
CH₄ : méthane
CIRAD : Centre de Coopération Internationale en recherche agronomique pour le Développement
CO₂ : Dioxyde de carbone
CSE : Centre de Suivi Ecologique
FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
g : gramme
ha : hectare
H₂O : Eau
INRA : Institut Scientifique de Recherche Agronomique
IRD : Institut de Recherche pour le Développement
ISE : Institut des Sciences de l'Environnement
ISRA : Institut Sénégalaïs de Recherches Agricoles
IST : Institut des sciences de la terre
ITA : Institut de Technologie alimentaire
K : Potassium
Kcl : Chlorure de potassium
Km : Kilomètre
LEMSAT : Laboratoire d'Ecologie Microbienne des Sols et Agrosystèmes Tropicaux
LNRPV : Laboratoire National de Recherches sur les Productions Végétales
MES : Matières En Suspension
m : mètre
mm : millimètres
Mg : Magnésium
MgO : Oxyde de magnésium
N : Azote
N₂ : Diazote
NDF : Neutral Detergent Fiber
NH₄⁺ : Ammonium
N₂O : oxyde nitreux
NO₃⁻ : Nitrate
O₂ : Dioxygène
OMS : Organisation mondiale de la Santé
pH : Potentiel d'hydrogène
PNAE : Plan National D'action pour l'Environnement
SONACOS : Société Nationale de Commercialisation des oléagineux du Sénégal
SO₄²⁻ : Sulfate
SOL : Composés organiques solubles
°C : Degrés Celsius
& : et

LISTE DES ILLUSTRATIONS

FIGURES

Figure 1 : Situation de la zone des Niayes.

Figure 2 : Dispositif expérimental.

Figure 3 : Evolutions des composantes biochimiques des résidus de *Casuarina equisetifolia* et de coques d'*Arachis hypogaea* au cours du temps.

Figure 4 : Evolution au cours du temps des teneurs en carbone et azote des résidus de *Casuarina equisetifolia* et de coques d'*Arachis hypogaea*.

Figure 5 : Evolution du rapport lignine/azote des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* au cours du temps.

Figure 6 : Biomasse microbienne totale dans les différents sols à différentes dates.

Figure 7 : Evolution des teneurs en nitrate (A) et en ammonium (B) du sol

Figure 8 : Evolution du flux total de C-CO₂ des sols au cours du temps.

Figure 9 : Evolution du potentiel de minéralisation du carbone au cours du temps.

Figure 10 : Corrélation entre la biomasse microbienne et le potentiel de minéralisation du Carbone.

Figure 11 : Hauteur des plantes de tomate au cours du temps.

Figure 12 : Evolution du nombre de branches secondaires des plantes de tomate

Figure 13 : Evolution de la densité des plantes au cours du temps

TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques chimiques des eaux d'irrigation dans la zone de Pikine.

Tableau 2 : Caractéristiques Physico-chimiques des sols de la zone de Pikine.

Tableau 3 : Caractéristiques biochimiques des résidus de *Casuarina equisetifolia* et de coques d'*Arachis hypogaea*.

Tableau 4 : caractéristiques chimiques des sols avant et après culture.

Tableau 5 : Coefficients de régression entre composants biochimiques des litières, la biomasse microbienne, l'azote minéral et le potentiel de minéralisation du carbone.

Tableau 6 : Rendements en fruits des plants de tomate dans les différents traitements.

PLANCHES

Photo 1 : *Casuarina equisetifolia*.

Photo 2 : Coques d'*Arachis hypogaea* enveloppant les graines

Table des matières

| | |
|--|----------|
| INTRODUCTION..... | 1 |
| I^{ère} PARTIE : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE | 5 |
| Chapitre I : LE SOL | 6 |
| I. La phase solide du sol..... | 6 |
| I.1. La fraction minérale..... | 6 |
| I.1.1. La texture du sol..... | 6 |
| I.1.2. La structure du sol..... | 7 |
| I.2. La fraction organique..... | 7 |
| I.2.1. La phase organique inerte du sol..... | 8 |

| | |
|---|-----------|
| I.2.2. La Matière organique vivante du sol | 8 |
| a) La macrofaune | 8 |
| b) La microfaune..... | 9 |
| c) Les micro-organismes..... | 9 |
| d) Les organes souterrains des végétaux..... | 10 |
| II. La phase liquide du sol | 11 |
| III. La phase gazeuse du sol | 12 |
| Chapitre II : LES RESIDUS VEGETAUX | 13 |
| I. Composition biochimique des résidus végétaux | 13 |
| I.1. La cellulose | 13 |
| I.2. L'hémicellulose..... | 13 |
| I.3. La lignine | 14 |
| I.4. Les composés phénoliques..... | 14 |
| II- Décomposition des résidus végétaux | 15 |
| II.1. La minéralisation | 15 |
| II.2. L'humification | 16 |
| II.3. Facteurs influençant la décomposition des résidus végétaux..... | 16 |
| II.3.1. Facteurs physiques | 17 |
| a) L'humidité du sol..... | 17 |
| b) La température et le pH | 17 |
| c) Propriétés physiques des sols : nature des argiles | 17 |
| d) Statut minéral du sol..... | 18 |
| II.3.2. La qualité des résidus végétaux | 19 |
| a) La nature des résidus végétaux | 19 |
| b) La composition biochimique des résidus végétaux | 19 |
| Chapitre III: Problématique de la fertilité des sols au Sénégal..... | 22 |
| I. Caractéristiques des sols du Sénégal..... | 22 |
| II. Impact des modes de gestion sur l'évolution des caractéristiques des sol..... | 23 |
| II.1. Les systèmes à faibles intrants..... | 23 |
| II.2. Les systèmes intensifs..... | 23 |
| III. Cas particulier des sols cultivés dans la zone périurbaine des Niayes | 24 |
| III.1. Les contraintes foncières | 24 |
| III.2. La dégradation des sols | 24 |
| III.2.1. La réduction du couvert végétal..... | 25 |
| III.2.2. L'érosion éolienne | 25 |
| III.2.3. La salinisation et l'acidification des terres cultivées | 25 |
| III.2.4. Les pratiques d'irrigation..... | 26 |
| a) Les eaux de surface..... | 26 |
| b) Les eaux souterraines | 26 |
| c) Les eaux usées | 27 |
| II^{ème} PARTIE : METHODOLOGIE | 29 |
| Chapitre IV | 30 |
| I. Présentation du site d'étude : La Niaye de Pikine | 30 |
| I.1. Le cadre physique | 31 |
| I.1.1. Le climat..... | 31 |
| I.1.2. Les sols | 32 |
| I.1.3. La végétation | 33 |
| I.1.4. L'hydrologie..... | 33 |
| I.2. Cadre socio-économique | 34 |
| II. Matériels utilisés..... | 36 |
| II.1. Matériel biologique..... | 36 |
| II.1.1. Casuarina equisetifolia..... | 36 |
| II.1.2. Arachis hypogaea L | 37 |
| II.2. Les eaux d'irrigation..... | 37 |
| II.3. Les sols étudiés..... | 38 |
| III. Dispositif expérimental | 39 |
| IV. Méthode d'échantillonnage..... | 40 |
| V. Méthodes d'analyse..... | 41 |
| V.1. Analyse de la composition biochimique des résidus végétaux | 41 |

