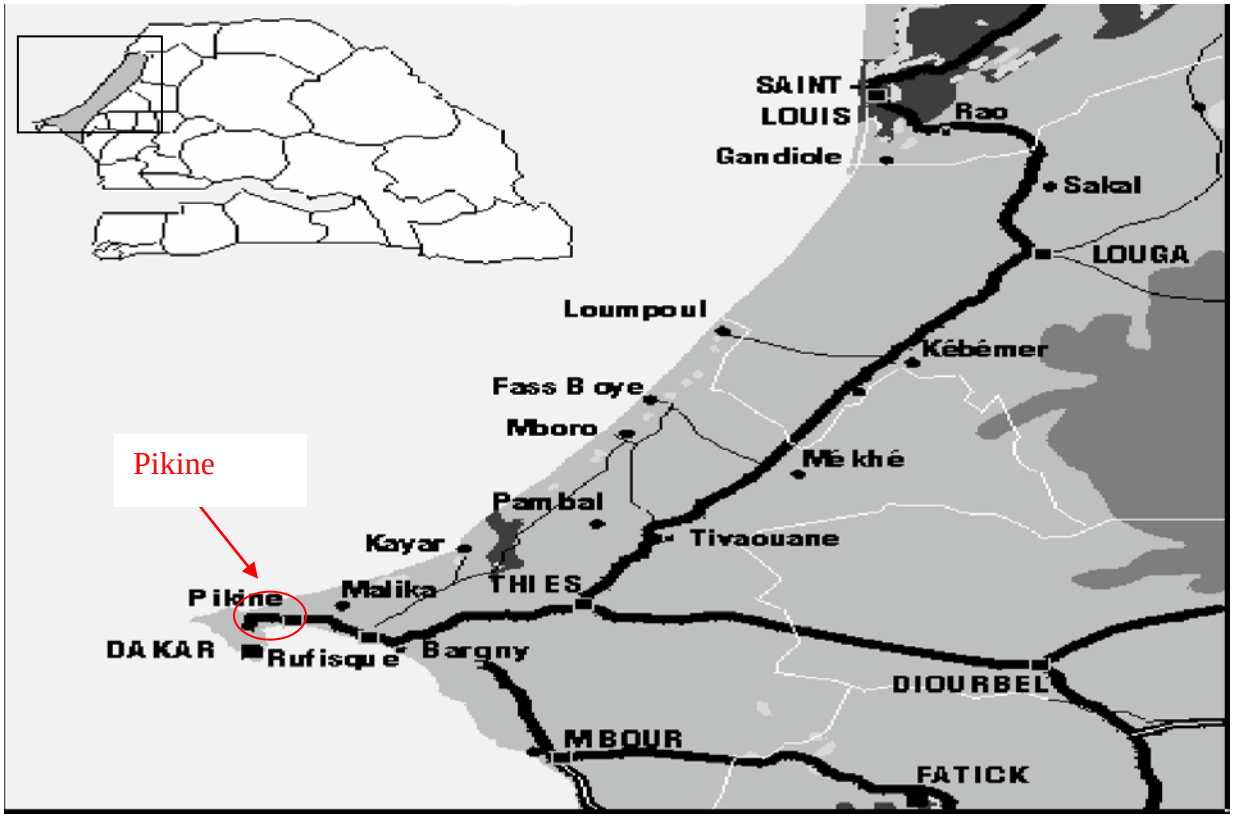


Figure 3: Localisation de la zone des *Niayes* (Fall *et al*., 2000).

Le sol est prélevé sur des parcelles irriguées avec les eaux de nappe et les eaux usées. Un échantillonnage composite de six prélèvements a été effectué sur l'horizon 0-10 cm dans chaque parcelle. Le sol est ensuite séché puis tamisé à 2mm pour enlever les cailloux et les graviers.

Les caractéristiques des sols sont présentes dans le Tableau 1 (Ndour, 2004).

Tableau 1: Caractéristiques chimiques des sols de la zone des Niayes de Pikine (Ndour, 2004)

	Argiles	Limon fin	Limon grossier	Sable fin	Sable grossier	Ca	Mg
			%			meq	
Sol (Eau de nappe)	3,8	0,75	1,75	54,53	40,2	4,47	2,55
Sol (Eau usée)	4,13	1,37	1,77	36,37	57,83	1,05	0,69

II. Les eaux d'arrosage

Deux types d'eaux ont été utilisés dans l'expérimentation en serre pour voir l'impact de la qualité des résidus sur les rendements. Les essais ont été arrosés avec les eaux de nappe et les eaux usées provenant de la zone d'étude. Les eaux sont recueillies dans des bidons en plastiques et sont acheminés à Bel Air.

II.1. Les eaux de nappe

Il s'agit des eaux de nappe phréatique provenant des puits de 1,5 à 3m de profondeur. Ces eaux sont ensuite utilisées par certains maraîchers pour l'irrigation des cultures (Planche 1).

II.2. Les eaux usées

Il s'agit d'eaux usées domestiques récupérées dans des puits (1,5 à 3 m de profondeur) par des branchements secondaires effectués sur le réseau d'irrigation de la ville de Pikine. Ces eaux usées brutes non traitées sont ensuite utilisées pour irriguer les cultures maraîchères (Planche 2).

Planche 1 : Puit de 1à 3 m de profondeur, contenant de l'eau de nappe

Planche 2 : Puit recueillant les eaux usées domestiques

III. Le matériel végétal

Trois types de résidus végétaux ont été utilisés dans notre expérimentation, il s'agit :

- Des résidus de *Faidherbia albida*
- Des résidus de *Casuarina équietifolia*
- Des résidus d'*Arachis hypogeae* (coques).

Ces différents résidus ont été récoltés dans le bassin arachidier (*Faidherbia albida* et *Arachis hypogeae*) et à Malika (*Casuarina equisetifolia*). Ils ont été broyés à 0,75 mm.

III.1. Faidherbia albida

Faidherbia albida est une légumineuse qui appartient à la famille des Mimosacées (Planche 3). C'est un grand arbre de 15 à 25 m de hauteur et sa longévité peut atteindre près de 200 ans. Les feuilles sont bipennées et les épines droites, fortes et épaisses à la base. Le fruit est une gousse orange de 10 à 15 cm de long et de 2 à 3 cm de large en spirale (Giffard, 1971 ; Maydell, 1983). Une des caractéristiques essentielles de l'arbre est l'inversion de son cycle phénologique ; il perd ses feuilles en saison des pluies et les retrouves dès le début de la saison sèche froide. C'est un arbre qui peut supporter de longues sécheresses. Il prolifère entre les isohyètes 300 à plus de 1800 mm, mais son optimum écologique se situe entre 500 et 800 mm. Il colonise les sols sableux et est caractérisé par un enracinement profond qui lui permet de trouver l'eau jusqu'à 40 m dans le sol à cause de son long pivot. *Faidherbia albida* est intégré depuis longtemps dans les systèmes agro-pastoraux de la zone Soudano-Sahélienne. Considéré par les population comme l'arbre miracle, il a finit par s'imposer au sein des terroirs du bassin arachidier comme le prouve l'importance des parcs existants. *Faidherbia albida* est une espèce ubiquiste et se reproduit le plus souvent par graines qui sont en général disséminées après un transit dans le tube digestif des ruminants qui constituent un maillon indispensable au cycle végétatif de la plante.

Planche 3 : Branches de *Faidherbia albida*

III.2. Casuarina equisetifolia

Arbre australien de la famille des *Casuarinacées*, *Casuarina equietifolia* (Planche 4) plus connu sous le nom de Filao peut atteindre jusqu'à 40 m de hauteur. Sa croissance est rapide

avec un port élancé et une cime souvent penchée. Son feuillage est persistant avec des aiguilles fines de 15 à 20 cm de longueur. Ses fleurs sont apérianthées, regroupées en chaton (épi unisexué). Chaque carpelle s'ouvre de manière indépendante pour donner un fruit. Ce dernier en forme de cône rond, de 1 à 2 cm de diamètre contient des akènes. *Casuarina equietifolia* résiste à la sécheresse et à la salinité. Il est utilisé comme brise-vent en bord de mer dans les régions tropicales. Le Filao vit en symbiose avec les actinomycètes du genre Frankia. Ces actinomycètes évoluent sous forme de filaments rayonnants, au niveau du système racinaire, pompant l'azote atmosphérique de l'air pour enrichir le sol. Cette symbiose permet à l'arbre de s'installer de façon pionnière.

Planche 4 : Aiguilles de *Casuarina equisetifolia*

III.3. Arachis hypogeae

Arachis hypogeae est une herbacée annuelle qui peut atteindre une hauteur de 20 à 70 cm selon les variétés et les conditions du milieu. Le feuillage de l'arachide est tendre et ses fleurs jaunes sont typiques des fleurs de *Papilionacées*. Les *Papilionacées* forment une sous-famille dans la famille des Légumineuses et sont encore appelées Fabacées. Les fleurs de l'arachide, après fécondation, donnent des fruits qui ne se développent pas à l'air libre mais dans le sol où ils sont conduits par des organes à structure de tige qui les y enterrent. Au champ, les arachides forment un tapis relativement tendre et continu qui couvre parfaitement le sol. Comme beaucoup de légumineuses, l'arachide vit en symbiose avec un rhizobium qui s'installe dans ses racines en y provoquant l'apparition de nodules. Les rhizobiums sont des bactéries qui fixent l'azote de l'air et le fournissent sous forme assimilable aux racines. L'arachide est dite pour cela "fixatrice d'azote". L'azote fixé contribue à la nutrition minérale

de la plante et peut même enrichir le sol. L'arachide est une plante rustique résistante à la sécheresse et pouvant se contenter de sols légers.
Dans cette étude, nous avons utilisés les coques d'arachide comme amendement (Planche 5).

Planche 5 : Coques d'*Arachis hypogeae*

Chapitre 4: METHODES D'ANALYSE

I. Le dispositif expérimental

L'expérimentation réalisée en serre et consiste à utiliser des résidus végétaux de qualité différente comme apport organique. L'effet de ces résidus végétaux sur le fonctionnement microbiologique et la production végétale a été étudié.

Ainsi nous avons quatre traitements pour les résidus végétaux que sont:

- coques d'*Arachis hypogeae*
- résidus de *Casuarina equisetifolia*
- résidus de *Faidherbia albida*
- sans apport de résidus végétaux (Témoin)

Pour chaque traitement nous avons 7 répétitions, et pour chaque répétition, 5Kg de sol sont mélangés avec le résidu correspondant à 2% (2g de résidu pour 100g de sol) au niveau de l'horizon 0-5cm du pot.

Le dispositif est de type randomisé. L'arrosage se fait tous les 48 heures en fonction de la capacité au champ qui est de 8% (8ml d'eau pour 100g de sol).

Nous avons donc au total 56 unités élémentaires dont 24 ont été utilisées en cours d'essai pour des échantillons destructifs.

L'expérimentation a duré environ 3 mois et a été effectué en présence d'une plante test (tomate (*Lycopersicon esquilentum*)) afin d'évaluer la réponse d'une culture aux différents traitements.

II. Analyses

II.1. Analyse des eaux d'arrosage (NH_4^+, $NO3^-$)

Les teneurs en nitrate et ammonium contenues dans les eaux d'arrosage ont été analysées. Le dosage des eaux d'arrosage s'est effectué par colorimétrie. Pour l'ammonium, le dosage est réalisé par la réaction de Berthelot modifiée au bleu d'indophénol. Le magnésium, ainsi que les métaux qui comme l'aluminium, le fer, le titane qui pourraient interférer sur le dosage ont été complexés par un mélange EDTA et de tartrate double de sodium et de potassium. La réaction de Berthelot donne une coloration bleue à la longueur d'onde de 660 nm.

Pour le nitrate, le dosage est réalisé par réduction en nitrite puis réaction colorée avec la sulfanilamide en milieu acide pour former un composé diazo avec le N-1 naphtiléthylène

diamine dichlorohydrate (réactif de Griess). Le nitrate est séparé des matières organiques des extraits par dialyse. La coloration rose est mesurée à la longueur d'onde de 525 nm. Les résultats de l'azote minéral ont été exprimés en $mgNL^{-1}$.

II.2. Caractérisation biochimique des résidus végétaux

Les caractéristiques biochimiques des résidus végétaux (carbone, azote, hémicellulose, cellulose et lignine) ont été déterminées par la méthode de Van Soest (Van Soest, 1963). La méthode de Van Soest est utilisée pour évaluer la matière organique fraîche en quatre pools caractérisés par des vitesses potentielles de décomposition et des rapports C/N. Ce modèle utilise bien entendu beaucoup de paramètres mais ceux-ci sont tous mesurables. Il permet aussi de bien simuler les transformations de l'azote. Les sorties sont les évolutions des pools de matière organique et les productions et consommations journalières et cumulées d'azote.

II.3. Analyse des sols

II.3.1. Mesure de la biomasse microbienne

La biomasse microbienne a été déterminée par la méthode fumigation extraction (Amato et Ladd, 1988). Cette méthode repose sur le dosage par colorimétrie de l'azote alpha- aminé des parois bactériennes. Le dosage est effectué avant (T0) et après une incubation de 10 jours (T10) d'un échantillon de 10g de sol humide dans un milieu saturé en chloroforme (fumigation). La différence entre le T10 et le T0 représente l'azote alpha aminé apparu au cours de la fumigation et provenant de la lyse des microorganismes du sol par le chloroforme. Cet azote alpha aminé est fonction de la quantité de microorganismes présents dans le sol avant la fumigation. La réaction est basée sur la formation d'un composé de couleur pourpre qui apparaît lorsque l'azote est mis en présence de réactif à la ninhydrine. La lecture de la densité optique se fait à la longueur d'onde de 570 nm à pH 5,5. La quantité de carbone présent dans la biomasse a été calculée en multipliant le gain d'azote alpha- aminé libéré lors de l'incubation par le facteur 21 (Amato et Ladd, 1988). Les résultats ont été exprimés en µg Cg^{-1} de sol.

II.3.2. Minéralisation du carbone

L'activité métabolique des organismes du sol peut être estimée par le dégagement de CO_2 ou la consommation d'oxygène par les microorganismes. La mesure de l'activité respiratoire du sol est l'une des plus anciennes techniques d'évaluation de l'activité microbienne et encore

l'une des plus utilisée à ce jour (Nielsen et Winding, 2002). Le principe est basé sur la mesure du dégagement de CO_2 par rapport au volume total d'air en fonction du temps, par l'échantillon de sol incubé dans une enceinte close. Au temps T0 (début d'incubation), sont barbotés les échantillons à l'air comprimé afin de ramener le CO_2 à la pression standard (0,33%). Les échantillons sont ensuite incubés à 28°C pendant une semaine durant la quelle, le flux de CO_2 est mesuré tous les jours par injection directe au chromatographe en phase gazeuse (MTI 200 micro-catharomètre). Les résultats exprimés en % du volume du flacon sont calculés en tenant compte des valeurs de T0 qui donne la quantité de CO_2 de départ.

II.3.3. Le quotient métabolique

Le quotient métabolique (q CO_2) est défini comme le rapport du C de la respiration basale sur le C de la biomasse microbienne. C'est l'une des méthodes de calcul les plus utilisées pour la mesure de l'activité métabolique des micro-organismes du sol. On peut par la suite comparer les sols en fonction du q CO_2 pour une durée déterminée, ou en fonction de la dynamique du q CO_2 pendant toute la durée de l'incubation.