| | |
|--|-----------|
| V.1.1. Van Soest..... | 41 |
| V.1.2. Mesure du carbone et de l'azote | 43 |
| V.2. Analyses des sols..... | 43 |
| V.2.1. Analyses chimiques | 43 |
| a) Mesure de la salinité | 43 |
| b) Mesure de la capacité d'échange cationique..... | 43 |
| c) Mesure du pH | 44 |
| d) Dosage du carbone et l'azote organiques | 44 |
| e) Dosage de l'azote minéral du sol (NH_4^+ , NO_3^-)..... | 44 |
| V.2.2. Mesure de la biomasse microbienne du sol | 44 |
| V.2.3. Mesure du Potentiel de minéralisation du carbone | 45 |
| V.3. Mesure des paramètres agromorphologiques | 46 |
| V.3.1. Hauteur des plantes..... | 46 |
| V.3.2. Nombre de branches secondaires..... | 46 |
| V.3.3. Densité des plantes par parcelle..... | 46 |
| V.3.4. Rendement en fruits | 46 |
| V.4. Analyses statistiques..... | 46 |
| III^{ème} PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION..... | 48 |
| Chapitre V : RESULTATS | 48 |
| I. Caractéristiques biochimiques des résidus végétaux | 49 |
| I.1. Caractérisation des résidus végétaux..... | 49 |
| I.2. Evolution des composantes biochimiques des résidus végétaux étudiés au cours du temps..... | 50 |
| I.2.1. Teneurs en fibres, en matières solubles et en matières minérales | 50 |
| I.2.2. Evolution des teneurs en carbone et azote..... | 51 |
| I.2.3. Evolution du rapport lignine/azote au cours du temps | 53 |
| II. Caractéristiques chimiques des sols avant et après culture..... | 53 |
| III. Evolution de la biomasse microbienne totale du sol au cours du temps | 54 |
| IV. Evolution de l'azote minéral du sol au cours du temps..... | 55 |
| V. Evolution du potentiel de minéralisation du carbone au cours du temps | 57 |
| VI. Corrélation entre la biomasse microbienne du sol et le potentiel de minéralisation du carbone..... | 60 |
| VII. Coefficients de régression entre les composants biochimiques des litières et les caractéristiques du sol | 60 |
| VIII. Paramètres agromorphologiques | 61 |
| VIII.1. Hauteur des plantes..... | 61 |
| VIII.2. Nombre de branches secondaires..... | 62 |
| VIII.3. Densité des plantes | 63 |
| VIII.4. Rendements en fruits | 64 |
| Chapitre VI : DISCUSSION | 65 |
| I. Effet de la qualité des résidus végétaux sur les processus de décomposition | 65 |
| II. Impact de la qualité des résidus végétaux sur les propriétés chimiques du sol..... | 66 |
| III. Effet de la qualité des résidus végétaux sur la disponibilité de l'azote minéral et les propriétés microbiologiques du sol..... | 67 |
| IV. Production végétale : effet de la qualité des litières | 70 |
| CONCLUSION ET PERSPECTIVES | 72 |
| Références bibliographiques | 75 |
| ANNEXES | 85 |

INTRODUCTION

Les sols constituent la base du système productif en Afrique sub-saharienne. Au Sénégal, il est difficile d'envisager une amélioration de la productivité agricole sans une restauration de la fertilité des sols, naturellement faible et qui s'est dégradée après plusieurs décennies d'exploitation agricole (Khouma *et al.*, 2005). Les Niayes, zone d'horticulture par excellence, n'échappent pas à cette dynamique. Dans la Niaye de Pikine, la dégradation des sols se manifeste par une baisse du taux de matière organique parfois accompagnée d'une acidification ou d'une salinisation ; on assiste de ce fait à une baisse des rendements accentuée par le cloisonnement des surfaces cultivables sous l'effet de l'urbanisation galopante et de l'ensablement des cuvettes (Fall *et al.*, 2000).

Ainsi pour augmenter les rendements, les paysans des Niayes, notamment ceux des zones périurbaines comme Pikine, utilisent les eaux usées non-traitées qui ont la réputation de réduire le cycle des cultures maraîchères. Ils augmentent par conséquent le nombre de rotation dans l'année (Gaye & Niang, 2002). L'utilisation de ces eaux usées se fait au profit des eaux de puits nommés « céanes » traditionnellement utilisées pour l'irrigation. Dans certains cas, les eaux usées sont mélangées avec les eaux de « céanes ». Cette pratique n'est cependant pas sans risque sur l'environnement. Ces eaux usées riches en matières en suspension, en azote minéral et en coliformes fécaux font en effet planer des risques de colmatage du sol, de pollution de la nappe phréatique; de salinisation et d'acidification (Gaye & Niang, 2002 ; Seck, 2005 ; Ndiaye *et al.*, 2006; Ndour *et al.*, 2008).

C'est pourtant dans les champs irrigués avec les eaux de « céanes » que sont enregistrés les rendements par rotation les plus importantes, même si le cycle est plus long (Gaye & Niang, 2002). Ce sont aussi, d'après ces auteurs, ces champs qui reçoivent le plus de fumier organique (en particulier du fumier de cheval) et exclusivement le fumier minéral. L'utilisation de la matière organique est cependant contrainte par l'insuffisance de cette matière et aussi par des problèmes d'accès (coût élevé et difficulté de transport) ; sa qualité n'est pas optimale et ne satisfait pas les besoins de la plupart des cultures maraîchères (Fall & Badiane, 2001). Il urge donc aujourd'hui de rationaliser ces apports organiques. Ceci est d'autant plus nécessaire que c'est dans les champs irrigués à l'eau de nappe que sont observées les tendances les plus favorables d'une agriculture

durable sur sol sableux (Gaye & Niang, 2002 ; Ndour, 2004 ; Seck, 2005 ; Ndiaye *et al.*, 2006), avec:

- des pourcentages en éléments fins (limons, argiles et sables fins) plus élevés;
- des teneurs en phosphore, carbone et azote organiques plus importantes;
- et des valeurs de pH relativement neutres.

La culture sous eaux de nappe est en outre plus favorable à la santé des populations (maraîchers, vendeurs, consommateurs, etc.). Les études de Gaye & Niang (2002) dans la zone périurbaine de Dakar ont montré une contamination par des coliformes fécaux des produits agricoles récoltés dans des champs irrigués avec des eaux usées.

Les analyses des sols cultivés sous eaux usées montrent des teneurs élevées en azote minéral (nitrate et ammonium), qui est par ailleurs un facteur limitant dans nos sols. Ce fait résulte de la richesse des eaux usées en ammonium dont une partie se transforme dans le sol en nitrate, forme d'azote préférée des plantes mais perdu facilement par lessivage, surtout dans les sols sableux. Ce nitrate lessivé s'accumule progressivement dans la nappe phréatique, rendant à la longue cette dernière impropre à la consommation en se référant aux normes de l'OMS (50 mg/l). Dans la zone des Niayes, cette contamination est plus importante au niveau des nappes peu profondes captées par les « céanes » ($424 \pm 87,0$ mg/l de nitrate dans la zone de Pikine selon Ndiaye *et al.*, 2006). Apporté par les eaux d'irrigation de « céane », le nitrate est lessivé et se retrouve à nouveau dans la nappe phréatique.

Le rôle de l'azote minéral dans les sols est central. Il commande les pertes en éléments alcalins. Ainsi, à chaque kilo d'azote déficitaire dans le bilan correspond une perte équivalente de 3 kg de CaO et MgO, ce qui contribue très largement à l'acidification des terres (Piéri, 1991). Il est donc nécessaire d'apporter l'azote en quantité suffisante pour les cultures maraîchers tout en évitant de polluer la nappe phréatique.