II.3.4. Azote minéral du sol (NH_4^+, NO_3^-)

Dix grammes d'échantillon de sol sont placés dans des pots en plastique de 150 ml fermé hermétiquement. 38 ml de solution de KCl (2M) sont ajoutés à ce sol. Après une heure d'extraction par agitation, la suspension de sol est laissée à décanter pendant une demi-heure environ. 10 ml d'extrait sont ensuite prélevés à l'aide d'une seringue munie d'un filtre de 0,2 µm et récupérés dans des flacons à scintillation (Keeney et Nelson, 1982). Ces flacons sont conservés à -20°C avant le dosage de l'ammonium et du nitrate. Le dosage des échantillons se fait par colorimétrie. S'il s'agit de l'azote ammoniacal, le dosage est réalisé par la réaction de Berthelot modifiée au bleu d'indophénol. Le magnésium, ainsi que les métaux qui comme l'aluminium, le fer, le titane qui pourraient interférer sur le dosage sont complexés par un mélange EDTA et de tartrate double de sodium et de potassium. La réaction de Berthelot donne une coloration bleue à la longueur d'onde de 660 nm. Pour le nitrate, le dosage est réalisé par réduction en nitrite puis réaction colorée avec la sulfanilamide en milieu acide pour former un composé diazo avec le N-1 naphtiléthylène diamine dichlorohydrate (réactif de Griess). Le nitrate est séparé des matières organiques des extraits par dialyse. La coloration

rose est mesurée à la longueur d'onde de 525 nm. Les résultats de l'azote minéral sont exprimés en µg Ng^{-1} sol.

II.3.5. Mesure du potentiel de nitrification

La nitrification est un processus aérobie responsable de l'oxydation de l'ammonium (NH_4^+) en nitrate (NO_3^-). Les bactéries responsables du processus de nitrification sont regroupées dans la famille des *Nitrobactériaceae*. Cette famille contient un groupe de micro-organismes qui oxyde l'ammonium en nitrite (nitritants), et un autre qui oxyde le nitrite en nitrate (nitratants). Pour estimer le potentiel de nitrification d'un sol, on ajoute 20 ml d'une solution formée de 100 ml d'eau, 2,72 g de potassium phosphate anhydre (KH2PO4) à 0,2 M, 3,48 g de dipotassium hydrogénophosphate (K2HPO4) à 0,2 M et 0,66 g d'ammonium sulfate ($(NH4)_2SO4$) à 50 mM dans un erlen contenant 10 g de sol. Les erlen sont recouverts avec du parafilm percé pour permettre la ventilation car le potentiel de nitrification se fait en milieu aérobie. Après 24 heures d'agitation, on ajoute 5 ml d'une solution de KCl à 5M. Le KCl permet d'arrêter la réaction mais aussi de floculer les colloïdes. On laisse décanter une trentaine de minute puis on récupère le surnageant qui sera filtrer et analyser. Le potentiel de nitrification est déterminé par la vitesse d'augmentation de la concentration de N- NO_3^- dans le sol et est exprimé en N- NO_3^- produit par heure.

II.3.6. Mesure du potentiel de dénitrification

La dénitrification est un processus respiratoire microbien au cours duquel des microorganismes sont capables de substituer à l'oxygène des formes oxydées de l'azote comme accepteur terminal d'électrons dans leur chaîne respiratoire. Les oxydes d'azote solubles, nitrates (NO_3^-) ou nitrites (NO_2), sont transformés en composés gazeux : oxydes nitrique (NO), protoxyde d'azote (N_2O) et/ou diazote (N_2). La méthode de Lensi *et al.* (1995) est utilisée pour mesurer l'activité potentielle de dénitrification. Les échantillons de sol sec sont mis à incuber en présence d'une solution composée de glucose (1mg de C-glucose/g de sol = 0,416g/100ml), de l'acide glutamique (1mg de C-acide glutamique/g de sol = 0,408g/100ml), et du nitrate de sodium (100µg de N- NO_3^-/g de sol =0,12g/100ml). Arrivée au stade oxyde nitreux, la réaction est bloquée par de l'acétylène pour empêcher la formation de N_2. Le N_2O ainsi formé est mesuré à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse de type SRA Analytical Instruments (MTI P 200 Microsensor Technology Inc., Fremont, CA, USA) muni d'un détecteur à conductibilité thermique (TCD) et d'une colonne Poraplot qui utilise l'hélium comme gaz vecteur. On réalise le vide dans flacons contenant chacun 10g de sol et

25 mg de chloramphénicol puis on barbote avec de l'hélium pendant 30 secondes. On prélève 10 ml d'hélium du volume du flacon qu'on remplace avec le même volume d'acétylène, on ajoute ensuite 3 ml de la solution après avoir retiré 3 ml du mélange de gaz (hélium-acétylène). Les flacons sont ensuite incubés à 28° C et les mesures sont effectuées 3 heures et 24 heures après.

Les résultats sont donnés en quantité de N_2O libérée par heure.

II.3.7. Mesure de l'activité Déshydrogénase

La déshydrogénase est une enzyme intracellulaire de type respiratoire. L'activité de la déshydrogénase est un bon indicateur du potentiel biologique redox du sol, elle permet de mesurer l'intensité du métabolisme microbien oxydant ainsi que l'activité microbiologique du sol (Quilchano et Maranon, 2002). Cette activité est en général fortement corrélée avec la respiration du sol. La déshydrogénase effectue des transferts d'hydrogène d'un donneur (matière organique) à un accepteur qui est l'oxygène dans le cas des sols aérobies. La mesure de l'activité déshydrogénase est effectuée selon la méthode modifiée de Thalman, 1968. Le principe est basé sur la réduction du Triphényl tétrazolium chloride (TTC) en Triphényl formazin (TPF). Ainsi les échantillons de sol (1g) sont suspendus dans 1ml de TTC (0,4%) contenu dans une solution tampon Tris-HCl (0,1M) et incubés à l'obscurité à 25° C pendant 24 heures. A la fin de l'incubation, le TPF produit est extrait avec une solution de 5 ml d'acétone. La densité optique est lue au spectrophotomètre à 546 nm après agitation pendant 2 heures de temps. Les résultats sont exprimés en µg TPF/g sol/h.

II.3.8. Mesure des paramètres agromorphologiques

Les observations agronomiques ont porté sur le suivi de la croissance en hauteur des plants de tomate, l'évaluation de la biomasse aérienne et racinaire et sur le rendement en fruit.

La croissance en hauteur

Un mois après semis, la hauteur des plants de tomate a été mesurée. A partir de cette date, les mesures sont effectuées toutes les semaines afin d'estimer l'effet des résidus végétaux sur le suivi de la croissance des plants de tomate. La mesure de la hauteur se faisait à l'aide d'un centimètre.

La biomasse aérienne

La biomasse aérienne humide (tige et feuilles) est pesée puis séchée à l'étuve à 60°C pendant 48 heures. Ces résultats ont permis de voir l'effet des résidus végétaux sur la production de biomasse aérienne.

La biomasse racinaire

Comme pour la biomasse aérienne, la biomasse racinaire est estimée et les résultats sont exprimés en grammes.

Le rendement

Le rendement en fruits des plants de tomate a été évalué une seule fois (au moment du dépotage). Les résultats sont exprimés en grammes par pot et ont permis de voir l'impact de l'utilisation des résidus végétaux sur le rendement.

II.4. Analyses statistiques des données

Les analyses statistiques de nos données ont été réalisées avec le logiciel Super ANOVA (Version 1.01) qui est une méthode classique de comparaison de moyenne avec le test de Fisher (Fisher's Protected LSD ; $p< 0.05$).

III^{ème} PARTIE: RESULTATS ET DISCUSSION

Chapitre 5. ANALYSES DES RESULTATS

I. Teneurs en NH_4^+, NO_3^- des eaux d'arrosage

Les résultats sur la teneur en ammonium (NH_4^+) et en nitrate (NO_3^-) sont représentés dans le tableau 2. On constate que la teneur en ammonium est beaucoup plus élevée dans les eaux usées que dans les eaux de nappe. Pour la concentration en nitrate, les valeurs enregistrées dans les eaux de nappe sont plus élevées que celles obtenues dans les eaux usées et le test de Fisher montre que la différence est significative.

Tableau 2: Teneur en ammonium et en nitrate dans les eaux de nappe et les eaux usées

	Eau usée	Eau de nappe
Nitrate (NO3-)	1,51 a	518,76 b
Ammonium (NH4+)	137,2 b	2,25 a

II. Caractéristiques biochimiques des résidus végétaux

Les résultats sur les caractéristiques biochimiques des différents résidus végétaux sont représentés dans le tableau 3. On note que les différents résidus végétaux utilisés dans notre étude présente une composition biochimique différente. Les résidus de coques d'*Arachis hypogeae* et de *Casuarina equisetifolia* sont plus pauvres en azote par rapport aux résidus de *Faidherbia albida* (24,5 mg N/g). Les résultats montrent également un taux de lignine et de cellulose beaucoup plus élevé dans les résidus de coques d'*Arachis hypogeae* par rapport aux litières de *Casuarina equisetifolia* et de *Faidherbia albida*. Les résidus de *Casuarina equisetifolia* présentent des teneurs beaucoup plus élevées en carbone (450,2 mgC/g) par rapport aux résidus d'*Arachis hypogeae* (430,5 mgC/g) et ceux de *Faidherbia albida* (434 mgC/g). Ce dernier présente un ratio C/N plus faible (18) que celui des résidus d'*Arachis hyhpogeae* (43) et des résidus de *Casuarina equisetifolia* (39).

Tableau 3 : Caractéristiques biochimiques des résidus végétaux
C= carbone total
N= azote total

Résidus végétaux	C (mg/g)	N (mg/g)	Hémicellulose	Cellulose	Lignine	C/N
			%			
Arachis hypogeae	430,5	10,4	7,08	38,84	52,7	43
Casuarina equisetifolia	450,2	11,4	5,44	26,62	20,6	39
Faidherbia albida	434,6	24,5	11,82	18,7	8,75	18

III. Caractéristiques physico-chimiques des sols

III.1. Caractéristiques physico-chimiques des sols à To (avant apport des résidus)

Les caractéristiques physico-chimiques des sols avant l'apport des résidus végétaux montrent que les sols arrosés avec les eaux usées ont un pH plus acide (5,68) que les sols arrosés avec les eaux de nappe (Tableau 4). On note aussi que la capacité d'échange cationique, la teneur en azote et carbone sont beaucoup plus élevées dans les sols arrosés avec les eaux de nappe que dans les sols arrosés avec les eaux usées. Cependant le ratio C/N est plus élevé dans les sols arrosés avec les eaux usées (11) par rapport aux sols arrosés avec les eaux de nappe (9).

Tableau 4: Caractéristiques physico-chimiques des sols avant apport de résidus végétaux

	pH	CEC	N (mg g-1)	C (mg g-1)	C/N
Sol (Eau de nappe)	7.23 ± 0.15	3,01 ± 2,02	1,3 ± 0.04	11,4 ± 0,58	9
Sol (Eau usée)	5.68 ± 0.19	1,58 ± 0,3	0,8 ± 0,01	8,81 ± 0,4	11

III.2. Caractéristiques physico-chimiques des sols après apport des résidus au semis et à la récolte

Les caractéristiques physico-chimiques des sols ayant reçu l'apport des résidus végétaux au moment du semis et à la récolte sont représentées dans le Tableau 5. Les résultats montrent au moment du semis (Tableau 5A), sous eaux de nappe une augmentation significative des teneurs en carbone dans les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* (23,41 mg/g) et de coques d'*Arachis hypogeae* (23,76 mg/g) par rapport aux résidus de *Faidherbia albida* (19,83 mg/g). Dans les sols arrosés avec les eaux usées, comparé au traitement témoin, les résidus végétaux ont un effet significatif sur la teneur en carbone du sol. Cependant la qualité de la litière n'a pas d'effet sur la teneur en carbone.

Les sols amendés avec la litière de *Faidherbia albida* enregistrent au moment du semis sous eaux de nappe des teneurs en azote significativement plus élevées (1,79 mg/g) par rapport aux sols amendés avec les autres résidus végétaux et au témoin. La même tendance est observée sous eaux usées.

Sous eaux de nappe, des valeurs de C/N élevées ont été obtenues dans les sols ayant reçu l'apport des résidus de coques d'*Arachis hypogeae* (C/N = 19) par rapport aux résidus de *Faidherbia albida* (C/N = 11) et au témoin (C/N = 11). Les sols amendés avec les litières de *Casuarina equisetifolia* présentent également au moment du semis un C/N relativement plus élevé (C/N = 15) par rapport aux sols amendés avec les résidus de *Faidherbia albida* (C/N = 11). Des résultats similaires sont obtenus sous eaux usées.

Au moment de la récolte (Tableau 5B), on note une réduction des teneurs en carbone dans les sols amendés par rapport au semis. Mais les tendances obtenues au semis sont les mêmes qu'à la récolte. En ce qui concerne les teneurs en azote, les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* et arrosés avec les eaux de nappe enregistrent la valeur la plus élevée (2,04 mg/g). Cependant sous eaux usées, la valeur la plus élevée a été enregistrée par les sols amendés avec les résidus de *Faidherbia albida*.

L'apport de la litière de *Casuarina equisetifolia* (pH = 6,48) entraîne au moment de la récolte une augmentation significative du pH par rapport aux sols amendés avec les autres résidus végétaux (moyenne = 5,8) et le témoin (5,76). Ces mêmes sols présentent également sous eaux de nappe une CEC plus élevée (4,3 meq%) par rapport aux sols amendés avec les coques d'*Arachis hypogeae* (3,41 meq%) et par rapport au témoin (3,04 meq%). Pour la litière de *Faidherbia albida* on note sous eaux de nappe une augmentation significtive ($P < 0,002$) de la CEC (4,11 meq%) par rapport au témoin (3,04 meq%). Sous eaux usées les CEC obtenues dans les sols ne présentent pas différence significative entre les traitements.

Tableau 5: Caractéristiques physico-chimiques des sols amendés avec des résidus végétaux au moment du semis (A) et à la récolte (B).
CEC = capacité d'échange cationique

A

		pH	CEC (meq)	N(mg/g)	C(mg/g)	C/N
Eau de nappe	*Arachis hypogeae*	Nd	Nd	1,56 ± 0,20 bc	23,76 ± 2,3 a	19
	Casuarina equisetifolia	Nd	Nd	1,65 ± 0,11 ab	23,41 ± 1,2 a	15
	Faidherbia albida	Nd	Nd	1,79 ± 0,01 a	19,83 ± 0,6 b	11
	Témoin	Nd	Nd	1,25 ± 0,08 c	11,76 ± 2,1 c	11
Eau usée	*Arachis hypogeae*	Nd	Nd	1,03 ± 0,42 bc	19,8 ± 1,6 a	15
	Casuarina equisetifolia	Nd	Nd	1,23 ± 0,2 ab	18,01 ± 0,5 a	14
	Faidherbia albida	Nd	Nd	1,73 ± 0,13 a	19,01 ± 0,3 a	11
	Témoin	Nd	Nd	0,79 ± 0,06 c	8,62 ± 0,1 b	9

B

		pH	CEC(meq)	N(mg/g)	C(mg/g)	C/N
Eau de nappe	*Arachis hypogeae*	7,5 ± 0,06 ab	3,41 ± 0,16 b	1,65 ± 0,22 b	18,66 ± 2,21 a	12
	Casuarina equisetifolia	7,8 ± 0,12 a	4,3 ± 0,22 a	2,04 ± 0,08 a	19,74 ± 0,69 a	10
	Faidherbia albida	7,3 ± 0,18 b	4,11 ± 0,26 a	1,76 ± 0,26 ab	16,18 ± 2,15 b	9
	Témoin	7,6 ± 0,06 ab	3,04 ± 0,31 b	1,5 ± 0 08 b	11,9 ± 0,46 c	8
Eau usée	*Arachis hypogeae*	5,88 ± 0,008 b	2,19 ± 0,4 a	1,14 ± 0,15 ab	15,49 ± 1,6 a	14
	Casuarina equisetifolia	6,48 ± 0,13 a	2,49 ± 0,1 a	1,08 ± 0,2 b	11,92 ± 1,9 b	11
	Faidherbia albida	5,86 ± 0,05 b	2,36 ± 0,28 a	1,37 ± 0,17 a	13,16 ± 0,53 a	10
	Témoin	5,76 ± 0,07 b	2,21 ± 0,08 a	1,02 ± 0,12 b	9,42 ± 0,77 c	9

IV. Densité et activité microbiologique des sols

IV.1. Densité et Activité microbiologique des sols à To (avant apport des résidus)

L'activité microbiologique des sols avant apport de résidus végétaux est représentée dans le Tableau 6. Les résultats montrent que la biomasse microbienne obtenue sous eaux usées est plus élevée que celle enregistrée sous eaux de nappe mais cette différence n'est pas significative. La même tendance est observée avec l'activité de la déshydrogénase. Le flux de CO_2 est beaucoup plus élevé au niveau des sols arrosés avec les eaux de nappe qu'au niveau des sols arrosés avec les eaux usées (2,63 µg C- CO_2/g sol/jr) et cette différence est significative. Des résultats similaires sont obtenus pour le potentiel de nitrification, le potentiel de dénitrification et le quotient métabolique. En ce qui concerne l'azote minéral du sol les valeurs les plus élevés ont été enregistré dans les sols arrosés avec les eaux usées (88,71 µg N/g sol) et le test de Fisher montre aussi que la différence est significative par rapport aux sols arrosés avec les eaux de nappe.