Plusieurs études (Müller *et al.*, 1988 ; Palm & Sanchez, 1991 ; Thomas & Asakawa, 1993) ont mis en évidence le rôle de la qualité des litières sur la disponibilité de l'azote minéral dans le sol. Cette qualité est déterminée, selon ces auteurs, par le rapport carbone sur azote (C/N) de la matière organique, sa teneur en lignine et sa teneur

en polyphénol. Ainsi plus le C/N de la matière organique apporté est élevé (ou plus la matière organique apportée est pauvre en azote), plus celle-ci favorise l'immobilisation de l'azote minéral du sol (Dommergues & Mangenot, 1970 ; Davet, 1996). La disponibilité de l'azote minéral dans le sol dépend aussi de la concentration en polyphénols et lignine des litières apportées (Constantinides & Fownes, 1994). En outre, les litières dites de faibles qualité caractérisées par des teneurs élevées en lignine et polyphénols se décomposent lentement dans le sol. Elles assurent ainsi des conditions microclimatiques favorables aux microorganismes tout en favorisant le statut organique du sol avec tous les effets positifs induits sur ses paramètres physico-chimiques. L'apport de litières pauvres en azote et riche en lignine (coques d'*Arachis hypogaea*) ou en polyphénols (*Casuarina equisetifolia*) pourrait ainsi améliorer la productivité des sols sableux cultivés sous eaux de nappe tout en régulant la disponibilité de l'azote minéral. En plus, la décomposition de ces résidus pourrait être stimulée ou ralentie par la disponibilité de l'azote minéral. En effet, plusieurs auteurs (Mary *et al.*, 1996 ; Brisson *et al.*, 1998 ; Recous *et al.*, 1995 ; Nicolardot *et al.*, 2001) ont montré le rôle de la disponibilité de l'azote minéral du sol sur la décomposition des apports organiques. Selon Recous *et al.* (1995), l'incubation de résidus végétaux dans des conditions d'azote minéral non limitant entraîne une forte décomposition des résidus et une forte immobilisation.

L'objectif de ce travail est donc d'améliorer la productivité des sols sableux irrigués à l'eau de nappe par une meilleure gestion des résidus organiques. Dans ce dessein, nous nous proposons de tester l'effet des résidus de *Casuarina equisetifolia* et d'*Arachis hypogaea* sur :

- La disponibilité de l'azote minéral dans le sol sableux et le rendement d'une culture de tomate irriguée à l'eau de nappe,
- et de suivre l'influence de l'azote minéral sur la décomposition de ces résidus dans le sol.

Dans la première partie de ce document, nous allons faire une revue de la bibliographie se rapportant au sujet ; ensuite énoncer la méthodologie adoptée pour mener cette étude ; et enfin exposer les résultats suivis de leurs discussions.

I^{ère} PARTIE : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I : LE SOL

Les sols sont définis, de manière générale, comme le produit remanié et organisé de l'altération de la couche superficielle de la croûte terrestre, essentiellement sous l'action d'agents climatiques et biologiques (Musy & Soutter, 1991). Ils se forment dans un milieu qui constitue la zone de contact entre, d'une part, la lithosphère et d'autre par l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère (Gaucher, 1968). Le sol est ainsi un milieu complexe, biologiquement actif et siège de nombreux phénomènes transitoires qui s'inscrivent dans un processus évolutif global, en constante interaction avec les autres éléments de l'écosystème dans lequel il s'insère (Musy & Soutter, 1991). La nature de ses constituants se rapporte, comme dans tout écosystème, aux phases solide, liquide et gazeuse.

I. La phase solide du sol

Plus important quantitativement (environ 83 % en poids et 52 % en volume dans un sol bien équilibré), elle conditionne le comportement des autres phases (Gaucher, 1968). Cette phase solide comprend une fraction minérale et une fraction organique.

I.1. La fraction minérale

Elle reflète la composition des matériaux de base dont est issu le sol (roche-mère; collision d'origine éolienne, hydrique ou gravitaire) et les aléas de sa genèse (Musy & Soutter, 1991). Elle représente, d'après Gaucher (1968), 81 % en poids et 48 % en volume du sol. Elle détermine la texture et entre dans la constitution de la structure, deux propriétés essentielles des sols.

I.1.1. La texture du sol

Les propriétés les plus importantes du sol dépendent des dimensions de ses constituants, c'est-à-dire de la granulométrie du sol (Gaucher, 1968). En outre les particules élémentaires entrants dans la constitution de la fraction minérale sont idéalement caractérisées par leurs volumes et leurs formes. La texture des sols, en tant que critère de différenciation, est alors définie par la répartition numérique des particules élémentaires en fonction de leur géométrie (Musy & Soutter, 1991).

Par l'analyse granulométrique, on parvient à différencier par la taille les éléments minéraux du sol et à quantifier leur répartition pondérale, par des classes de diamètres prédéfinies (Musy & Soutter, 1991). Ses classes sont souvent réparties par ordre de diamètre croissant de la manière suivante : les argiles (0-2 µm), les limons (2-50 µm), les sables (50-2000 µm) et les graviers (>2mm). Les proportions relatives en sables, limons et argiles définissent ainsi la texture du sol.

I.1.2. La structure du sol

La structure est la manière dont les éléments constituants du sol s'assemblent entre eux (Gaucher, 1968). Elle permet d'expliquer certains comportements du sol dont la texture à elle seule ne peut pas rendre compte. En effet, c'est la structure qui détermine la répartition dans l'espace de la matière solide et des vides dont certains sont occupés par de l'eau ; d'autres, par de l'air. Cette répartition conditionne l'ensemble des propriétés physiques et biochimiques du sol : aération et possibilité de respiration des racines et de l'ensemble de la biomasse, rétention par les forces capillaires d'une réserve d'eau utilisable par les plantes en période sèche, etc. (Duchaufour, 1997).

Il convient néanmoins de noter que la structure ne dépend pas seulement de la fraction minérale. Elle dépend aussi en grande partie de la fraction organique du sol, surtout dans son rôle de liant.

I.2. La fraction organique

Quantitativement faible par rapport à la fraction minérale aussi bien en termes de poids que de volume, à l'exception des sols tourbeaux, la phase organique du sol n'en demeure pas moins un élément clé de la qualité des sols. Cette fraction est constituée d'un ensemble de substances essentiellement caractérisées de manière qualitative par leur nature chimique (Musy & Soutter, 1991). Elle englobe toute substance organique, vivante ou morte, fraîche ou décomposée, simple ou complexe. Elle peut être classée en deux compartiments : un compartiment vivant qui fournit environ 4% du stock de carbone total du sol et un compartiment inerte qui fournit plus de 96% de celui-ci (Theng, 1987).

I.2.1. La phase organique inerte du sol

Elle est formée de résidus, sécrétions et excréptions de plantes et d'animaux (Musy & Soutter, 1991). L'essentiel de la matière organique parvenant au sol est cependant d'origine végétale (Davet, 1996). Dans le sol, la matière organique fraîche, fraction organique peu transformée, d'origine végétale ou animale, s'oppose à l'humus, fraction organique colloïdale plus ou moins foncée, qui contracte des liens étroits avec l'argile et les oxydes libres (Duchaufour, 2001). C'est la transformation de la première forme qui aboutit à la formation de la seconde. Cette transformation se fait sous l'action de divers facteurs, surtout des êtres vivants.

I.2.2. La Matière organique vivante du sol

Le sol est un milieu vivant et c'est là une caractéristique essentielle qui le différencie d'une roche, où les êtres vivants ne sont présents qu'en surface, dans la croûte d'altération (Robert, 1996). Les organismes du sol interviennent en effet dans de nombreux processus et fonctions essentielles des sols, notamment dans la décomposition des débris végétaux et animaux, la transformation et le stockage des éléments nutritifs, l'infiltration de l'eau et les échanges de gaz, la formation et la stabilisation de la structure des sols, mais aussi la synthèse des substances humiques (Dick, 1997). Le sol est ainsi traversé par des flux d'énergie et de matière dont la régulation est en grande partie assurée par les communautés vivantes qui le colonisent (Chotte *et al.*, 2001).