Tableau 6 : Activité microbiologique des sols à T0 avant apport de résidus végétaux.
B.M= biomasse microbienne ; q CO_2= quotient métabolique
Chaque valeur est la moyenne de trois répétitions. Les données qui sont sur la même colonne et qui ont la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Fisher PLSD ($p< 0,05$)

	B.M totale µg C/g sol	Flux de CO2 µg C-CO2/g sol/jr	Azote minéral µg N/g sol	Potentiel de nitrification µg N-NO3/g sol/h	Potentiel de dénitrification µg N-N2O/g sol/jr	Activité déshydrogénase µg TPF/g sol/h	q CO2
Sol (Eau de nappe)	56,89 a	4,37 b	29,86 a	2,63 b	11,94 b	0,52 a	0,08 b
Sol (Eau usée)	75,22 a	2,6 a	88,71 b	0,00 a	4,81 a	0,77 a	0,03 a

IV.2. Densité et activité microbiologique des sols après apport de résidus végétaux

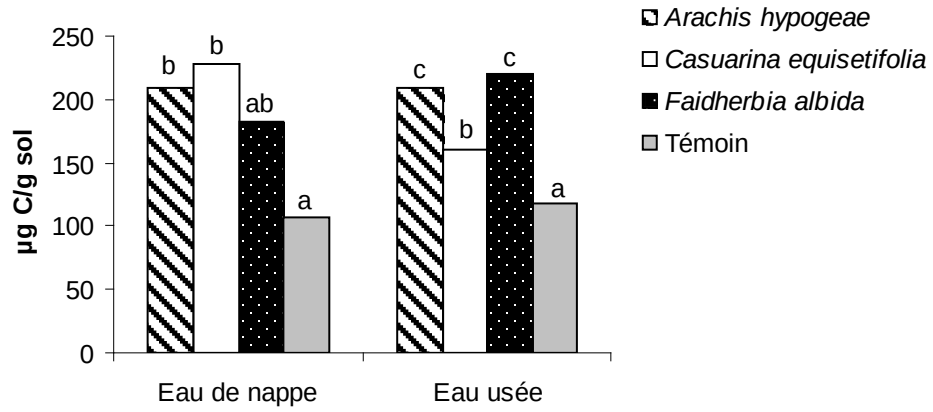
IV. 2. 1. Densité microbienne

Les résultats obtenus au moment du semis (Figure 4A) sous eaux de nappe, montrent une augmentation significative de la biomasse microbienne dans les sols amendés avec les résidus de coques d'*Arachis hypogeae* et de *Casuarina equisetifolia* par rapport au témoin. Pour les sols amendés avec des résidus de *Faidherbia albida*, on note une biomasse microbienne relativement élevée (183 µg C/g sol) mais cette augmentation n'est pas significative par rapport au témoin.

Par contre sous eaux usées, on note une biomasse microbienne significativement plus élevée dans les sols amendés avec des résidus de coques d'*Arachis hypogeae* et de *Faidherbia albida* par rapport au témoin. Contrairement la biomasse microbienne obtenue sous eaux de nappe, la biomasse enregistrée dans les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* sont relativement plus faibles sous eaux usées. Cependant, on note une différence significative par rapport au témoin.

A la récolte (Figure 4B), on note sous eaux de nappe une augmentation de la biomasse microbienne dans les sols amendés avec des résidus végétaux. Cependant cette augmentation n'est pas significative par rapport au témoin. Sous eaux usées, les sols amendés avec des résidus de coques d'*Arachis hypogeae* enregistrent la biomasse microbienne la plus élevée. Cependant selon le test de Fisher cette valeur n'est pas significative par rapport aux valeurs obtenues avec les résidus de *Casuarina equisetifolia* et de *Faidherbia albida*.

A



B

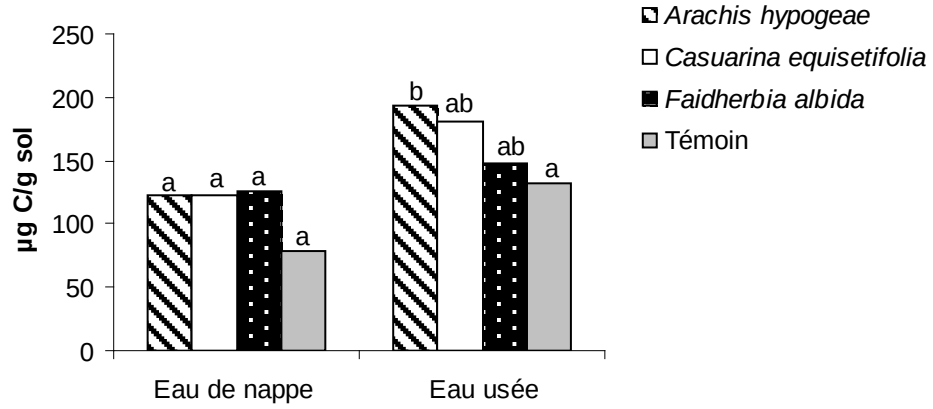


Figure 4 : Biomasse microbienne totale des sols amendés avec différents résidus au moment du semis (A) et à la récolte (B).

Chaque histogramme est la moyenne de trois répétitions, les barres représentent les écart-types. La différence significative entre deux moyennes dans un même type d'eau d'arrosage est marquée par des lettres différentes selon le test de Fisher (P< 0,05).

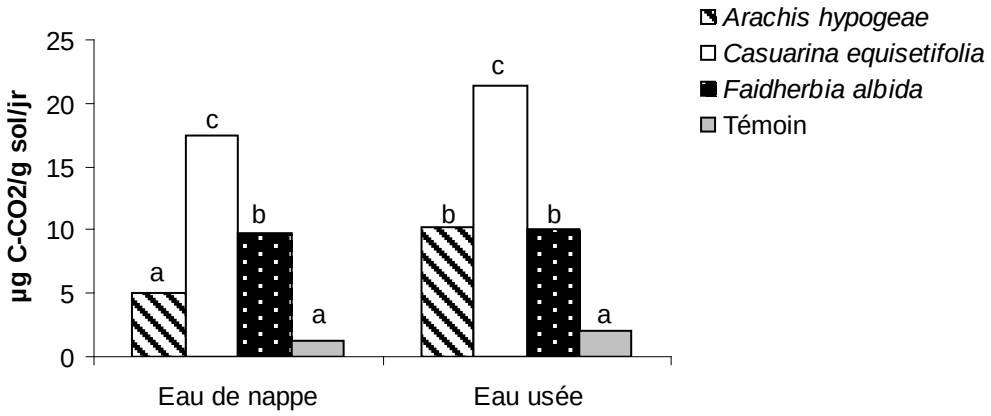
IV. 2. 2. Minéralisation du carbone

Les résultats sur la minéralisation du carbone au moment du semis et à la récolte sont représentés dans la Figure 5. Au moment du semis, on note que dans les sols arrosés avec les eaux de nappe, le flux de CO2 libéré dans les sols amendés avec des résidus végétaux est élevé par rapport au témoin (Figure 5A). Cependant cette augmentation n'est significative que dans les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* (17,39 µg C-CO2/g sol/jr) et de *Faidherbia albida* (9,7 µg C-CO2/g sol/jr).

Des résultats similaires sont obtenus sous eaux usées sauf que dans les sols amendés avec des résidus de coques d'*Arachis hypogeae*, le flux de CO_2 est significativement égale à celui obtenu dans les sols amendés avec des résidus de *Faidherbia albida*.

A la récolte (Figure 5B), on note une diminution du flux de CO2 libéré par rapport au moment du semis. Sous eaux de nappe, comparé au traitement témoin, les résidus végétaux ont un effet positif sur la minéralisation du carbone. Cependant la qualité de la litière n'a pas d'effet significatif sur le flux de CO2 libéré. La même tendance est obtenue sous eaux usées.

A



B

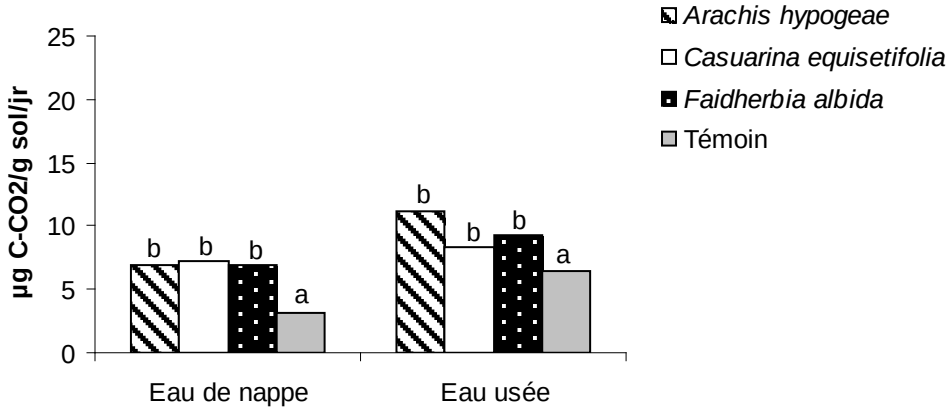


Figure 5: Minéralisation du carbone des sols amendés avec différents résidus au moment du semis (A) et à la récolte (B).

Chaque histogramme est la moyenne de trois répétitions, les barres représentent les écart-types. La différence significative entre deux moyennes dans un même type d'eau d'arrosage est marquée par des lettres différentes selon le test de Fisher ($P< 0,05$).

IV. 2. 3. Le quotient métabolique

Les résultats sur le quotient métabolique sont représentés dans le tableau 7. Au moment du semis (Tableau 7A), dans les sols arrosés avec les eaux usées, le quotient métabolique est plus élevé dans les sols amendés avec des résidus végétaux comparativement au traitement témoin. Le quotient métabolique enregistré dans les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* est élevé par rapport aux sols traités avec des résidus d'*Arachis hypogeae* et de *Faidherbia albida*. Des résultats similaires sont obtenus au niveau des sols arrosés avec les eaux de nappe.

A la récolte (Tableau 7B), la valeur du quotient métabolique est constante et égale à 0,05 dans les sols arrosés avec les eaux de nappe.

Tableau 7 : Quotient métabolique des sols amendés avec des résidus végétaux au moment du semis (A) et à la récolte (B).
Chaque valeur est la moyenne de trois répétitions.

A

	qCO2	
Traitements	Eau usée	Eau de nappe
Témoin	0,01	0,01
Arachis hypogeae	0,05	0,02
Casuarina equisetifolia	0,13	0,08
Faidherbia albida	0,05	0,05

B

	qCO2	
Traitements	Eau usée	Eau de nappe
Témoin	0,04	0,05
Arachis hypogeae	0,06	0,05
Casuarina equisetifolia	0,04	0,05
Faidherbia albida	0,06	0,05

IV. 2. 3. L'azote minéral du sol

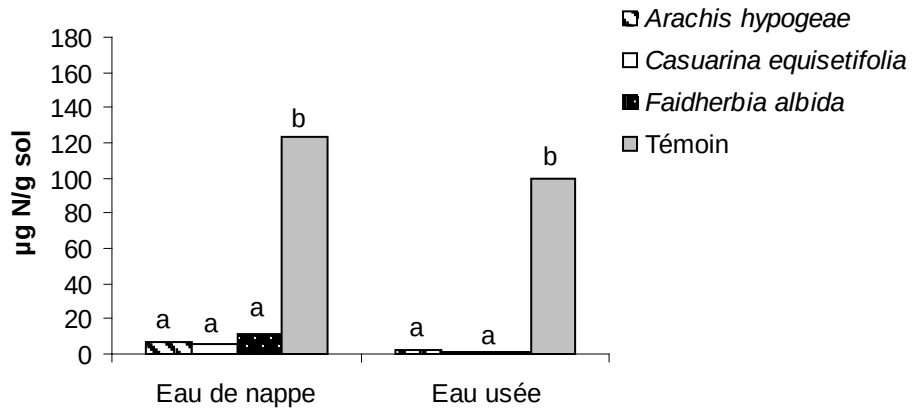
Au moment du semis (Figure 6 A), on note une immobilisation de l'azote minéral du sol dans les sols amendés avec des résidus végétaux. Cette immobilisation est notée aussi bien sous

eaux de nappe que sous eaux usées. Seuls les témoins arrosés avec les eaux usées et les eaux de nappe enregistrent respectivement des valeurs égales à 99,62 µg N/g sol et 123,36 µg N/g sol. Pour les sols amendés avec des résidus végétaux, aucune différence n'est notée entre les traitements.

A la récolte (Figure 6 B), on note une augmentation de l'azote minéral dans les sols amendés avec des résidus végétaux. Sous eaux usées, les résidus d'*Arachis hypogeae* et de *Casuarina equisetifolia* ont un effet plus positif sur la minéralisation de l'azote par rapport aux résidus de *Faidherbia albida*.

Dans les sols arrosés avec les eaux de nappe, ceux amendés avec des résidus d'*Arachis hypogeae* enregistrent des valeurs élevées par rapport aux autres résidus végétaux et au témoin.

A



B

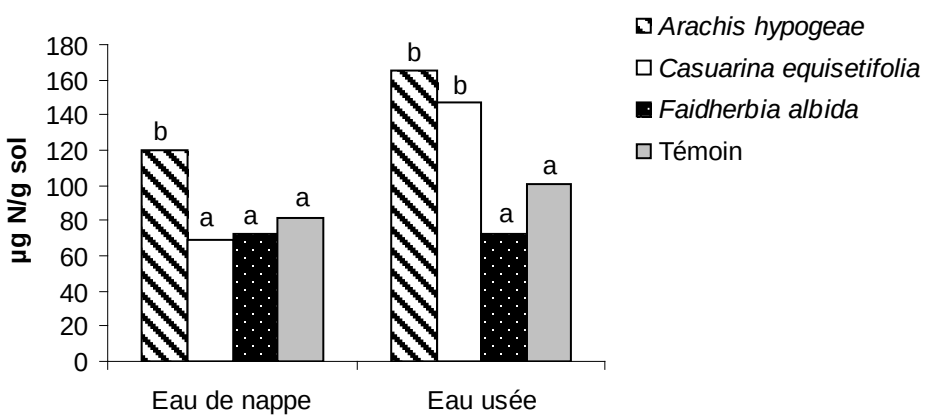


Figure 6 : Azote minéral des sols amendés avec différents résidus au moment du semis (A) et à la récolte (B).

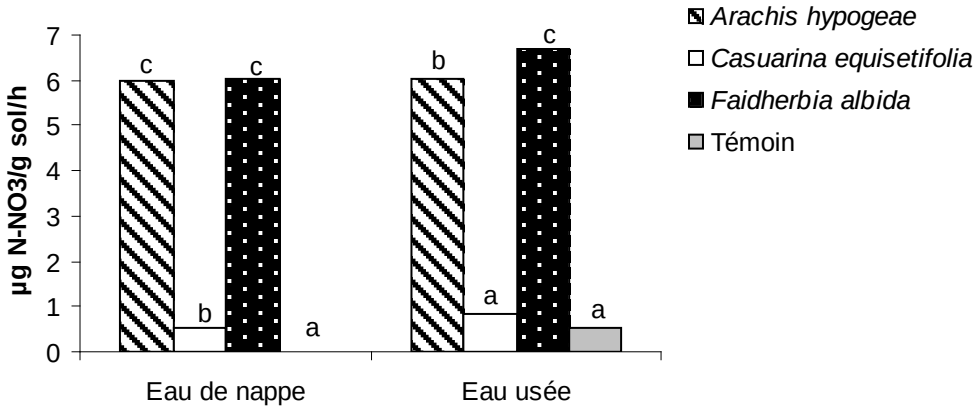
IV. 2. 4. Le potentiel de nitrification

Les résultats sur le potentiel de nitrification du sol au moment du semis et à la récolte sont représentés dans la figure 7. Au moment du semis, sous eaux de nappe, le potentiel de

nitrification enregistré dans les sols amendés avec des résidus d'*Arachis hypogeae* et de *Faidherbia albida* augmente significativement par rapport au témoin et aux sols amendés avec les résidus de *Casuarina equisetifolia* (Figure 7A). Dans ces derniers, la valeur enregistrée est significativement plus élevée que celle obtenue avec le témoin. La tendance est la même sous eaux usées sauf qu'il n'existe pas de différence significative entre les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* et le témoin.

A la récolte (Figure 7B), on note une diminution du potentiel de nitrification des sols amendés par rapport au semis, à l'exception des sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* qui enregistrent une augmentation du potentiel de nitrification dans les sols arrosés avec les eaux de nappe (3,86 µg $N\text{-}NO_3$/g sol/h).

A



B

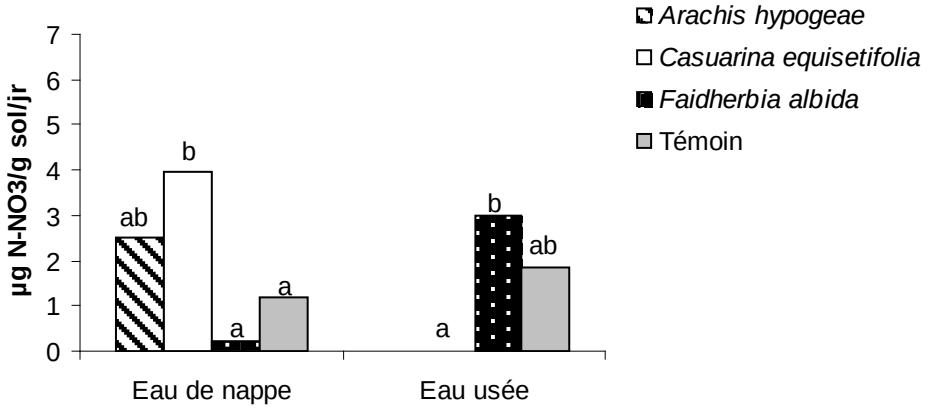


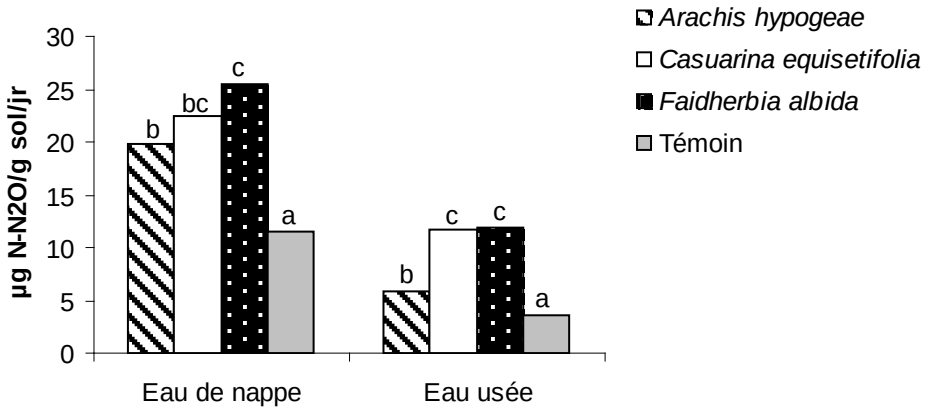
Figure 7 : Potentiel de nitrification des sols amendés avec différents résidus au moment du semis (A) et à la récolte (B).

IV. 2. 4. Le potentiel de dénitrification

Les résultats de la Figure 8 montrent le potentiel de dénitrification du sol au moment du semis et la récolte. Au moment du semis (Figure 8A), le potentiel de dénitrification augmente

significativement dans les sols amendés avec des résidus végétaux comparativement au traitement témoin. Cette augmentation est notée aussi bien sous eaux de nappe que sous eaux usées. Cependant, on note que les valeurs enregistrées sous eaux de nappe sont beaucoup plus élevées que celles obtenues sous eaux usées. Les sols amendés avec des résidus de *Faidherbia albida* enregistrent la valeur la plus élevée (25,40 µg N-N_2O/g sol/jr). Des résultats similaires sont obtenus à la récolte. Cependant, on note que la qualité de la litière n'a pas d'effet significatif sur le potentiel de dénitrification du sol.

A



B

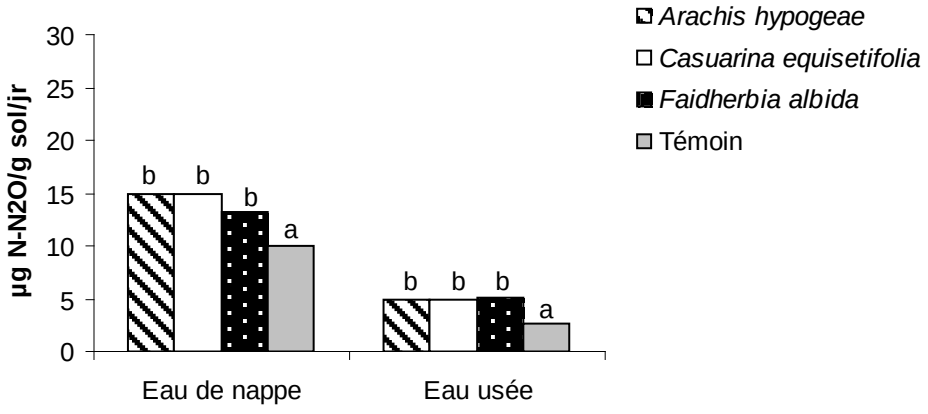


Figure 8 : Potentiel de dénitrification des sols amendés avec différents résidus au moment du semis (A) et à la récolte (B).

Chaque histogramme est la moyenne de trois répétitions, les barres représentent les écart-types. La différence significative entre deux moyennes dans un même type d'eau d'arrosage est marquée par des lettres différentes selon le test de Fisher (P< 0,05).

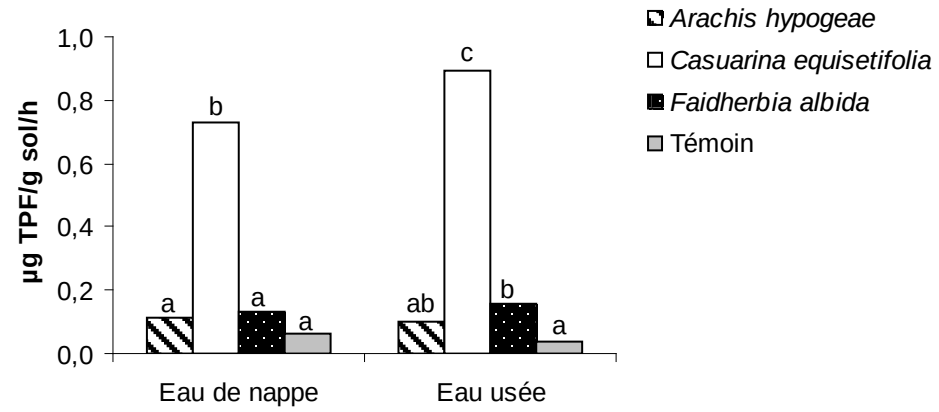
IV. 2. 5. L'activité déshydrogénase

La Figure 9 montre l'activité de la déshydrogénase au moment du semis et à la récolte. Au moment du semis (Figure 9A), seuls les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* induisent une forte augmentation de l'activité enzymatique. Cette augmentation

significative est notée aussi bien dans les sols arrosés avec les eaux usées (0,89 µg TPF/g sol/h) que dans les sols arrosés avec les eaux de nappe (0,73 µg TPF/g sol/h).

Au moment de la récolte (Figure 9B), on note une diminution de l'activité de la déshydrogénase dans les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia*. Cependant sous eaux de nappe l'activité de la déshydrogénase augmente significativement dans les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* et de *Faidherbia albida* par rapport aux sols amendés avec des résidus de coques d'*Arachis hypogeae* et au témoin. Cependant sous eaux usées, l'activité enzymatique augmente significativement dans les sols amendés avec des résidus de *Faidherbia albida* (0,43 µg TPF/g sol/h).

A



B

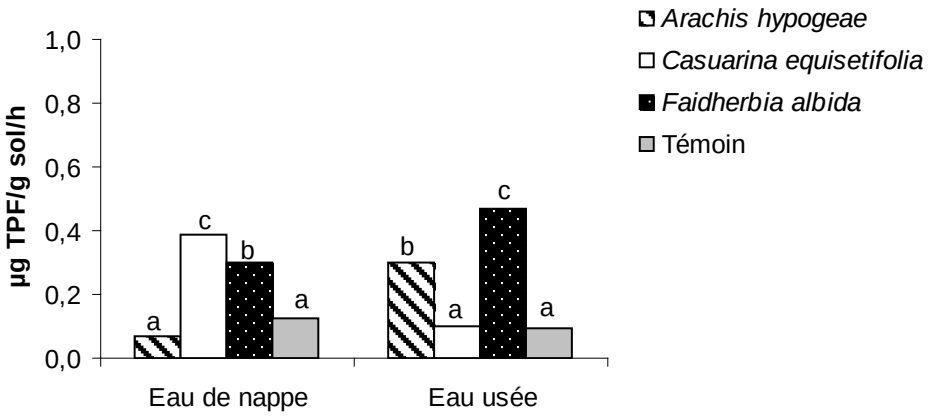


Figure 9 : Activité de la déshydrogénase des sols amendés avec différents résidus au moment du semis (A) et à la récolte (B).

IV. 2. 6. Corrélation entre la minéralisation du carbone et l'activité de la déshydrogénase

La figure 10 montre la forte corrélation (R^2= 0,92) notée entre la minéralisation du carbone et l'activité de la déshydrogénase au moment du semis. Cette valeur trouvée montre l'existence d'une relation linéaire entre ces deux activités qui sont toutes les deux de type respiratoire.

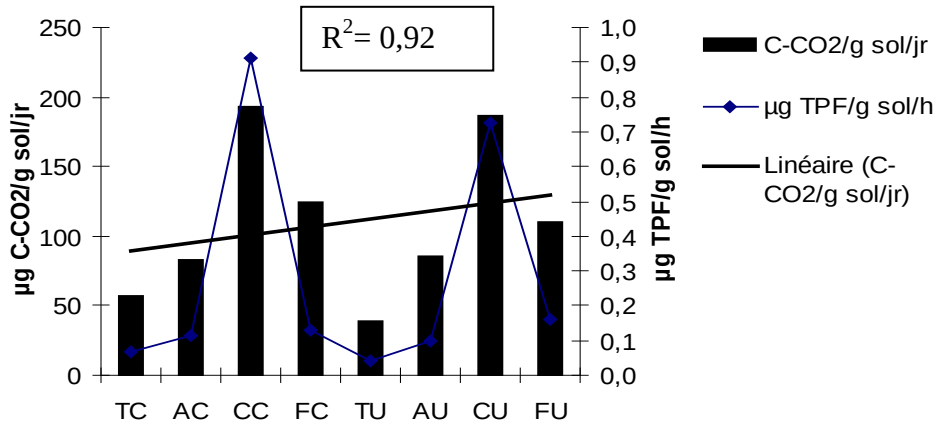


Figure 10: Corrélation entre le flux de CO2 libéré et l'activité de la déshydrogénase au moment du semis.

R est le coefficient de corrélation

AC, CC, FC sont amendés respectivement avec des résidus de coques d'*Arachis hypogeae*, de *Casuarina equisetifolia* et de *Faidherbia albida* et arrosé avec de l'eau de nappe. TC est le témoin arrosé avec de l'eau nappe.

AU, CU, FU sont amendés respectivement avec des résidus de coques d'*Arachis hypogeae*, de *Casuarina equisetifolia* et de *Faidherbia albida* et arrosé avec de l'eau usée. TU est le témoin arrosé avec de l'eau usée.

V. Paramètres agromorphologiques

V.1. Levée

Une semaine après semis, le pourcentage de levée le plus élevé a été observé dans les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* (100%). Cette tendance est la même aussi bien sous eaux usées et sous eaux de nappe. Le pourcentage de levée observé dans les sols amendés avec des résidus de *Faidherbia albida* est également élevé dans les deux régimes d'irrigation. On note également que la levée est beaucoup plus élevée sous eaux de nappe que sous eaux usées dans les sols amendés avec les résidus d'*Arachis hypogeae*. Les témoins enregistrent les plus faibles pourcentages de levée des plants de tomate.

Tableau 8 : Pourcentage de levée des plants de tomate dans les sols amendés avec différents

résidus végétaux

.

Traitements	Pourcentage lévée Eau usée	Pourcentage lévée Eau de nappe
Témoin	25%	25%
Arachis hypogeae	25%	75%
Casuarina equisetifolia	100%	100%
Faidherbia albida	62,50%	75%

V.2. Croissance en hauteur

Les observations sur la croissance des plants de tomate montre une croissance plus élevée des plants des sols amendés par rapport aux plants des sols témoin (Figure 11). Cette différence significative est plus marquée au niveau des sols amendés avec des résidus de *Faidherbia albida* et arrosés avec de l'eau usée (63,25 cm).

La Figure 11 montre aussi que tous les traitements avec les résidus végétaux présentent une même vitesse de croissance en hauteur à l'exception des sols amendés avec des résidus de coques d'*Arachis hypogeae* et arrosés avec de l'eau usée (49,88 cm).

V.3. Biomasse aérienne

La figure 12 montre les poids de la biomasse aérienne des plants de tomate sous différents traitements. Les résultats observés montrent que comparativement au traitement témoin, les résidus végétaux ont un effet significatif sur la biomasse aérienne. Cet effet positif est noté dans les deux régimes d'irrigation. La qualité de la litière a un effet significatif aussi sur la production de biomasse aérienne au niveau des sols arrosés avec les eaux usées. Les sols amendés avec des résidus de *Faidherbia albida* enregistrent la valeur la plus élevée (103,7 g). Dans les sols arrosés avec les eaux de nappe, les résidus de *Casuarina equisetifolia* stimulent plus la production de biomasse aérienne (115,2 g) que les autres résidus végétaux.

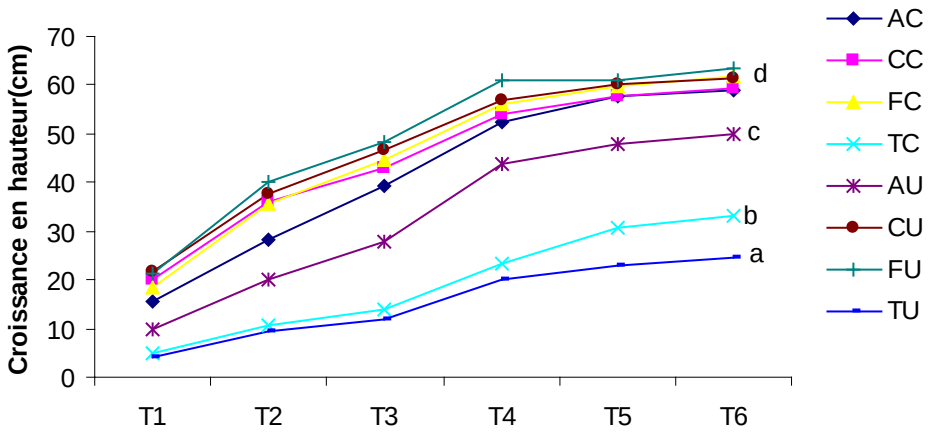


Figure 11 : Evolution de la croissance en hauteur de la plante de tomate des sols amendés avec différents résidus végétaux de T1 (1mois une semaine après semis) à T6 = T récolte (2 mois une semaine après semis). Chaque donnée est la moyenne de trois répétitions.
AC, CC, FC sont amendés respectivement avec des résidus de coques d'*Arachis hypogeae*, de *Casuarina equisetifolia* et de *Faidherbia albida* et arrosé avec de l'eau de nappe. TC est le témoin arrosé avec de l'eau nappe.
AU, CU, FU sont amendés respectivement avec des résidus de coques d'*Arachis hypogeae*, de *Casuarina equisetifolia* et de *Faidherbia albida* et arrosé avec de l'eau usée. TU est le témoin arrosé avec de l'eau usée.