La classification des organismes du sol selon leur taille est souvent adoptée, bien que n'ayant aucune valeur systémique (Swift *et al.*, 1979). Elle permet de différencier trois ensembles: les organismes dont la taille est supérieure au centimètre (macrofaune), les organismes dont la taille est comprise entre deux cents micromètres et un centimètre (microfaune) et enfin les organismes microscopiques (micro-organismes). On ajoute à ces organismes un quatrième ensemble particulier, celui des organes souterrains des végétaux.

a) La macrofaune

Les organismes de la macrofaune sont principalement représentés par des invertébrés. Certains de ces organismes construisent des structures organo-minérales de grandes tailles qui perdurent de longues périodes (de quelques mois à quelques années);

ils développent, à des degrés divers, des relations mutualistes avec les micro-organismes dans leur tube digestif (rumen interne) et (ou) dans les structures qu'ils créent que l'on peut comparer à des rumens externes. Ces organismes comprennent principalement les termites, les vers de terre et les fourmis. En raison de l'impact de leur activité sur les caractéristiques du milieu, ces organismes sont aussi appelés les **ingénieurs de l'écosystème** (Jones *et al.*, 1994).

b) La microfaune

Ce groupe comprend une faune très diverse, essentiellement composée de micro et de macro-arthropodes (myriapodes, isopodes) et de nématodes. Contrairement à la macrofaune, les structures qu'ils produisent sont uniquement organiques. Elles ont une durée de vie plus courte que celles qui sont issues de l'activité des macro-organismes (Giller *et al.*, 1997).

c) Les micro-organismes

Ce sont des acteurs clés des cycles biogéochimiques. et jouent un rôle très important dans le fonctionnement et la dynamique des écosystèmes. Ils constituent la biomasse microbienne du sol dans lequel on distingue les trois groupes taxonomiques suivants :

➤ **Les bactéries**

Elles sont responsables de la plupart des transformations dans le cycle de l'azote (Paul & Clark, 1989) : ammonification (large éventail de bactéries), oxydation de l'ammonium en nitrite (Nitrosomonas), oxydation des nitrites en nitrates (Nitrobacter), réduction des nitrites en nitrates (Clostridium), dénitrification (Pseudomonas), fixation libre de l'azote moléculaire (N_2) (Azotobacter) ou par symbiose (Rhizobium).

Le rôle des bactéries dans les cycles du carbone, du phosphore et du soufre est moins spécialisé, mais reste important.

➤ **Les champignons**

Ils sont présents dans le sol à l'état de mycéliums et d'organes de propagation ou de conservation que l'on peut désigner sous le nom de « spores » (Dommergues &

Mangenot, 1970). Leur rôle dans le cycle de l'azote est peu spectaculaire : certaines espèces sont douées d'une faible activité fixatrice, leur pouvoir ammonifiant paraît inférieur à celui des bactéries dans les conditions naturelles où les champignons semblent plutôt participer à l'organisation de l'azote qu'à sa minéralisation (Dommergues & Mangenot, 1970). Ceci correspond à leurs activités synthétiques plus élevées que celles des bactéries et à leur répartition particulière. En effet, leur rôle essentiel se trouve probablement dans la minéralisation du carbone organique, en particulier des sources les plus complexes. Ils possèdent parfois, à un degré extraordinaire, l'aptitude à dégrader de grandes quantités de matières organiques en se contentant de faibles quantités d'azote. Ceci explique leur prépondérance dans les sols pauvres, les débris végétaux frais, surtout les plantes âgées où le rapport C/N peut atteindre des valeurs considérables (Dommergues & Mangenot, 1970).

➤ **Les actinomycètes**

Ce sont des Eubactéries Gram positives à structure végétative de type mycélien (Dommergues & Mangenot, 1970). Ces micro-organismes présentent ainsi des similitudes à la fois avec les Eubactéries et avec les champignons. Représentées par les genres Nocordia et Streptreptomyces, leurs densités sont en général 3 à 15 fois plus faibles que celle des autres bactéries. Ils se distinguent dans le sol par leur aptitude à dégrader les substances organiques peu biodégradables par les champignons et les autres bactéries ; mais aussi par leur aptitude à produire des substances probiotiques, antibiotiques ou toxiques (Dommergues & Mangenot, 1970).

d) Les organes souterrains des végétaux

À ces organismes précités, on peut ajouter les organes souterrains des végétaux qui jouent un rôle très important dans le sol. La présence de ces organes entraîne en effet de multiples conséquences sur les autres communautés vivantes mais aussi sur les caractéristiques physico-chimiques des sols (Chotte *et al.*, 2001). Au cours de leur croissance, les racines exercent une pression sur les particules minérales qui entraînent leur réorganisation (Foster, 1986) ; conjointement, elles exsudent des composés organiques qui favorisent la formation d'agrégats. Ces produits racinaires représentent

une des principales voies d'entrée de carbone organique dans les sols (Sauerbeck & Johnen, 1976).

II. La phase liquide du sol

L'eau du sol a une importance considérable. Elle intervient d'une part dans la nutrition des plantes en tant que véhicule des éléments nutritifs dissous; et d'autre part, dans la pédogenèse, qui conditionne la plupart des processus de formation des sols (Duchaufour, 2001). Les propriétés principales du sol résultent ainsi de son comportement vis-à-vis de l'eau (Gaucher, 1968). En effet toute l'eau que reçoit un sol après une pluie ou une irrigation ne s'écoule pas par gravité vers les horizons inférieurs. Un volume plus ou moins important reste retenu dans les pores du sol, par capillarité et à la surface du complexe argilo-humique, par les forces de liaisons (Davet, 1996). De ce fait, le volume relatif et la composition de la phase liquide varient non seulement dans le temps, mais également, à un instant donné, d'un point à un autre du sol (Musy & Souter, 1991). Selon Duchauffour (2001), cette eau qui provient essentiellement des précipitations et dans certaines stations de l'eau souterraine se répartit comme suit:

- *en eau de ruissellement*, superficielle ou "hypodermique" lorsqu'elle circule au sein des horizons supérieurs, parallèlement à la surface. Le ruissellement n'est pas constant et n'affecte que les surfaces en pente soumises à des pluies violentes.
- *en eau de gravité*, entraînée par la pesanteur. Cette eau circule dans les pores grossiers et moyens ($>10\mu\text{m}$) le plus souvent verticalement parfois aussi obliquement s'il y'a une pente et que la perméabilité du sol diminue dans les horizons profonds. 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 ($> 50 \mu\text{m}$), dans les quelques heures qui suivent les pluies et *l'eau de gravité à écoulement lent*, qui descend lentement (souvent plusieurs semaines) dans les pores de diamètre moyens compris entre $50 \mu\text{m}$ et $10 \mu\text{m}$. L'ensemble des eaux de gravité alimente le drainage profond, si le sol est perméable.
- *en eau retenue* par le sol, qui, au cours de l'infiltration des pluies, occupe les pores fins et très fins ($<10\mu\text{m}$ environ): 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* absorbable par les racines, qui occupent

les pores fins et l'**eau liée** qui forme une fine pellicule à la surface des particules du sol. Cette dernière eau n'est pas absorbable par les racines.

Il apparaît en définitive que c'est la composition et l'organisation de la phase solide du sol qui déterminent le comportement de la phase liquide. Celle-ci conditionne à son tour le comportement de la phase gazeuse puisque cette dernière remplit l'espace des pores non occupée par la phase liquide du sol.

III. La phase gazeuse du sol

La particularité de la phase gazeuse, outre le fait que son comportement soit conditionné par les phases solide et liquide, est dans l'influence qu'exerce les processus biologiques sur la dynamique de certaines de ces composantes. Les échanges gazeux dans le sol se distinguent, en outre, des échanges hydriques par la présence de zones de production et de consommation, matérialisées par les systèmes racinaires des végétaux et les microorganismes, qui sont des producteurs de gaz carbonique et des consommateurs d'oxygène (Musy & Soutter, 1991). La composition de l'air est ainsi soumise à de constantes modifications.