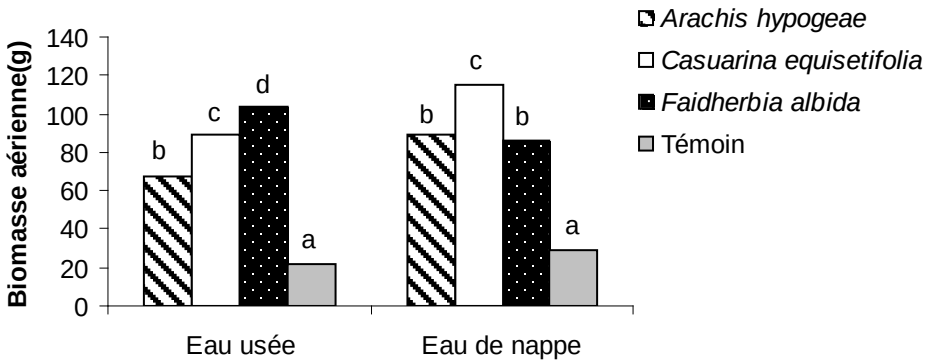


Figure 12 : Biomasse aérienne des plantes fertilisées avec différents résidus végétaux.
Chaque histogramme est la moyenne de trois répétitions, les barres représentent les écart-types. La différence significative entre deux moyennes dans un même type d'eau d'arrosage est marquée par des lettres différentes selon le test de Fisher (P< 0,05).

V.4. Biomasse racinaire

Comme pour la biomasse aérienne, la qualité de la litière a un effet significatif sur la production de biomasse racinaire (figure 13) dans les sols arrosés avec les eaux usées.

Dans les sols arrosés avec les eaux de nappe, les résidus de *Casuarina equisetifolia* et d'*Arachis hypogeae* enregistrent respectivement des valeurs égales à 19,30g et 18,62g. Ces valeurs sont significativement plus élevées que celle obtenue avec les résidus de *Faidherbia albida* (16,70g).

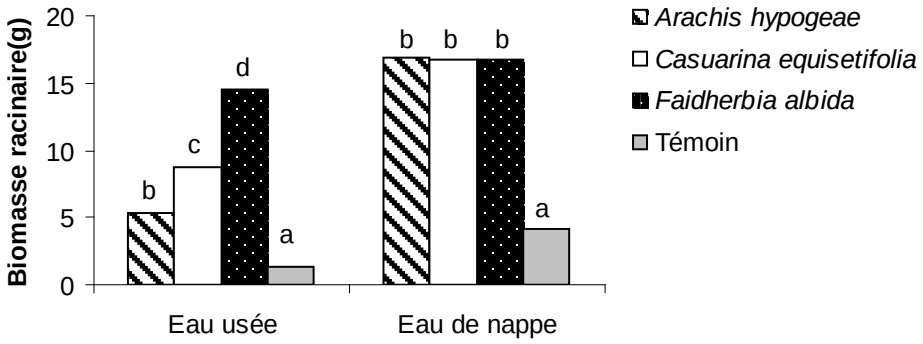


Figure 13 : Biomasse racinaire des plantes fertilisées avec différents résidus végétaux.
Chaque histogramme est la moyenne de trois répétitions, les barres représentent les écart-types. La différence significative entre deux moyennes dans un même type d'eau d'arrosage est marquée par des lettres différentes selon le test de Fisher (P< 0,05).

V.5. Rendement

Le Tableau 9 montre l'effet de l'apport de résidus végétaux sur le rendement en fruit de tomate. Les rendements obtenus avec les eaux de nappe sont beaucoup plus élevés que ceux obtenus dans les sols arrosés avec les eaux usées. Cependant, on note que dans les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia,* les rendements sont significativement égaux dans les deux régimes d'irrigation. Dans les sols amendés avec les résidus de *Faidherbia albida* de même que les résidus d'*Arachis hypogeae*, les rendements sont plus élevés sous eaux de nappe que sous eaux usées.

Tableau 9 : Rendement des plants de tomate (grammes) dans les sols amendés avec différents résidus végétaux.
Nd = non déterminé

Traitements	Eau de nappe	Eau usée
Arachis hypogeae	26,66 b	9,46 c
Casuarina equisetifolia	36,03 ab	36,96 ab
Faidherbia albida	47,23 a	22,66 b
Témoin	Nd	Nd

Chapitre 6. DISCUSSION GENERALE

I. Effet de l'apport de résidus végétaux sur les caractéristiques physico-chimiques du sol

Des observations contradictoires sont notées concernant l'effet de l'apport de résidus végétaux sur les caractéristiques physico-chimiques du sol. Dans la littérature, ces contradictions peuvent résulter de la qualité du résidu apporté mais aussi des caractéristiques du sol et des conditions expérimentales.

Le suivi du pH dans de nombreuses études utilisant des résidus végétaux comme apport organique, a montré que cet indice pouvait varier ou rester sensiblement égale au traitement témoin (Tang et Yu, 1999 ; Xu et Conventry, 2003). Les résultats obtenus à la fin de notre étude montrent qu'il n'existe aucune différence significative entre le témoin et les sols amendés avec des résidus végétaux de qualité différente à l'exception des sols traités avec la litière de *Casuarina equisetifolia* et arrosés avec les eaux usées. L'augmentation significative du pH noté dans ce traitement, peut s'expliquer par la composition biochimique de cette litière. En effet, des études menées par Seck et Lemieux (1996) dans la même zone d'étude ont montré que les résidus de *Casuarina equisetifolia* permettaient de ramener le pH autour de la neutralité. La différence notée avec le résultat obtenu dans notre étude (6,48 ± 0,13) peut s'expliquer par la durée de l'étude qui est beaucoup plus courte dans notre expérimentation.

En ce qui concerne la capacité d'échange cationique (CEC), nos résultats montrent que dans les sols arrosés avec les eaux de nappe, les résidus de *Casuarina equisetifolia* et de *Faidherbia albida* augmentent la CEC de façon significative comparé aux résidus d'*Arachis hypogeae*. En effet la capacité d'échange cationique est dépendante des teneurs en argiles et en carbone. Dans le contexte des sols des Niayes (pauvres en argile) la teneur en carbone suffit de prédire de manière satisfaisante la CEC. Selon Augusto *et al.* (2006), le carbone total est fortement corrélé à la CEC dans les sols pauvres en composés argileux. Les résultats que nous avons obtenus sur le carbone total montrent que les différents résidus utilisés augmentent significativement le taux de carbone total du sol. Cependant, les coques d'*Arachis hypogeae* malgré leur taux de carbone élevé n'ont pas induit une augmentation de la CEC. Cela peut s'expliquer par le fait que ces résidus dont la biodégradation est très lente présentent des teneurs élevées en lignine qui peut entraîner une réduction de la capacité

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

d'échange cationique (CEC). Des résultats similaires ont été trouvés par Ndayegamiye et Dubé (1986).

II. Effet des résidus végétaux sur les propriétés microbiologiques

Les résultats de cette présente étude montrent qu'au moment du semis et à la récolte, l'apport des résidus végétaux de qualité différente a un effet sur la biomasse microbienne totale, la minéralisation du carbone, le quotient métabolique et l'activité de la déshydrogénase.

La densité microbienne du sol mesurée au moment du semis a montré que les résidus végétaux ont un effet positif sur l'abondance des microorganismes. Des travaux ont montré que la biomasse microbienne augmente considérablement lorsqu'on mélange le sol avec des résidus végétaux (Ajwa *et al.,* 1999). Cependant au moment de la récolte, aussi bien dans les sols arrosés avec les eaux de nappe que dans les sols arrosés avec les eaux usées, le test de Fisher ne montre pas de différences significatives entre les traitements avec les résidus végétaux et en présence de plante (tomate). Or une étude menée par Diallo *et al.* (2006) a monté que la biomasse microbienne du sol est étroitement liée à la qualité de la litière apportée. Cette différence peut s'expliquer par la nature des eaux d'arrosage où on note la présence en quantités suffisantes d'éléments nécessaires à la croissance microbienne. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Seck en 2005. La diminution de la biomasse microbienne notée au moment de la récolte est due à la mise en culture qui entraîne une diminution de la matière organique du sol. Des résultats similaires ont été obtenu par différents auteurs (Wardle, 1992 ; Fliebach et Mäder, 2000).

Les résultats sur le suivi de la minéralisation du carbone ont montré que par rapport aux sols témoins, les résidus organiques ont un effet positif sur la minéralisation du carbone. On note aussi que les sols qui ont été amendé avec de résidus de *Casuarina equisetifolia* présentent les quantités de CO2 les plus élevées au moment du semis que ceux traités avec des résidus de *Faidherbia albida* et d'*Arachis hypogeae*. Beaucoup d'études ont montré le rôle des constituants des résidus végétaux sur leur décomposition. Certaines d'entre eux ont mis en évidence la relation qui existe entre l'azote totale et le ratio C/N lors de la décomposition des résidus végétaux(Wagner et Wolf, 1999 ; Trinsoutrot *et al.,* 2000). En effet si le ratio C/N est trop élevé, les microorganismes puisent alors dans les réserves en azote du sol, rentrant ainsi

en compétition avec les plantes, car cet élément n'est plus disponible pour leur croissance. Suivant l'évolution, la communauté initiale meurt et l'azote ainsi libéré est assimilé par les populations subséquentes ou par la plante (Allison, 1973). Un substrat à faible C/N favorise donc la minéralisation nette alors qu'un autre à C/N élevé favorise l'immobilisation nette (Dommergues et Mangenot, 1970). Cependant les travaux de Sall *et al,* (2003) montrent que les composés phénoliques peuvent affecter négativement la vitesse de minéralisation du carbone. Schroth (2003) rapporte que les concentrations en lignine et polyphénols au dessus de 15 et 4%, respectivement, peuvent retarder la décomposition des résidus végétaux et la minéralisation de l'azote. Palm *et al*. (2001) ont suggéré que les teneurs de ces deux substances soient utilisées pour classer les matières organiques afin d'obtenir une meilleure utilisation des ressources naturelles au sein de l'exploitation agricole. La question qui se pose est pourquoi les sols qui ont été amendé avec des résidus *Casuarina equisetifolia* malgré leur concentration élevée en polyphénols (Fox *et al.,* 1990 ; Palm et Sanchez, 1991 ; Clément *et al.,* 1995 ; Hadas *et al.,* 1998) enregistrent les valeurs les plus élevées de CO_2 au moment du semis. Ceci peut s'expliquer par la nature des eaux utilisées dans notre étude. En effet ces eaux sont caractérisées par leurs teneurs élevées en azote ammoniacal (eaux usées) et nitrate (eaux de nappe). Des études ont montré l'effet positif de l'addition d'azote minéral sur la minéralisation du carbone et de l'azote. Recous *et al.* (1995) ; Henriksen et Breland, (1999) rapportent que cet effet positif est beaucoup plus marqué lorsqu'on est en présence de résidus organiques dont le ratio C/N est élevé et que les teneurs en azote dans le sol sont basses. Sall *et al.* (2003) ont montré que l'ajout de composés azotés [(NH4)2 SO4] dans des sols traités avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* donne une stimulation de la minéralisation du carbone et une immobilisation nette de l'azote durant les premiers stades de décomposition des résidus végétaux. Ainsi la richesse des eaux usées en azote minéral pourrait empêcher les composés phénoliques d'exercer leur effet inhibiteur sur les processus de décomposition du carbone (Berg et Matzner, 1997 ; Hadas *et al.,* 2004). Les faibles valeurs enregistrées par les sols amendés avec des résidus d'*Arachis hypogeae* sont dues probablement à la nature récalcitrante des coques d'arachide dans la mesure ou au moment de la récolte ces traitements ont enregistré les flux de CO_2 les plus élevés.

En ce qui concerne l'activité de la déshydrogénase, des résultats similaires à ceux de la minéralisation du carbone ont été obtenus surtout au moment du semis. En effet ces deux activités sont de type respiratoire et sont le plus souvent corrélées. Dans notre étude, une forte

corrélation a été notée au moment du semis entre la minéralisation du carbone et l'activité de la déshydrogénase (r^2= 0,92).

Pour le quotient métabolique, les faibles valeurs enregistrées au niveau des différents traitements montrent qu'on est en présence d'une forte densité microbienne qui au début (T0) présentait des valeurs moins élevées qu'au moment du semis et à la récolte surtout au niveau des sols témoins. La qualité des résidus végétaux semble ne pas avoir un effet significatif sur le quotient métabolique qui est faible et stable à la récolte. Ce résultat signifie que les communautés microbiennes qui sont impliquées sont des spécialistes, très efficaces et décomposent lentement les apports organiques afin d'avoir un flux continu de nutriments disponibles pour la plante. Dans cette étude, les valeurs les plus faibles du quotient métabolique ont été enregistrés dans les sols témoins, et ce résultat est conforme aux résultats obtenus dans la littérature (Carmo, 2001 ; Lopes, 2001)

III. Effet des résidus végétaux sur la disponibilité de l'azote minéral et sur la production végétale

L'azote est l'un des éléments nutritifs majeurs utilisés par la plante. C'est le quatrième constituant des plantes qui est utilisé dans l'élaboration de molécules importantes comme les protéines, les nucléotides, les acides nucléiques et la chlorophylle (Epstein, 1972). La plante absorbent l'azote sous forme de nitrates (NO3-) et d'ammonium (NH4+), ces derniers proviennent de la minéralisation des formes organiques (comme par exemple les résidus végétaux) par les microorganismes du sol.

Le suivi de l'effet des résidus végétaux sur la minéralisation de l'azote du semis à la récolte montre dans les premiers stades de décomposition une immobilisation de l'azote par les microorganismes du sol, l'augmentation de la quantité d'azote à la récolte est la conséquence d'une reminéralisation. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Noel (2005) qui a constaté une importante immobilisation de l'azote dans les mois qui ont suivi l'incorporation de BRF (Bois Raméaux Fragmentés). Toutefois les résidus végétaux ont généralement un rapport carbone/azote élevé (de l'ordre de 100), comparé à celui de la biomasse du sol (de l'ordre de 10). Ils sont donc peu digestes pour la biomasse microbienne du sol et nécessitent de sa part une immobilisation importante d'azote avant de pouvoir entamer la phase de décomposition et de restitution de l'azote minéral (Kushwaha *et al.*, 2000; Néel, 1996). Les résidus peuvent de plus contenir une fraction non négligeable de lignine ou de cellulose difficile à décomposer (Néel, 1996). Ces deux raisons font qu'on les retrouve souvent

partiellement décomposés dans le sol sous forme d'une matière organique moins bien humifiée que celle naturellement présente dans le sol. La qualité et le degré d'humification de la matière organique du sol sont donc modifiés par l'apport de résidus végétaux (Bayer *et al.*, 2000).

En terme de flux d'azote, l'activité de la biomasse microbienne du sol génère deux composantes : un flux brut d'immobilisation par les micro-organismes pour pouvoir dégrader la matière organique et, simultanément ou un peu plus tard, un flux brut de minéralisation résultant de l'activité de dégradation de la matière organique. Le flux net de minéralisation résultant est généralement négatif dans un premier temps puis positif une fois le processus de dégradation bien amorcé (Mary *et al.*, 1996). Le phénomène d'inversion du flux net peut se produire de façon violente, suite à une activité intense de la biomasse microbienne. Il se traduit alors par une libération très forte d'azote minéral localisée dans le temps, on parle de pic de minéralisation (Birch, 1958 ; Blondel, 1971).

En situations de disponibilité non limitante en azote, la décomposition des résidus végétaux et la dynamique de l'azote qui lui est associé est sous le contrôle des caractéristiques chimiques et physiques des résidus végétaux (Recous *et al.*, 1995). L'effet de la qualité biochimique sur la décomposition des résidus végétaux et les dynamiques de l'azote dans le sol ont été très largement étudiés. De nombreux indicateurs prenant en compte le rapport C/N, ou les proportions de composés biochimiques présents dans les parois végétales ont été proposés (Heal *et al*., 1997).

Cependant il est important de noter que cette minéralisation de l'azote est indépendante du potentiel de nitrification dont la valeur enregistrée au moment du semis en présence des résidus végétaux est élevé à l'exception des sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia*. Cette faible nitrification est probablement due, à la richesse de ces résidus en carbone (450,2 mg/g). Des résultats similaires ont été trouvés par Green *et al.* (1995) qui ont rapporté que l'enfouissement dans le sol de résidus à fort taux de carbone a pour conséquence une faible nitrification de l'azote organique du sol. De même Azam *et al.* (1993) ont montré que l'enfouissement de résidus de récolte de maïs induit une forte immobilisation de l'azote minéral au cours des premières phases de décomposition de ces résidus, ainsi qu'une dénitrification active. Au moment de la récolte, malgré la présence de plante, on a noté une disponibilité de l'azote minéral dans les sols amendés avec des résidus végétaux. Ce commencement de la reminéralisation des résidus végétaux dépend, entre autres, de la qualité et de la quantité du résidu incorporé. Dans notre cas, l'incorporation de ces résidus de qualité

différente a pour conséquence l'immobilisation de l'azote pour une durée inférieure à trois mois. Des résultats similaires sont obtenus par Das *et al.* (1993) avec des résidus de sorgho, incorporés dans le sol pendant une période de trois mois. Une plus longue période d'immobilisation de l'azote a été observée par d'autres auteurs à l'issu de leurs études (Bending et Turner, 1999 ; Lalla et Mouhamed, 2002). Scomberg *et al.* (1994) ont rapporté une immobilisation de l'azote pour une période pouvant s'étendre jusqu'à plus d'un an après l'application des résidus de blé et de sorgho. Cette différence avec nos résultats est due au fait que dans notre étude, les résidus apportés sont broyés. En effet le taux et le modèle de décomposition et de minéralisation de l'azote contenu dans les résidus végétaux dépend, non seulement des conditions climatiques et des caractéristiques physico-chimiques du sol (Raath et Saayman, 1995) mais également de la composition et de la qualité de ces résidus (Henriksen et Breland, 1999). D'après Bending et Turner, (1999), La durée de la décomposition intervient aussi. En effet, plusieurs études ont montré que la libération de l'azote contenu dans les résidus de récolte est affectée par le mode de gestion de ces résidus (Curtin *et al.,* 1998 ; Stemmer *et al.,* 1999). Ces caractéristiques affectent l'accessibilité au substrat des organismes du sol et, par conséquent, les taux de colonisation et les modèles de décomposition et de minéralisation. A la récolte l'effet positif des résidus de coques d'*Arachis hypogeae* sur la minéralisation de l'azote dans les sols arrosés avec les eaux usées n'est pas en accord avec les résultats obtenus par Feller et Ganry, (1981). Selon ces derniers, l'application de coques d'*Arachis hypogeae* dans le sol contribuait à une diminution de la disponibilité de l'azote dans le sol. Cela s'explique par la structure, la quantité de résidus apportée dans le sol et la nature des eaux d'arrosage dans notre étude. En effet, nos résidus ont été broyé à 0,75 mm et la quantité apportée est égale à 2% (30 tonnes/ha) alors que Feller et Ganry, (1981) ont montré un effet négatif sur le stock d'azote du sol après un apport de 8 tonnes/ha et un enfouissement direct sans broyage au préalable des coques d'*Arachis hypogeae*.

En ce qui concerne l'effet de l'apport des résidus végétaux sur la production végétale, nos résultats montrent dans un premier temps que les amendements organiques utilisés ont un effet significatif sur la croissance des plants. Ils ont montré aussi que comparativement au traitement témoin, les résidus végétaux ont un effet positif sur la biomasse aérienne et racinaire. On a noté également que les résidus de *Casuarina equisétifolia* ont plus stimulé la production de biomasse aérienne dans les sols arrosés avec les eaux de nappe par rapport aux sols arrosés avec les eaux usées. Une étude menée par Diallo (2005) sur les résidus de

Casuarina equisetifolia et de *Faidherbia albida*, a montré qu'il n'existait pas de différence significative entre le témoin et les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisétifolia*. Ceci peut s'expliquer par la richesse en azote minéral des eaux utilisées dans notre étude.

En présence des résidus végétaux, le rendement en fruit est plus élevé au niveau des sols arrosés avec les eaux de nappe que dans les sols arrosés avec les eaux usées. Cependant, on note que dans les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia*, les rendements obtenus sont sensiblement égaux dans les deux régimes d'irrigation. En effet beaucoup d'études ont montré qu'une utilisation unique des eaux de nappe en agriculture a eu comme conséquence une détérioration des propriétés du sol et une diminution des rendements des différentes cultures (Bajwa et Josan, 1989 ; Bajwa *et al.,* 1992 ; Minhas et Bajwa, 2001; Choudhary *et al.,* 2002). Ceci confirme que les rendements obtenus dans notre étude sont dus principalement à l'apport des résidus végétaux. En effet les résidus végétaux ont toujours été et continuent d'être un produit d'intérêt agronomique, exploité par l'homme comme engrais organique (Greeland, 1996). Ils permettent de protéger le sol contre l'érosion Ker, (1995) grâce à son rôle de premier plan dans la protection du sol contre les effets des pluies et contre la désintégration du sol (Falkenmark, 1989). Ker, (1995) et Lal, (1975) affirment qu'en limitant l'évaporation et les températures excessives du sol, le paillage améliore les réserves en eau du sol. Dans une étude conduite en République Démocratique du Congo de 1948 à 1957, sans aucun apport d'engrais mineraux, le paillage a permis d'améliorer les rendements du coton du simple (386 kg ha^{-1}) au triple (1174 kg ha^{-1}) (Jurion et Henry, 1969 cités par Ker, 1995). Les mêmes résultats ont été également obtenus par l'Institut de Recherche Agronomique Tropicale (IRAT) sur la culture du sorgho au Burkina Faso. Pendant une période allant de 1962 à 1981, une faible dose d'engrais combiné au paillage a permis de passer de 208 kg ha^{-1} (témoin) à 1180 kg ha^{-1} de grains de sorgho (FAO, 1995).

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'utilisation de résidus végétaux de qualité différente dans cette étude, nous a permis de voir leurs effets sur les propriétés physico-chimiques du sol, mais aussi sur les propriétés microbiologiques et la production végétale. L'apport de ces résidus végétaux dans un contexte où le régime d'irrigation est caractérisé par des teneurs élevées en nitrate (eaux de nappe) et en ammonium (eaux usées), a montré un effet beaucoup plus positif sous eaux de nappe que sous eaux usées. Ces travaux ont également montré l'effet qualité de la litière sur la production végétale. En effet on a constaté que les rendements obtenus avec les résidus de *Faidherbia albida* et *Casuarina equisetifolia* sont plus élevés que ceux obtenus avec les résidus d'*Arachis hypogeae*. Ces derniers ont montré un effet plus stimulateur sous eaux de nappe que sous eaux usées.

Le comportement des résidus de *Casuarina equisetifolia* malgré leurs compositions biochimiques est du à la qualité des eaux d'irrigation qui ont empêché l'effet inhibiteur des composés phénoliques au niveau des différents paramètres étudiés.

Il est donc essentiel d'utiliser les résidus végétaux comme amendements organiques dont la conséquence est une augmentation de la production végétale, afin d'inciter les maraîchers à s'adonner à des pratiques agricoles durables.

Pour mieux appréhender l'effet de ces résidus végétaux sur les pratiques culturales, plusieurs perspectives sont à envisager :

- Etudier la diversité des communautés microbiennes impliquées dans la minéralisation des résidus végétaux.

- Voir à long terme le comportement des résidus d'*Arachis hypogeae* sur la disponibilité de l'azote dans le sol.

- Mettre en place un dispositif expérimental adéquat de percolation afin d'étudier les effets des amendements organiques sur la pollution azotée.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ABDUL-BAKI, A.A., TEASDALE, J.R., KORCAK, R., CHITWOOD, D.J., HUETTEL, R.N. (1996). Fresh-market tomato production in a low-input alternative system using cover-crop mulch. *HortScience (HortScience)* **ISSN** 0018-5345 CODEN HJHSAR 1996, vol. 31, n^{o} 1, pp. 29-57.

ADAMS, T. JR., & KAY, B.L. (1979). Erosion control on bare slope around your home (mulch, ground cover, runoff diversion). Leaflet – Division of Agricultural Sciences, University of California; University of Berkeley ; Coooperative Extension Service. 2137, 7 p.

AJWA, H. A., DELL, C. J. & RICE, C. W. (1999). Changes in enzyme activities and microbial biomass of tallgrass prairie soil as affected to burning and nitrogen fertilization. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 769-777.

AKINBAMIJO, O.O., FALL, S.T. & SMITH, O.B. (Eds) (2002). Advances in Crop-Livestock integration in West Africa cities. ITC/ISRA/IDRC, ISBN 90-6464-982-0. 213 pp.

ALLISON, F.E. (1973). Soil Organic Matter and its Role in Crop Production. Elsevier Scienti®c, New York. 637 p.

AMATO, M., & LADD, J. N. **(**1988). Assay for microbial biomass based on ninhydrin-reactive nitrogen in extracts of fumigated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 20: 107-114.

AMBOUTA, J-M.K., AMADOU, I., SOULEY, I. (1998). Gestion de la fertilité et évolution des sols de Gakudi (Maradi, Niger). Cahiers Agricultures 1998 ; 7 : 395- 400.

ANON, (1990). Soil and moisture conservation in coconut lands. Cover crops and mulching. *Coconut Bulletin*, **7**(1/2): 21–27.

AUGUSTO, L., BARDEAU, V., ARROUAYS, D., TRICHET, P., FLOT, J.L., JOLIVET, C., & MERZEAU, D. **(**2006). Caractérisation physico-chimique des sols à l'échelle d'une région naturelle à partir d'une compilation de données : – Exemple des sols du massif forestier landais. *Etude et Gestion des Sols*, 13 : 7-22.

AVNIMELECH, Y. (1971). Nitrate transformation in peat. *Soil Sci*. 111: 113-118.

AZAM, F., SIMMONS, F.W. & MULVANEY, R.L. (1993). Mineralization of N from plant residues and its interaction with native soil N. *Soil Biol. Biochem*. 25, 12: *1787-1792*

BAJWA, M. S., CHOUDHARY, O. P. et JOSAN, A. S. (1992). Effect of continuous irrigation with sodic and saline-sodic waters on soil properties and crop yields under cotton wheatrotation in northwestern India. *Agricultural Water Management, 22: 345-356*

BAJWA, M.S. & JOSAN, M.S. (1989). Effect of alternating sodic and non-sodic irrigation on build up of sodium in soil and crop yield in northern India. *Experimental Agriculture,* 25: 199–205.

BANOIN, M. (1992). Agroforesterie et alimentation des pratiques culturales au Niger: le défrichement amélioré. Niamey communication à l'atelier RCS, 1992.

BAYER, C., MIELNICZUK, J., AMADO, T. J. C., MARTIN-NETO, L. et FERNANDES, S. V. (2000). Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil & Till. Res.* 54:101-109.

BECKER, M., JOHNSON, D.E., HEINRICHS, E.A., AFUN, K., et RUSSELL-SMITH, A. (1995). Effect of cropping intensification on biotic and abiotic constraints in upland rice. *Dans* Cheneau-Loquay, A. ; Leplaideur, A. (dir.), Quel avenir pour les rizicultures de l'Afrique de l'ouest. Actes des rencontres internationales, 4–7 avril 1995, Bordeaux (France). Centre national de la recherche scientifique ; Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement ; REGARDS, Maison des Suds, Talence (France). Thème 2 (Des interventions plus légères, des logiques plus participatives). p. 81–83.

BENDING, G. D. & TURNER, M.K. (1999). Fate of nitrogen from crop residues as affected by biochemical quality and the microbial biomass**.** *Soil Biology and Biochemistry, 30, (14): 205-206.*

BERG, B. et MATZNER, E. (1997). Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environ. Rev*. **5(**1): 1–25.

BIRCH, H.F. (1958). The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, 10: 9–31.

BLONDEL, D. (1971). Rôle de la matière organique libre dans la minéralisation en sol sableux, relation avec l'alimentation azotéee du mil. *Agron. Trop.*, 26: 1372-1377.

BRISTOW, K.L. et ABRECHT, D.G. (1989). The physical environment of two semi-arid tropical soils with partial surface mulch cover. *Aust. J. Soil Res.*, 27: 577–587.

BROWDER, J. A., & VOLK, B. G. (1978). System model of carbon transformation in soil subsidence. *Ecol. Model.* 5: 269-292.

CARMO, J.B. (2001). Impacto da aplicac¸a˜o de biosso´lidos nas atividades microbiana do solo. M.Sc. Dissertation. Universidade de Sa˜o Paulo, Escola Superior de Agricultura. Luiz de Queiroz, Piracicaba, Brasil, 105 pp.

CARTER, M. R. & STEED, G. R. (1992). The effects of direct-drilling and stubble retention on hydraulic properties at the surface of duplex soils in North-Eastern Victoria Chadwick). Blackwell Scientific Publications. Oxford pp. 267-273.

CHENG-HUA, L. & CHENG-LIN, M. **(**1997b). Soil cover with organic mulch and its influences on soil physical parameters (III) - Soil temperature regime under organic mulch. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 13(3): 80–83.

CHOUDHARY, M. A., AKRAMKHANOV, A. & SAGGAR, S. **(**2002). Nitrous oxide emissions from a New Zealand cropped soil: tillage effects, spatial and seasonal variability**.** *Agriculture, Ecosystems & Environment, 93: 33-43*

CHRISTENSEN, T.H., KJELDSEN, P., BJERG, P.L., JENSEN, D.L., CHRISTENSEN J.B., & BAUN, A. (2001). Christman R.F. (Eds), Wiley interscience, Chichester, 45-58.

CISSE, I. (2000). Utilisation des pesticides dans le système de production horticole dans la zone des Niayes : les produits et leurs impacts sur la nappe phréatique. *Thèse de doctorat de 3ème cycle,* UCAD, Fac. Lettres et Sc. Humaines, dép. géographie, 189pp.

CLEMENT, A., LADHA, J. K. & CHALIFOUR, F.-P. (1995). Crop residue effetcs on nitrogen mineralization, microbial biomass and rice yield in sumerged soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59: 1595-1603.

COLEMAN, D.C., OADES, J.M. & UEHARA, G. (1989). Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems. NifTAL project, University of Hawaii Press, Honolulu, 249 pp.

CURTIN, D., SELLES, F., WANG, H., CAMPBELL, C.A. & BIEDERBECK, V.O. (1998). Carbon dioxide emissions and transformation of soil carbon and nitrogen wheat straw decomposition. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 1035–1041.

DAS, S.K., REDDY, G., SHARMA, K.L., VITTAL, K.P.R., VENKATESWARLU, B., NARAYANA REDDY, M. & REDDY, Y. V. R. (1993). Prediction of nitrogen availability in soil after crop residue incorporation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 34 (3): 209-215.

DIALLO, M. D. (2005). Effet de la qualité des litières de quelques espèces végétales sahéliennes sur la minéralisation de l'azote. *Thèse 3 cycle en Biologie Végétale*, Université Cheikh Anta Diop de Dakar. Faculté des Sciences et Techniques, 151p.