Les principaux éléments qui composent la phase gazeuse du sol sont dans l'ensemble les mêmes qu'on trouve dans l'air avec cependant des proportions variables (CO_2 , O_2 , N_2O , N_2 , CH_4 , H_2O ...). Cette phase gazeuse du sol est, dans une certaine mesure, en équilibre avec l'air avec lequel l'ampleur des échanges dépend des caractères du sol (texture, structure, humidité...). La qualité globale de ses échanges avec l'atmosphère, c'est-à-dire l'aération des sols constitue dès lors un facteur important de leur fertilité (Musy & Soutter, 1991).

Ces trois phases solide, liquide et gazeuse déterminent ainsi les propriétés d'un sol dont le fonctionnement exerce une influence majeure sur les différents cycles biogéochimiques.

Chapitre II : LES RESIDUS VEGETAUX

L'essentiel de la matière organique parvenant au sol est d'origine végétale (Davet, 1996). Celle-ci parvient au sol sous forme d'exsudats racinaires ou foliaires et de débris de feuilles, de rameaux, de fruits ou de graines. L'évolution de ses résidus dans le sol se fait en fonction de leurs qualités biochimiques et des propriétés physico-chimiques du sol.

I. Composition biochimique des résidus végétaux

Les parois végétales sont composées de polymères ainsi que de molécules de faible poids moléculaire, comme les sucres circulants. Ces polymères sont de deux types : les polymères glucidiques (cellulose, hémicellulose, substances pectiques) et les polymères non glucidiques (lignines et composés phénoliques).

I.1. La cellulose

La cellulose est la molécule organique naturelle la plus abondante sur la terre. Ce polymère de glucose constitue la structure principale de nombreux tissus végétaux avec des teneurs allant de 15 à 99 %. De formule $(C_6H_{10}O_5)_n$ (n compris entre 200 et 14000), cette macromolécule est dans son état naturel fibrillaire et partiellement cristalline.

La décomposition de la cellulose dans le sol n'est accessible qu'à une flore spécialisée comme les bactéries et les champignons cellulolytiques (Davet, 1996). Ces derniers sont, en effet, pourvus d'un complexe qui comprend toujours plusieurs enzymes agissant en synergie. La dégradation aérobie de la cellulose fait apparaître des glucides simples solubles (cellobiose et glucose) qui entretiennent une nouvelle flore consommatrice de sucres, différente de la première soumise à une compétition sévère (Davet, 1996). En anaérobiose, il apparaît de l'éthanol, des acides organiques, du dioxyde de carbone et du méthane.

I.2. L'hémicellulose

Ce sont des polysaccharides complexes (à base de xylanes, xyloglucanes, galactanes, arabinase, arabinogalactane) de faibles poids moléculaires solubles en milieu alcalin. C'est le deuxième composant de la paroi pectocellulosique des végétaux, après la

cellulose. Elle a un rôle de pontage entre les fibres de cellulose, mais aussi avec d'autres composés matriciels. L'hémicellulose se décompose plus facilement que la cellulose et la lignine.

I.3. La lignine

La lignine est après la cellulose le plus important composant des tissus végétaux (Davet, 1996). Elle se trouve principalement localisée dans les structures intercellulaires et fournit la cohésion aux matériaux ligneux. Elle est constituée d'un assemblage hétéroclite d'éléments analogues, mais non identiques, composé de noyaux phénoliques porteurs d'une chaîne latérale à trois carbones.

La lignine est un composé très récalcitrant à la dégradation. Sa décomposition n'est possible qu'en conditions aérobies et requiert apparemment la présence d'aliments glucidiques, comme si un appont énergétique était nécessaire (Davet, 1996). Cette décomposition se fait à l'aide de champignons qui, en présence d'une microflore glucidique peu active, consomment les polyosides tout en décapant les revêtements de lignine qui protègent la cellulose. Le substrat se transforme en une masse fibreuse blanchâtre constituée par une trame cellulosique (Davet, 1996).

I.4. Les composés phénoliques

Ce sont des alcools aromatiques qui proviennent des végétaux. Les phénols simples, déchets du métabolisme végétal, sont assemblés en polyphénols comme la lignine. Ces composés phénoliques sont souvent solubles à l'eau et n'existent pas à l'état libre car ils sont situés dans les vacuoles cellulaires des végétaux (Rice & Pancholy 1974). Il y a quatre principales familles de composés phénoliques : les acides-phénols, les flavones, les anthocyanes et les tanins.

Selon Doré *et al.* (2004), les composés phénoliques ont des effets controversés sur la nutrition minérale. Certains auteurs ont, en effet, insisté sur l'existence d'un nombre varié de phénols ayant un effet inhibiteur sur l'absorption des éléments minéraux. Il a cependant été démontré que les effets d'inhibition des acides phénoliques sur la nutrition minérale ne sont pas permanents et qu'il y'a rétablissement de l'absorption dès que les composés disparaissent ou diminuent dans le milieu (Bernhard-Reversat *et al.*, 2003). Enfin, les acides phénoliques ont également des effets d'inhibition sur les organismes de

la nitrification, ce qui peut avoir des répercussions indirectes sur la nutrition azotée des végétaux.

II- Décomposition des résidus végétaux

Elle se fait par les organismes vivants du sol et part de la matière végétale fraîche qui est le point de départ de deux processus de transformation : la minéralisation et l'humification. L'équilibre entre ses deux processus conditionne la plupart des propriétés agronomiques des sols.

II.1. La minéralisation

Le processus de minéralisation conduit à la destruction d'une partie de la matière organique. Les molécules organiques sont ainsi transformées en éléments simples : gaz carboniques (CO_2), azote minéral (NH_4^+ , NO_3^- , N_2O) et autres éléments minéraux. Selon Davet (1996), le matériel végétal (déjà en partie colonisé par une microflore épiphyte) est rapidement envahi dès son arrivée sur le sol. Les substances solubles et de poids moléculaire peu élevé sont consommées les premières et rapidement minéralisées par une flore très variée. Cette flore est constituée de consommateurs de sucres simples, qui déclinent aussitôt que ces substrats sont épuisés. Le reste du matériel végétal constitué de cellulose, d'hémicellulose et de lignine n'est accessible qu'à une flore plus spécialisée.

C'est durant cette phase de minéralisation dite primaire que la matière organique fraîche est fractionnée en trois parties : une partie minérale (CO_2 , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}), une partie transformée en cellules microbiennes et une partie récalcitrante constituée surtout de tanins et de résidus polyphénoliques des lignines combinés à des protéines (Davet, 1996). La partie minérale incorporée dans les cellules microbiennes est dite immobiliser.

L'**immobilisation** se déroule en même temps que la minéralisation. La prédominance de l'un sur l'autre est déterminante dans le bilan minéral du sol. Lorsqu'un élément minéral du sol est assimilé par les micro-organismes telluriques, il entre dans des combinaisons organiques à l'intérieur des cellules microbiennes et cesse d'être utilisable pour les végétaux supérieurs (Dommergues & Mangenot, 1970). À la mort des micro-organismes, ou à la suite de processus d'excrétion, les molécules organiques sont libérées dans le sol. Elles subissent, ensuite, diverses transformations qui aboutissent à des formes

plus ou moins stables ou même labiles qui, par minéralisation ultérieure, redonnent les formes initiales parfaitement assimilables par les végétaux (Dommergues & Mangenot, 1970).

II.2. L'humification

C'est le processus de transformation de la matière organique en humus sous l'action de facteurs physico-chimiques et biologiques. Elle consiste ainsi en des recombinaisons de molécules organiques de nature diverses :

- molécules complexes déjà présentes dans le sol ;
- molécules simples venant directement de substrats organiques récemment dégradés par la flore et la faune du sol ;
- très peu de molécules directement issues des débris végétaux ou animaux.