DIALLO, M.D., DUPONNOIS, R., GUISSE, A., SALL, S., CHOTTE, J.-L. & THIOULOUSE, J. **(**2006). Biological effects of native and exotic plant residues on plant growth, microbial biomass and N availability under controlled conditions. *European Journal of Soil Biology*, 42 (2006) 238-246.

DIAO, M.B. (2004). Situation et contraintes des systèmes urbains et périurbains de production horticole et animale dans la région de Dakar. *Cahiers d'études et de recherches francophones / Agricultures.* 13 (1) : 39-49.

DOMMERGUES Y., (1968). Dégagement tellurrique du CO2 ; mesure et signification *Ann.* ; Institut Pasteur : 1 H-127.

DOMMERGUES, Y. & GANRY, F. (1991). Comment accroître l'apport d'azote par fixation biologique dans les Savanes d'Afrique, terres fertiles ? Comment produire plus et de façon durable en zone de savanes au sud du Sahara. Actes des rencontres internationales, 10–14 décembre 1990, Montpellier (France).

DOMMERGUES, Y. R. ET MANGENOT, F. (1970). *Ecologie microbienne du sol*. Masson et Cie, Paris, 796p.

DRIDI, B. & TOUMI, C. (1999). Influence d'amendements organiques et d'apport de boues sur les propriétés d'un sol cultivé. Institut national agronomique, El Harrach, Alger. Etude et Gestion des Sols, 6, 1, pp. 7-14

EPSTEIN, E. (1972). Mineral nutrition of plants: Principales and perspectives. John Wiley, New York.

FALKENMARK, M. (1989). "The Massive Water Shortage in Africa - Why isn't it Being Addressed?" Ambio. 18:2, pp.112-118.

FALL, S.T., FALL, A.S. (2000). EDS 2000. Cités horticoles en sursis ? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes du Sénégal. Ottawa, CRDI, 140 p.

FAO (1995). Progamme du recensement mondial de l'agriculture *2000*. Collection FAO: Développement statistique, no 5. Rome.

FELLER, C. & GANRY, F. (1981). Décomposition et humification des résidus végétaux dans un agrosystème tropical / 3 - Effet du compostage et de l'enfouissement de divers résidus de récolte sur la répartition de la matière organique dans différents compartiments d'un sol sableux. *Agronomie Tropicale*, 1982, 37 (3): 262-269.

FLIEBACH, A. & MÄDER, P. (2000). Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 32 (6): 757-768

FLORET C. & SERPANTIE G. (1993). *La jachère en Afrique de l'Ouest*. Coll. Colloques et séminaires,IRD, 494 p.

FLORET C., (1993). *La jachère en Afrique tropicale*, Dossier MAB 16, MAB/Unesco, 86 p.

FLORET C. & PONTANIER R. (2001). *La jachère en Afrique tropicale, Volume 1 : Rôles, aménagements, alternatives*, Paris, John Libbey/Eurotext, 777 p.

FORD, P.B., HARGROVE, W.L. & NEELY, C.L. (1989). Crop residue decomposition under conventional and no-tillage. *Agronomy abstract*. ASA, Madison, WI. 213p.

FOX, R.H., MYERS, R. J. K. & VALLIS, I. (1990). The nitrogen mineralization rate of legume residues in soils as influenced by their polyphenol, lignin, and nitrogen contents. *Plant and Soil*, 129: 251-259.

FRONTIER, S., & PICHOT-VIALE, D. (1993). «Écosystèmes: structure, fonctionnement, évolution» Masson, édit. Paris 2ième édition, 447 p.

GAYE, M., & NIANG, S. (2002). *Épuration des eaux usées et l'agriculture urbaine. Dakar* : Enda Éditions; 354 p.

GAYON, P. (1972). Plant Phenolics, Hafner, New-York, 254p.

GERMON, J.C. & HENAULT, C. (1994). Quantification de la dénitrification et des émissions de protoxyde d'azote (N_2O) par les sols. *Agronomie* 15: 321-355.

GICHERU, P.T. (1994). Effects of residue mulch and tillage on soil moisture conservation. *Soil Technology*, 7 : 209-220

GIFFARD, P.L. (1971). Recherches complémentaires sur *Acacia albida* (Del.). *Bois et Forêts des Tropiques,* 135 : 3–21.

GREEN, C.J., BLACKMER, A.M. & HORTON R. (1995). Nitrogen effects on conservation of carbon during corn residues decomposition in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59 : 453–459.

GREENLAND, D.J. (1996). Choyez la Terre: Aménagement des Sols pour une Agriculture Durable et la Protection de l'Environnement sous les Tropiques. Rome : FAO. Available online at: http://www.fao.org/documents/show _cdr.asp?url_file=/DOCREP /003/V4830F/V4830F00.HTM

GRIFFIN, G. F. & LAINE, A. F. (1983). Nitrogen mineralization in soils previously amended with organic wastes. *Agron. J*., 75: 124-129.

HADAS, A., KAUTSKY, L., GOEK, M. & KARA, E.E. (2004). Rates of decomposition of plant residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 2: 255-266.

HADAS, A., PARKIN, T. B. & STAHL, P. D. (1998). Reduced CO_2 release from decomposing wheat straw under N-limiting conditions : simulation of carbon turnover. *Eur. J. Soil Sci*. 49: 487-494.

HEAL, O.W., ANDERSON, J.M. & SWIFT, M.J. (1997). Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: G. Cadish et K. E. Giller (eds), Driven by Nature, Plant Litter Quality and Decomposition, CAB International, Wallingford, pp. 47-66.

HEDGES, J.I. (1988). Polymerization of humic substances in natural environments. In: Frimmel FH,Christman RF (eds) Humic substances and their role in the environment. Wiley, Chichester, pp 45-58.

HENRIKSEN, T.M. & BRELAND, T.A. (1999). *Soil Biol. Bio,* 8, 1135-1149.

HENZI, J. & DIEYE, N.F. (2006). Caractérisation des sols cultivés dans le cadre de l'agriculture périurbaine de la région de Dakar, Sénégal - Evaluation de la salinité des sols cultivés associés aux eaux d'irrigation dans le contexte de l'agriculture périurbaine de Dakar, Sénégal. *Master en Sciences Naturelles* de l'Environnement – Université de Genève 76p.

HIEN, V., SEDOGO, P.M., & LOMPO, F. (1993). Étude des effets de jachères de courte durée sur la production et l'évolution des sols dans différents systèmes de culture du

Burkina Faso. *Dans* Floret, C. ; Serpentié, G. (dir.), La jachère en Afrique de l'Ouest. Éditions de l'Orstom, Paris (France). Colloques et séminaires. p. 171–178.

HOWARD, G. (2003). Risk fac-tors contributing to microbiological contami-nation of shallow groundwater in Kampala,Uganda. Water Research. 37: 3421-3429.

INSTITUT AFRICAIN DE GESTION URBAINE (IAGU) (2001). Utilisation des eaux usées dans l'agriculture urbaine en Afrique de l'Ouest. Étude de cas de la ville de Dakar. Projet de recherche consultation pour le développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique de l'Ouest. Dakar : IAGU/RADI, 49 p.

INSTITUT SENEGALAIS DE RECHERCHE AGRICOLES (ISRA). Plan stratégique de l'ISRA/Zone des niayes. Doc. ISRA, octobre 1997, 75 p.

JANSSEN, B.H. (1996). Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. *Plant and Soil*, 181: 39-45.

JURION, F. & HENRY, J. (1969). Can Primitive Farming be Modernised? Brussels, INEAC and Kinshasa, O.N.R.D., hors série.

KÄÄRIK, A.A. (1974). *Decomposition of wood*. In Dickinson, C.H. and Pugh, G.J.F.(éds), Biology of Plant Litter Decomposition vol. 4, Academic Press, London, pp. 129-174.

KAILA, A., KÖYLIJÄRVI, J. & KIVINEN, E. (1953). Influence of temperature upon the mobilization of nitrogen in peat. *J. Sci. Agric. Soc.* Finland 25 : 37-46.

KALRA, N., SARMA, K. S. S. & NAGARAJù*ARAO, Y. (1984). Modification of hydro-thermal regimes by the application of residue mulch for better water use, root growth and yield of summer mungbean. *Transactions of Indian Society of Desert Technology and University Centre of Desert Studies*, 9(2):68–71.

KEENEY, D. R. & NELSON, D. W. (1982). Nitrogen – Inorganic forms. Pages 643-698

KER, A. (1995). Farming systems of the African savanna. A continent in crisis. International Development Research Center (IDRC), Ottaw, 176p.

KHOUMA, M. (2000). Les grands types de sol au Sénégal. Quatorzième réunion du Sous-Comité ouest et centre africain de corrélation des sols, pp. 77-94.

KLEMM, D., HEINZE, T., PHILIPP, B., & WAGENKNECHT, W. (1998). *Comprehensive cellulose chemistry, éditions Wiley-VCH,* **48:** 277-297.

KUSHWAHA, C. P., TRIPATHI, S. K. et SINGH, K. P. (2000). Variations in soil microbial biomass and N availability due to residue and tillage management in a dryland rice agroecosystem. *Soil and Tillage Research , 56, (3-4) : 153 166*

LAISHRAM, I.D. & YADAVA, P. S. (1988). Lignin and nitrogen in the decomposition of leaf litter in a sub-tropical forest ecosystem at Shiroy hills in north-eastern India. *Plant and Soil*, 106: 59-64

LAL, R. (1975). Role of mulching techniques in tropical soil and water management. International Institute for Tropical Agriculture, Ibadan, Nigeria. IITA Technical Bulletin No. 1.

LAL, R. (1978). Physical properties and moisture retention characteristics of some nigerian soils. *Geoderma, 21: 209-223*

LALLA, L.I. & MOHAMED, I. (2002). Effect of organic and mineral fertilizers on N-use by wheat under different irrigation frequencies**.** *Comptes Rendus Biologies, Volume 326, Issue 4, April 2003, Pages 391-399*

LAMERS, J., BRUENTRUP, M. & BUERKERT, A. (1998). The profitability of traditional and innovative mulching techniques using millet crop residues in the West African Sahel. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* 67 : 23-35.

LAROCHELLE, L. (1993). «L'influence de la qualité des Bois Raméaux Fragmentés (BRF) appliqués au sol : effets sur la dynamique de leur transformation». In : G. Lemieux & J.P. Tétreault (éds.), Les BRF: une alternative aux dégradations. Actes du 4ème coll. int. sur les Bois Raméaux Fragmentés, Amqui-Val d'Irène 2-3-4 sep.1993. Ministère des Ressources Naturelles, Québec, pp. 77-84.

LENSI, R., CLAYS-JOSSERAND, A., & JOCTEUR MONROZIER, L. (1995). Denitrifiers and denitrifying activity in size fractions of a mollisol under permanent pasture and continuous cultivation. *Soil. Biol. Biochem.* 27(1), 61-69.

LOPES, E.B.M. (2001). Diversidade metabo´lica em solo tratado com biosso´lidos. M.Sc. Dissertation. Universidade de Sa˜o Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, Brasil, 65 p.

MAHNE, I. & TIEDJE, **Ü**.M. (1995). Criteria and methodology for identifying respiratory denitrifiers. *Applied and Environmental Microbiology, 61:*1110-1115.

MANGENOT, F. (1980). Les litières forestières, signification écologique et pédologique. In *Rev. For. Fr.*, n°4, pp. 339-355

MANIPURA, W. B. (1972). Conservation of soil and water in tea lands. Proceedings of Symposium "Towards increasing productivity on tea lands in Ceylon". Tea Research Institute of Sri Lanka, pp 34-36.

MARION, G. M. & BLACK, C. H. (1987). The effect of time and temperature on nitrogen mineralization in arctic tundra soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 1501-1508.

MARY, B., RECOUS, S., DARWIS, S. & ROBIN, D. (1996). Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil*, 181: 71-82.

MAYDEHL, -J. VON (1983). Arbres et arbustes du Sahel. Leurs CaractCristiques et leurs utilisations. ***Azadirachta indica*** A. Juss. ***Édition Eschborn*** : 531 p.

MBAYE, A. & MOUSTIER, P. (2000). Market-oriented urban agricultural production in Dakar. In : Bakker N, Dubbeling M, Gndel S, Sabel-Koschella U, de Zeeuw H, éds. *Growing Cities, Growing Food - Urban Agriculture on the Policy Agenda*. Hambourg : DSE/ZEL: 235-256.

MCKEY, D. (1978). Phenolic content of vegetation in two African rainforests: ecological implications. *Science* 202: 61-64

MINHAS, P.S. & BAJWA, M.S. (2001). "Use and management of poor quality waters in rice-wheat production system". *J. Crop Prod.*, 4: 273-306

MRABET, R. (2000). Differential response of wheat to tillage management systems under continuous cropping in a semiarid area of Morocco. Field Crops Research 66(2):165-174.

MULLER, R.N., KALISZ, P.J. & KIMMERER, T.W. (1987). «Intraspecific variation in production of astringent phenolics over a vegetation-ressource avaibility gradient». Oecologia 72: 211-215.

NDAYEGAMIYE, A. & DUBÉ, A., (1986). L'effet de l'incorporation de matières ligneuses sur l'évolution des propriétés chimiques du sol et sur la croissance des plantes. Canadian Journal of Soil Science, n°66, pp. 623-631.

NDIAYE, M. L., GUEYE-GIRARDET, A. et PFEIFER, H.-R. (1990). Impacts des eaux usées sur l'évolution microbiologique des sols : étude de cas à Pikine Dakar-Sénégal. *Agrosol*. 17 (1) : 33-3.

NDOUR, Y. (2004**).** Evaluation de l'impact de l'agriculture péri urbaine dans la zone des Niayes (Sénégal) sur quelques fonctions et communautés microbiennes clés des sols et conséquences sur la production végétale. Rapport d'étape 35 p.

NEEL, C. (1996). Modélisation couplée du transfert et des transformations de l'azote: paramétrisation et évaluation d'un modèle en sol nu. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 254p.

NICOLARDOT, B., RECOUS, S. & MARY, B. (2000). Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: a simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant and Soil* 228, 83-103

NIELSEN, M.N., & WINDING, A. (2002). Microorganisms as indicators of soil health. National Environmental Research Institute, Denmark. DKK. NERI Technical Report no. 388. p. 56. [en ligne] http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR388.pdf [cité le 14 juillet 2004].

NOËL, B. (2005). Immobilisation de l'azote d'un sol agricole et incorporation de BRF. Séminaire : « Les Matières organiques en France, état de l'art et prospectives » organisé par le réseau Matières Organiques et le groupe français de l'IHSS, Carqueiranne, 22-24 janvier 2006.

NYE, P.H., & GREENLAND, D.J. (1960). The soil under cultivation. Technical Communication no 51 Commonwealth Agricultural Bureau of Soils, Harpenden, CAB Farnham Royal, Bucks, 155 pp.

OREN, O. (2004). Contamination of groundwater under cultivated fields in an arid environment, central Arava Valley, Israel. Journal of Hydrology 290: 312-328.

PALM, C. A., GACHENGO, C. N., DELVE, R. J., CADISCH, G. & GILLER, K.E. (2001). Organic input for soil fertility management in tropical agroecosystems: Application of organic resource database. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83: 27-42.

PALM, C. A. & SANCHEZ, P. A. (1991). Nitrogen release from the leaves of tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biol. Biochem.*, 23: 83-88.

PARSIEGLA, G., JUY, M., REVERBEL-LEROY, C., TARDIF, C., BELAICH, J.-P., DRIGUEZ, H. & HASER, R. (1998). The crystal structure of the processive endocellulase CelF of *Clostridium cellulolyticum* in complex with a thiooligosaccharide inhibitor at 2.0 Å resolution. *EMBO J.*, 17, 5551–5562.

PARSIEGLA, G., REVERBEL-LEROY, C., TARDIF, C., BÉLAICH, J. P., DRIGUEZ, H. & HASER, R. (2000). Crystal structures of the cellulase Cel48F in complex with inhibitors and substrates give insights into its processive action. *Biochem,* 39: 11238–11246.

PAUL, E. A. & CLARK, F. E. (1989). Soil microbiology and biochemestry. Academic press, Inc. 275p.

PUUSTJARVI, V. (1970). Mobilization of nitrogen in peat culture. *Peat Plant News,* 3: 35-42.

QUILCHANO, C. & MARANON, T. (2002). Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soils. *Biol Fertil Soils,* 35: 102-107

RAATH, P.J. & SAAYMAN, D. (1995). Nitrogen mineralization in vineyard soils of the Western Cape as affected by soil management practices. *S. Afr. J. Enol. Vitic.*, 16: 7–13.

RECOUS, S., ROBIN, D., DARWIS, D. & MARY, B. (1995). Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. *Soil Biology and Biochemistry,* 27 1529-1538.

RIDDER, N. DE et KEULEN, H. VAN (1990) Some aspects of the role of organic matter in sustainable intensified arable farming systems in the West-African semi-arid-tropics (SAT). Fert Res 26:299-310

ROBERT, M. (1996a). Aluminum toxicity a major stress for microbes in the environment in: Huang, P.M. *et al.*, (eds.). *Environmental Impacts*. Vol. 2, Soil component interactions. CRC press, p 227–242.

ROCHOW, J.J. (1974). Litter fall relations in a Missouri forest. *Oikos,* 25:80-85.

SALL, S. N., MASSE, D., BERNHARD-REVERSAT, F., GUISSE, A. & CHOTTE, J.L. (2003). Microbial activities during the early stage of laboratory decomposition of tropical leaf litters : the effect of interactions between litter quality and exogenous inorganic nitrogen. *Biology and Fertility of Soils* 39: 103-111.

SAMBA, ARONA NDIAYE SAMBA. (1999). Effet de la litière de Cordyla pinnata sur les cultures: approche expérimental en agroforesterie. Annals of forest science. ISSN 1286-4560. 2001, vol. 58, n° 1, pp. 99-107.

SANDFORD, S. (1987). Crop residue/livestock relationships. In: *Proceedings Workshop on Soil and Water Management Systems in the Sudano-Sahelian zone.* International Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics, Hyderabad, India.

SCHEFFER, B. (1976). Nitrogen transformation in fen soils (en allemand). *Landwirtschaftliche Forschung*, 33: 20-28. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt-am-main, Germany.

SCHEFFER, T. C. & COWLING, E. B. (1966). Natural resistance of wood to microbial breakdown. *Annual Review of Phytopathology* **4**: 147-170.

SCHIMEL, J.P. & GULLEDGE, J. (1998). Microbial community structure and global trace gases. *Global Change Biology,* 4: 745-758.

SCHOMBERG, H.H., STEINER, J.L. & UNGER, P.W. (1994). Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: residue quality and water effects. *Soil Sci. Am. J.* 58 372–381.

SCHROTH, G. (2003). Decomposition and nutrient supply from biomass. In: G. Schroth and F.L. Sinclair, Editors, *Trees, Crops and Soil Fertility: Concepts and Research Methods*, CAB International, UK, pp. 131–150.

SCOPEL, E., MULLER, B., ARREOLA – TOSTADO, J. M., CHAVEZ- GUERRA, E. & MARAUX, F. (1998 a). *Quantifying and modelling the effects of a light crop residue mulchon the wather balance : an application to rain fed maize in western Mexico*. Proceedings of the 16 th Congress of Soil Science, 20-26 Aug 1998, Agropolis, Montpellier, France.

SECK, M. (2005). Impact de la qualité des eaux d'irrigation sur l'activité microbienne du sol: Cas des Niayes de Pikine. DEA *en Biologie Végétale*, Université Cheikh Anta Diop de Dakar. Faculté des Sciences et Techniques 2005. 74 p.

SECK, M.A. & LEMIEUX, G. (1996). *«Fertilisation organique par l'utilissation des Bois Raméaux Fragmentés (BRF) de filaoe (Casuarina equisetifolia) dans les cuvettes maraîchères des Niayes (Sénégal).* Conférence de l'IFOAM, Copenhague, Danemark août 1996 Université Cheikh Anta Diop Dakar, 19 pages.

SEDOGO, P.M. (1991). Contribution à la valorisation des résidus culturaux en sol ferrugineux et sous climat tropical semi-aride (matière organique du sol et nutrition azotée des cultures). Institut national polytechnique de Lorraine, Nancy (France). Thèse docteur-ingénieur, Sciences agronomiques. 198 p.

SEDOGO, P.M. (1993). Évolution des sols ferrugineux lessivés sous culture (incidence des modes de gestion sur la fertilité). Université nationale de Côte d'Ivoire, Abidjan (Côte d'Ivoire). Thèse d'État 196 p.

SENESI, N. & LOFFREDO, E. (1999). The Chemistry of Soil Organic Matter. In : *Soil Physical Chemistry*. Soil Resources Reports 96; FAO *Soil Sci.*, London,v.9,p.284-299.

STEINER, J. (1989). Tillage and residue effects on evaporation from soils. *Soil Science Society of America Journal*, **53:**911.

STEMMER, M., VON LUETZON, M., KANDELER, E., PICHLMAYER, F. & GERZABEK, M.H. (1999). The effect of maize straw placement on mineralization of C and N in oil particle size fractions, *Euro. J. Soil Sci*. 50 73–85.

STEVENSON, F.J. (1982). Humus chemistry - genesis, composition, reactions, John Wiley & Sons, New York, 443 p.

STEVENSON, F. J. (1984). Humus Chemistry, genesis, composition, reactions. Jokhn Wiley & Son, New York.

STEVENSON, F. J. (1986). Cycles of soils. John Wiley et Sons, New York, 380 p.

SUR, H.S., MASTANA, P.S. & HADDA, M.S. (1992). Effect of rates and modes of mulch application on runoff, sediment and nitrogen loss on cropped and uncropped fields. ***Tropical Agriculture***: 319–322.

SWIFT, M. J., HEAL, O. W. & ANDERSON, J. M. (1979). *Decomposition in terrestrial ecosystems*». Studies in ecology, volume 5, University of California Press, Bekerley, 372 p.

TANG, C. & YU, Q. (1999). Chemical composition of legume residues and initial soil pH determine pH change of a soil after incorporation of the residues. *Plant and Soil*, 215: 29–38.

TATE, K. R. (1985). Soil Phosphorus. Pages 329-377: Vaughan, D., Malcolm R.E. (Eds.). Soil organic matter and biological activity. Chapter 9. Martinus Nijhoff Dr W Junk Publishers. Dordrecht, Netherlands *Technol.*, 37(18), 4221-4227.

TAYLOR, R. (2004). The implications of groundwater velocity variations on microbial transport and wellhead protection- review of field evidence. FEMS Microbiology Ecology 49: 17-26.

THORSTEINN, G., HOLMGEIR, B., GUDNI, T. (2004). Organic carbon accumulation and Ph changes in an andic gleysol under long-term fertilizer experiment in Iceland. Art., ELSEVIER, CATENA, n°12, PP.213-224.

THURMAN, E.M. (1985). Developments Organic geochemistry of natural waters. Dordrecht, The Netherlands, Nijhoff M & Junk W Publishers 497 p.

TIEDJE J.M., SEXSTONE A.J., MYROLD, D.D. et ROBINSON J.A. (1982). Dénitrification: ecological niches, competition and survival. *Antonie van Leeuwenhoek, 48*: 569- 583. 324.

TILANDER, Y. et BONZI M. (1997). Water and nutrient conservation through the use of agroforestry mulches, and sorghum yield response. *Plant and Soil,* 197: 219-232.

TRAORE, S. et GIGOU, J. (1991). Utilisation efficace des engrais azotés pour une augmentation de la production vivrière (l'expérience de la Côte d'Ivoire). *Dans* Mokwunye, A.U. (dir.), Alleviating soil fertility constraints to increased crop production in West Africa. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (Pays-Bas). p. 125–129.

TRINSOUTROT, I., RECOUS, S., BENTZ, B., LINÈRES, M., CHÈNEBY, D., & NICOLARDOT, B. (2000). Biochemical Quality of Crop Residues and Carbon and Nitrogen mineralization Kinetics under non limiting Nitrogen Conditions**.** *Soil Science Society of America Journal,* 64: 918-926.

UPADHYAY, V. P. & SINGH, J. S. (1989). Patterns of nutrient immobilization and release in decomposing forest litter in central Himalaya, India. *J Ecol*, 77: 127-146.

VAN SOEST, P.J. (1963). Ruminant fat metabolism with particular reference to factors affecting low milk fat and feed efficiency. A review. J. Dairy Sci., 46, 204-216.

WAGNER, G.H. & WOLF, D.C. (1999). Carbon transformations and soil organic matter formation" In: Sylvia, D.M., Fuhrmann, J.J., Hartel, P.G., Zuberer, D.A. eds. , Principles and Applications of Soil Microbiology, Prentice Hall, NJ, pp 218-258.

WAKSMAN, S.A. (1936). In: Humus. Origin, chemical composition and importance in mature. Baltimore.

WARDLE, D. (1992). A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biol. Rev.* **67**, p. 321–358.

WARRINGTON, R. (1878). On Nitrification, J. Chem. Soc. 33:44.

WATERMANN, P.G., & MOLE, S. (1994). Analysis of phenolic plant metabolites. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 238 pp.

WEBER, W.J. & HUANG, Q. (2003). Inclusion of persistent organic pollutants in humification Processes: Direct Chemical Incorporation of Phenanthrene via Oxidative Coupling. *Environ. Sci. Technol.,* **37** (18), 4221 -4227.

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

XU, R.K. & COVENTRY, D.R. (2003). Soil pH changes associated with lupin and wheat plant materials incorporated in a red-brown earth soil. *Plant and Soil,* 250: 113–119

XUEYONG, Z. (1992). Litter Decomposition in Naiman, Inner Mongolia China in relation to Litter Properties. Ed. by Liu Xinmin. *Gansu Science and Technology Press. Lanzhou*. P:228-238.

ANNEXES

Annexe 1 : Mesure de la biomasse microbienne totale

Amato M., Ladd J. N. (1988)

Principe

L'azote α-aminé contenu dans les micro-organismes est obtenu par une incubation dans un milieu saturé en chloroforme (= fumigation) destiné à tuer les organismes du sol.
L'azote α-aminé apparaît au cour de la fumigation par la lyse des micro-organismes du sol tués par le chloroforme. Cette quantité d'azote α-aminé est fonction de la quantité de micro-organismes présents dans le sol avant la fumigation.

Matériel

Etuve.
Deux béchers de 100 ml.
Dessiccateurs à vide (nombre et taille suffisants pour contenir la totalité des béchers).
Pompe à vide.
Billes de verre de petit diamètre.
Rouleau d'aluminium ménager.
Flacons en verre de 25 ou 50 ml.
Hotte aspirante.

Procédure

- Quatre heures au moins avant de commencer, mettre à l'étuve à 130°C un bécher contenant de l'alumine (= oxyde d'aluminium).
- Dans des béchers de 50 ml ou des piluliers de taille semblable, peser environ 10 g de sol. Pour chaque échantillon, prévoir le nombre de répétitions nécessaires.
- Placer les béchers dans un ou plusieurs dessiccateurs selon le nombre d'échantillons et la taille des dessiccateurs.
- Inclure un bécher contenant du papier-filtre imbibé d'eau afin de maintenir à l'intérieur des dessiccateurs une humidité convenable.
- A l'aide d'une grosse seringue munie d'un coton de verre et contenant environ 20 cc d'alumine passé à l'étuve, purifier le chloroforme (il en faut entre 30 et 40 ml par dessiccateur).

- Fermer le dessiccateur et faire le vide à l'aide de la pompe. Casser le vide une première fois (attention, fermer le robinet du dessiccateur avant d'arrêter la pompe). Recommencer ces opérations deux fois. Après le troisième vide, fermer le robinet du dessiccateur, vérifier qu'il n'y a pas de fuite et entourer le dessiccateur de papier aluminium car l'incubation doit se faire dans l'obscurité. Placer le ou les dessiccateurs à 28°C et à l'obscurité pendant 10 jours.
- Le dixième jour, casser le vide, ouvrir le dessiccateur (cette opération est effectuée obligatoirement sous la hotte) et faire l'extraction T10 dans la foulée.

L'azote α-aminé des micro-organismes du sol est obtenu en faisant la différence de l'azote α-aminé du sol fumigé (T10) et l'azote α-aminé du sol non fumigé (T0).

Le carbone correspondant est obtenu en multipliant le gain d'azote par le facteur 21.

Annexe 2 : Extraction Ammonium (NH_4^+), Nitrate (NO_3^-)

Principe

NH_4^+ et NO_3^- contenus dans les échantillons de sol sont extraits au KCl par échange avec une solution ionique KCl 1M (cas de sol sableux) ou KCl 2M (cas de sol argileux).

Domaine d'application

Cette méthode s'applique à la détermination de N minéral du sol et de l'azote α-aminé avant et après la fumigation.

Matériel

- Pots en plastiques de 150 ml contenant le sol.
- Flacon à scintillation.
- Seringue de 10 ml.
- Distributeur opifix (dispensette) de 100 ml.
- Support de filtration (Swinnex).
- Filtre whatman (GF/D) coupe en rondelle adaptée au Swinnex.
- Membrane filtre cellulose acétate 0,45 µm diamètre 13 mm.
- Chlorure de potassium (KCl).

Procédure

Préparation chlorure de potassium (KCl 1M) : dans un bécher peser 74,5 g de KCl, dissoudre (par agitation) dans environ 800 ml d'eau déminéralisée, ensuite transvaser dans une fiole puis compléter à 1L.

- Dans des pots en plastique de 150 ml fermant hermétiquement, placer environ 10 g d'échantillon.
- A l'aide d'une dispensette (étalonnée), ajouter exactement 38 ml de KCl (1M).

- Agiter 1 heure sur l'agitateur va-et-vient à la fréquence de 110 balancements par minute.
- Pendant ce temps préparer pour chaque échantillon :

  1 seringue de 10 ml.

  1 support de filtre Swinnex monté avec un préfiltre et un filtre 0,45 µm (cas pour N α-aminé).

  1 flacon à scintillation de 20 ml avec les références de l'extrait (n° de l'échantillon).
- Laisser décanter 30 à 60 minutes sur la paillasse afin de faciliter la filtration.
- Prélever à l'aide des seringues environ 10 ml d'extrait (remplir la seringue entièrement). Adapter le support de filtre sur la seringue et filtrer la totalité de l'échantillon, récupérer le filtrat dans les flacons à scintillation.
- Mettre les flacons à scintillation

  au réfrigérateur si le dosage est prévu dans les 24 heures qui suivent,

  au congélateur dans le cas contraire.

Annexe 3 : Mesure de l'activité de la déshydrogénase

Principe

Les échantillons de sol sont suspendus dans une solution de Triphényltétrazolium chloride (TTC) et incubé à l'obscurité pendant 24 heures à 25°C. Le triphénylformazan (TPF) produit est extrait par l'acétone et mesuré au spectrophotomètre à 546 nm (Thalman 1968, modifié).

Réactifs

- Tampon Tris-HCl (0,1M)
  Dissoudre 12,11 g de Tris dans 600 ml d'eau et ajuster avec HCl à pH = 7,8 pour un sol acide ; pH = 7,6 pour un sol neutre et pH = 7,6 pour un sol basique. Compléter le volume à 1 litre.
- Substrat TTC de 0,1 à 2%
  Dissoudre pour un essai de sol sableux 0,4% de TTC dans le tampon Tris et garder à 4°C.
- A cétone
- Standard TPF (0,1 mg/ml)
- Calibration des standards

Dosage

Le dosage se fait dans des tubes obscures.
TS= 1 ml de substrat
TE= 1 g de sol, 5 ml de tampon Tris
Essai= 1 g de sol, 5 ml de substrat
Fermer les tubes, vortexer et incuber à l'obscurité pendant 24 heures à 25°C.
Après incubation, extraire le TPF par 5 ml d'acétone dans tous les tubes.
Vortexer et agiter les tubes pendant 2 heures à l'obscurité.
Centrifuger et mesurer tous les échantillons et les standards à 546 nm.