Cette transformation aboutit à une repolymérisation en composés amorphes appelés **humus**. L'humus se caractérise dans le sol par la couleur noire qu'il donne à celui-ci, son rapport carbone sur azote (C/N) plus faible, de l'ordre de dix et par sa relative stabilité (Musy & Soutter 1991). L'humus est souvent associé aux minéraux argileux, avec lesquels il partage des propriétés colloïdales, pour former des complexes argilo-humiques. Ces derniers jouent un rôle essentiel dans la structure du sol. C'est la quantité de charges électriques portées par ce complexe qui définit la capacité d'échange cationique (CEC). Plus cette CEC est élevée, plus le complexe peut adsorber ou libérer des cations qui sont mis à la disposition des racines.

L'humus ne s'accumule pas indéfiniment dans le sol. Dans des conditions pédoclimatiques données, il y'a équilibre entre l'humification et les pertes par minéralisation secondaire (Davet, 1996). Cet équilibre est conditionné par un certain nombre de facteurs influençant la décomposition de la matière organique dans le sol.

II.3. Facteurs influençant la décomposition des résidus végétaux

La décomposition des résidus végétaux dans le sol dépend d'un certain nombre de facteur qui contrôle les processus de minéralisation et d'humification. Ces facteurs sont liés à l'environnement physique d'une part et à la qualité des résidus végétaux d'autre part.

II.3.1. Facteurs physiques

C'est l'ensemble des facteurs physico-chimiques (humidité, température, propriétés physiques des sols...) qui conditionnent le comportement des organismes vivants responsables de la décomposition des résidus végétaux dans le sol.

a) L'humidité du sol

L'humidité est un des facteurs écologiques les plus puissants qui surclasse parfois les autres facteurs majeurs, tels que la température (Dommergues & Mangenot, 1970). Les variations de la teneur en eau ont des répercussions considérables sur l'activité biologique du sol. L'humidité du sol est optimale aux valeurs proches de la capacité au champ. Trop d'eau empêche, en effet, la circulation de l'oxygène nécessaire à la respiration des organismes vivants alors que le déficit entraîne une faible activité microbienne.

b) La température et le pH

La vitesse de décomposition de la matière organique fraîche est très sensible à la température. En effet, pour une élévation de température de 1°C, la vitesse de décomposition de la litière d'espèces forestières caduques augmente de 1,8% (Olson *et al.*, 1961 cités par Dommergues & Mangenot, 1970). Ainsi, en milieu suffisamment humide, les températures comprises entre 30 et 40°C stimulent considérablement la décomposition des substances humiques : il en résulte que, sous climat tropical humide, l'agronome a souvent des difficultés à maintenir à un niveau suffisant le stock humique des sols.

c) Propriétés physiques des sols : nature des argiles

Les propriétés physiques des sols sont définies par la texture et la structure. La texture et surtout la structure déterminent les dimensions des pores et par conséquent les quantités d'eau et d'air qui y circulent. Du point de vue de la structure, les agrégats protègent la matière organique de la décomposition par deux mécanismes : protection mécanique de la matière organique et ralentissement de la diffusion de l'oxygène à l'intérieur de l'agrégat (Dommergues & Mangenot, 1970). Les agrégats argileux servent,

en outre, de sites d'adhésion aux cellules microbiennes avec comme conséquences un abaissement du pH, une diminution de la vitesse de diffusion des ions et une concentration de substances organiques biologiquement actives (Dommergues & Mangenot, 1970).

De nombreux composés organiques peuvent être adsorbés par les argiles sous forme de cations (amines, acides aminés), d'anions ou de composés non chargés (Dommergues & Mangenot, 1970). Ces composés adsorbés sont ainsi protégés de la biodégradation microbienne ou enzymatique. L'effet des argiles sur la décomposition dépend, cependant, de leurs natures. En effet, selon Dommergues & Mangenot (1970), certains argiles ont un effet stabilisateur considérable (attapulgite, montmorillonite) alors que d'autres s'avèrent peu efficaces (kaolinite). Ainsi, dans les sols sableux tropicaux caractérisés par leur grande porosité, leur pauvreté en agrégats, leur pauvreté en argiles et la nature de ses argiles (kaolinite), on observe une forte minéralisation de la matière organique, surtout en début de saison des pluies.

d) Statut minéral du sol

Le statut minéral du sol a une influence sur les organismes vivants. Ainsi, lorsqu'ils atteignent une teneur anormalement élevée dans le sol, certains éléments minéraux inhibent plus ou moins une partie ou l'ensemble de la microflore tellurique (Dommergues & Mangenot, 1970). C'est le cas de l'excès de sel qui constitue, pour de nombreux microorganismes telluriques, un milieu défavorable en raison de la présence d'ions toxiques, du pH (très basique), de la structure (asphyxiante) et de la tension osmotique (parfois élevée) (Dommergues & Mangenot, 1970). Il est fréquent aussi d'observer, selon ces derniers auteurs, une toxicité aluminique et/ou manganique dans les sols acides où la teneur en Al^{+++} et/ou Mg^{++} échangeables est élevée.

En outre les teneurs en CO_2 et O_2 dissoutes dans la solution du sol exercent une influence certaine sur l'activité des microorganismes telluriques (Dommergues & Mangenot, 1970). Il en est de même des teneurs en certains éléments minéraux tel l'azote, le phosphore, le soufre... Ainsi, 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 (Brisson *et al.*, 1998).

II.3.2. La qualité des résidus végétaux

La décomposition des résidus végétaux dans le sol dépend de leur nature physique et de leur composition biochimique.

a) La nature des résidus végétaux

C'est un des facteurs qui influence le contact entre le sol et les résidus végétaux. Ce contact détermine la colonisation par les micro-organismes, la diffusion des composés solubles et les transferts de nutriments et d'oxygène (Fruit *et al.*, 1999 cité par Abiven, 2004). Plus le contact sol-résidus est intime, plus la décomposition est donc rapide en raison d'une colonisation par les décomposeurs plus facilitée et d'une humidité souvent plus favorable (INRA, 2001). La taille des résidus est donc un facteur déterminant avec les résidus de petites tailles qui sont plus facilement décomposés. Le degré d'intimité entre les résidus végétaux et les microorganismes du sol ne dépend cependant pas seulement de la nature physique de ceux-ci, il résulte aussi de leur composition biochimique.

b) La composition biochimique des résidus végétaux

La composition biochimique des résidus végétaux les rend plus ou moins accessibles aux organismes vivants du sol. L'évolution des résidus végétaux dans le sol est ainsi influencée par les caractéristiques suivantes (Dommergues & Mangenot, 1970):

➤ Le rapport C/N

C'est un facteur déterminant dans la décomposition de la matière organique dans le sol. Il est souvent utilisé pour évaluer la stabilité de celle-ci. La richesse des résidus en N (C/N bas, inférieur à 25) accélère, en effet, la décomposition et limite par conséquent les possibilités d'humification ; mais un C/N élevé ne favorise pas celle-ci, il freine l'évolution des débris végétaux et conduit à l'accumulation d'humus libre (Dommergues & Mangenot, 1970). Cette situation est due au fait que les microorganismes ont besoin d'azote pour décomposer la matière organique du sol. Lorsque la matière organique apportée est pauvre en azote, les microorganismes puisent dans la réserve d'azote minéral

du sol, entrant ainsi en compétition avec les plantes. Il en résulte une baisse du rapport C/N de la matière organique du sol au cours du temps car le carbone est perdu continuellement alors que l'azote est immobilisé dans les tissus des microorganismes associés à celle-ci.

Cependant, la facilité avec laquelle un substrat est décomposé ne dépend pas seulement de son rapport C/N, mais aussi de la forme sous laquelle l'azote, et surtout le carbone, y sont présents (Davet, 1996).

➤ **Rapport entre constituants labiles et récalcitrants**

La matière organique du sol est souvent divisée en composés labiles facilement biodégradables et en composés récalcitrants, accessibles à une faune spécialisée. Ces composés récalcitrants ont souvent en commun leurs teneurs élevées en lignine. Cependant la teneur en lignine n'est pas le seul critère qui détermine la biodégradabilité de la matière organique (Dommergues & Mangenot, 1970). Celle-ci dépend aussi des teneurs des autres fractions plus ou moins biodégradables. Par exemple, les débris peu lignifiés et riches en pentoses et en cellulose sont dégradés plus rapidement que les tissus fortement incrustés de lignine ou de subérine. Une teneur élevée en constituants solubles est favorable à une décomposition rapide (Dommergues & Mangenot, 1970). Il est néanmoins important de considérer dans cette fraction soluble, les composés phénoliques qui peuvent diminuer fortement le coefficient de minéralisation de la matière organique de ce compartiment (Masse, 2007).

➤ **La richesse des tissus en substances biologiquement actives**

Les substances biologiquement actives influencent la dégradation des résidus végétaux dans le sol en raison de leurs propriétés antibiotiques ou de leur action inhibitrice sur les enzymes extracellulaires des microorganismes. Elles peuvent également se combiner aux constituants pariétaux et aux protéines pour former des complexes récalcitrants (Dommergues & Mangenot, 1970). On distingue parmi ses substances, les composés phénoliques des résidus végétaux qui peuvent affecter la décomposition de la matière organique (Swift *et al.*, 1979). Ces composés phénoliques dont la plupart sont solubles à l'eau peuvent, en effet, inhiber l'action de certains

microorganismes, voire même avoir des effets toxiques, fongicides et antibiotiques (Millar, 1974).

Le rôle des composés phénoliques dans l'évolution de la matière organique dans le sol ne se limite cependant pas seulement à leur action inhibitrice par rapport à certains microorganismes. Ces composés sont reconnus comme étant des précurseurs de substances humiques. Ces précurseurs ont des aptitudes inégales à l'oxydation et à la condensation suivant leur nature et celles des autres composés présents (Dommergues & Mangenot, 1970).

Chapitre III: Problématique de la fertilité des sols au Sénégal

Le Sénégal, à l'instar de tous les pays sahéliens, subit depuis plusieurs décennies, une baisse de sa pluviométrie et des pressions de plus en plus importantes sur les ressources naturelles. En effet, les effets combinés de la croissance démographique et les perturbations climatiques ont affecté le système bioproducif et induit la dégradation des terres qui se manifeste sous différentes formes suivant le milieu physique et les systèmes de production dans les différentes zones éco-géographiques (FAO-CSE, 2003). Les sols du Sénégal se caractérisent d'une manière générale dans leur grande majorité par une grande sensibilité à l'érosion. Cette sensibilité est essentiellement liée aux caractéristiques des sols (FAO-CSE, 2003).

I. Caractéristiques des sols du Sénégal

Au Sénégal, la diversité des conditions climatiques, de la géomorphologie et du substratum géologique sont à l'origine de l'existence de plusieurs types de sols aux caractéristiques et aux aptitudes bien différentes (FAO-CSE, 2003). Ces caractéristiques varient cependant en fonction des types de sols. Les principaux types de sols sont (Khouma, 2000):

- les sols minéraux bruts sur dune littoral ;
- les sols minéraux bruts de cuirasse sur schiste ou sur grès argileux;
- les sols gravillonnaires sur cuirasse ;
- les sols bruns rouges subarides sur sable ;
- les sols ferrugineux tropicaux faiblement lessivés sur sable ;
- les sols ferrugineux tropicaux lessivés sur grès sablo-argileux;
- les sols ferrugineux tropicaux lessivés cuirassés sur schiste ;
- les sols ferrallitiques faiblement désaturés sur grès sablo-argileux;
- les sols halomorphes sur alluvions argileuses;
- les sols hydromorphes sur argile et sur sable;
- les sols sulfatés acides sur sable et sur argile.

Malgré la diversité de ces sols, la production agricole au Sénégal provient essentiellement des sols ferrugineux tropicaux et des sols ferrallitiques faiblement désaturés. Ces sols se distinguent par un faible pourcentage d'argile et par une

prépondérance des sables. Les argiles sont de type kaolinite, peu réactifs. Leurs teneurs en phosphore et en matière organique sont faibles ainsi que leur capacité d'échange cationique (Khouma *et al.*, 2005). L'évolution de ces caractéristiques se fait, cependant, en fonction de leur mode de gestion.

II. Impact des modes de gestion sur l'évolution des caractéristiques des sol

Selon Khouma *et al.* (2005), l'évolution des caractéristiques des sols se fait suivant les systèmes de culture observés au Sénégal : les systèmes à faibles intrants et les systèmes intensifs.

II.1. Les systèmes à faibles intrants

Les systèmes à faibles intrants englobent les systèmes traditionnels et les systèmes semi-intensifs avec apport d'une fumure minérale légère sans travail du sol. La culture traditionnelle après défrichement affecte profondément les sols : baisse considérable du taux de matière organique accompagnée d'une chute de la plupart des indices chimiques des sols (pH, N, Ca, Mg, K, P). Cette évolution chimique s'accompagne d'une compaction et d'une réduction de la porosité dues notamment à la baisse de la teneur en matière organique. Les systèmes traditionnels et semi-intensifs n'assurent donc le maintien des composantes physiques de la productivité des terres qu'au prix d'une très faible intensité culturale (peu d'années de culture continue suivies de longues années de jachère). Mais les jachères ont tendance soit à disparaître, soit à voir leur durée fortement réduite (Khouma *et al.*, 2005).

II.2. Les systèmes intensifs

Les systèmes intensifs se caractérisent par des apports de doses relativement importantes d'engrais minéral, de matière organique ou de fumure organo-minérale, en présence de travail du sol. Dans ces systèmes, l'évolution des caractéristiques des sols est marquée par une baisse du pH et du taux de calcium et de magnésium échangeables ainsi que l'accumulation de magnésium échangeable dans les sols ferrugineux tropicaux. Cette acidification est d'autant plus accentuée que les sols sont plus sableux et les doses d'engrais azoté plus élevées (Khouma *et al.*, 2005).

En raison donc de leurs constituants minéralogiques dominants (quartz, kaolinite, fer et oxydes d'aluminium) et de leur texture sableuse, le rôle de la matière organique sur les propriétés de ses sols, sur leur productivité et sur la viabilité des systèmes de production agricole est fondamentale (Blanchart *et al.*, 2005).

III. Cas particulier des sols cultivés dans la zone périurbaine des Niayes

Avec 1% des terres arables du Sénégal, la zone des Niayes fournit environ 80% de la production horticole du Sénégal (FAO-CSE, 2003). Cette situation résulte de conditions physiques et socio-économiques très favorables qui entraînent un taux élevé de mise en valeur des terres (65%) dans cette zone qui concentre, par ailleurs, 52,5% de la population du Sénégal (FAO-CSE, 2003). On note ainsi une forte pression sur les ressources en sols. Cette pression est plus accentuée en zone périurbaine de Dakar où la production horticole, surtout maraîchère, est confrontée à des contraintes à la fois d'ordre foncière et écologique.

III.1. Les contraintes foncières

La ville est décrite comme moteur de développement d'activités agricoles à sa périphérie. Mais cette périphérie est également présentée comme lieu de marginalisation de l'espace agricole au profit de l'espace urbain (Moustier *et* Pagès, 1997). La compétition pour la valorisation de l'espace est ainsi une des principales données qui caractérisent l'implantation de l'agriculture en zone urbaine (Fall & Fall, 2001). Elle se déroule actuellement, selon ces auteurs, en faveur de l'urbanisation au détriment de l'agriculture. On observe, en effet, une avancée du front urbain matérialisé par l'évolution du patrimoine bâti. Autour de Dakar, les grandes Niayes (Pikine, Cambérène et Mbao) enregistrent un recul des espaces cultivés à un rythme qui inquiète quant à la viabilité du système agricole urbain (Fall *et al.*, 2001).

III.2. La dégradation des sols

La zone des Niayes est dominée par la présence de sols pauvres : sols diors, sols minéraux bruts d'apport qui constituent les formations dunaires (Cissé & Fall, 2001). Il se pose aujourd'hui dans cette zone un réel problème de dégradation des sols liée à la dégradation des conditions pluviométriques et surtout aux pratiques culturales. Les

principaux problèmes de dégradation des sols dans les Niayes sont : la réduction du couvert végétal, l'érosion éolienne et la salinisation des terres (FAO-CSE, 2003).

III.2.1. La réduction du couvert végétal

Le développement du maraîchage, sur pratiquement tous les types de sols de la zone des Niayes, conduit à une dégradation partielle de plus en plus importante du couvert végétal. Cette dégradation est marquée par le défrichement de certaines forêts classées (Forêt de Mbao dans la région de Dakar), par le déboisement des périphéries de protection des dunes vives pour l'exploitation des Ndiouki sur l'axe Mboro-Lompoul (Cissé & Fall, 2001). La réduction du couvert végétal n'est cependant pas seulement due à des causes anthropiques. Elle est aussi directement liée à la baisse de la pluviométrie qui affecte la zone soudano-sahélienne. Cette baisse de la pluviométrie entraîne une disparition progressive des mares temporaires et une baisse du niveau de la nappe phréatique réduisant ainsi le couvert ligneux de la zone.

III.2.2. L'érosion éolienne

Elle constitue un sérieux problème qui affecte la viabilité des systèmes de production horticole des Niayes. En effet, les dunes vives menacent les cuvettes maraîchères, malgré la mise en place d'une ceinture verte (de 180 Km) constituée par une bande de filao (FAO-CSE, 2003). On observe ainsi une baisse de la fertilité des sols qui perdent leurs couches superficielles et l'ensevelissement des cuvettes maraîchères, des mares... Cette érosion éolienne est liée aussi à la réduction du couvert végétal dans la zone des Niayes.

III.2.3. La salinisation et l'acidification des terres cultivées

La salinité fait partie des principales contraintes à l'utilisation des sols dans la zone des Niayes (Fall & Badiane, 2001). En effet, selon Ndoye *et al.* (2001), les sols des Niayes ont en commun la salinité de leurs horizons de surface. Cette salinisation est surtout d'origine marine, ancienne ou actuelle, et se caractérise par des infiltrations de la mer dans une nappe phréatique littorale qui est douce au départ (Khouma *et al.*, 2005). La contamination fait ainsi suite à une remontée du niveau phréatique et est plus marquée dans les zones dépressionnaires.

Une salinisation secondaire d'origine anthropique liée à l'utilisation d'une eau d'irrigation chargée en sels et d'un mauvais drainage est assez fréquente dans les périmètres irrigués (Khouma *et al.*, 2005). Plusieurs études (Gaye & Niang, 2002 ; Ndiaye *et al.*, 2006; etc.) ont aussi montré que l'utilisation des eaux usées pour l'irrigation conduit à une salinisation progressive des sols, surtout dans la zone périurbaine des Niayes comme Pikine où cette pratique est très répandue.

À la salinisation des sols, s'ajoute une tendance à l'acidification liée essentiellement aux pratiques culturales. Diverses études (Ndiaye, 2006 ; Ndour *et al.*, 2008) ont, en effet, montré des tendances à l'acidification des sols cultivés sous eaux usées dans la zone périurbaine des Niayes. Cette acidification peut aussi être liée aux engrains minéraux beaucoup utilisés dans cette zone essentiellement dans les champs irrigués à l'eau de nappe. Ces engrains minéraux entraînent la formation dans le sol d'acides minéraux (Sulfurique, nitrique, chlorhydrique, phosphorique) qui provoquent à la longue une décalcification du complexe absorbant, rendant le sol acide.

III.2.4. Les pratiques d'irrigation

Les Niayes constituent un pôle de développement de l'agriculture irriguée au Sénégal. Cette situation résulte à la fois de l'accès facile à l'eau de nappes dans cette zone et de la nature des spéculations cultivées. Cependant les types d'eaux utilisés pour l'irrigation constituent aujourd'hui une contrainte de développement de la production horticole avec des problèmes de disponibilité en quantité et qualité suffisantes.

a) Les eaux de surface

La zone des Niayes est caractérisée par son chapelet de lacs, zones d'affleurement de la nappe phréatique, dont l'étendue dépend du niveau piézométrique de la nappe (FAO, 2005). Le niveau de ces lacs et mares temporaires est étroitement lié à la nappe phréatique dont la recharge se fait exclusivement par les eaux de pluies. La baisse de la pluviométrie de ses dernières décennies a ainsi entraîné un assèchement provoquant la disparition progressive de ces eaux de surface.

b) Les eaux souterraines

Avec ses trois systèmes de nappe phréatique (nappe des sables, nappe de Thiaroye et la nappe du Maestrichtien), la zone des Niayes est bien pourvue en eaux

souterraines. L'essentiel des eaux utilisées dans l'agriculture provient cependant de la nappe des sables qui caractérisent cette zone (Cissé *et al.*, 2001). Cette nappe est, d'une part, un aquifère à surface libre sur toute son étendue, et d'autre part un aquifère côtier le long du littoral, d'où localement, la présence d'un front salé dans le domaine continental (Dasylva *et al.*, 2003).

La nappe des sables qui est captée à deux-trois mètres de profondeur au niveau des céanes subit aujourd'hui une forte baisse sous l'effet combiné de la forte pression et de la baisse de la pluviométrie. Cette réduction s'accompagne d'une intrusion des eaux marines qui relève la salinité des eaux et les rendent improches à la consommation et à l'usage à des fins agricoles (Cissé & Fall, 2001). On peut aussi ajouter à ces changements la pollution nitratée des eaux de la nappe surtout dans l'environnement semi-urbain avec une teneur moyenne en nitrate de 350 mg/l dans la zone de Pikine (Ndour *et al.*, 2008).

Ainsi, face aux difficultés d'approvisionnement en eaux d'irrigations, certains maraîchers se tournèrent progressivement vers les eaux usées. Cette pratique s'est par la suite généralisée avec la réputation acquise de ces eaux de réduire le cycle cultural permettant ainsi de faire plusieurs rotations dans l'année.

c) Les eaux usées

Elles sont utilisées pour l'irrigation surtout en zone périurbaine. La grande Niaye de Pikine et les périphéries de Cambérène semblent ainsi être les zones les plus affectées par cette pratique. L'accès aux eaux usées se fait dans ces zones par dérivation vers les champs des principaux canaux d'évacuation mais aussi par déstockage des fosses septiques (Fall & Fall, 2001). Ces eaux usées sont utilisées seules ou mélangées avec les eaux de céane.

Plusieurs auteurs (Gaye & Niang, 2002 ; Fall *et al.*, 2001 ;) ont montré que cette pratique constitue aujourd'hui une contrainte majeure de développement de l'agriculture en zone périurbaine. En effet par-delà les problèmes de santé publique et de pollution de la nappe phréatique, l'utilisation des eaux usées pose aujourd'hui un réel problème de dégradation des sols à long terme. Les études menées sur les sols irrigués avec les eaux usées révèlent ainsi un processus de salinisation (Gaye & Niang, 2002 ; Ndiaye *et al.*, 2006) mais aussi un risque de colmatage des sols par les fortes teneurs en matières en suspension (MES) des eaux usées (Gaye & Niang, 2002). L'utilisation des eaux usées est

donc un danger préoccupant dans l'espace périurbain de la zone de Dakar (Fall *et al.*, 2001).

Après avoir passé en revue les constituants du sol, les composantes biochimiques des résidus végétaux ainsi que les processus de leur décomposition dans le sol et enfin abordé la problématique de la fertilité des sols au Sénégal, nous allons dans la deuxième partie de ce document décrire la méthodologie suivie pour étudier ce sujet.

II^{ème} PARTIE : METHODOLOGIE

Chapitre IV

I. Présentation du site d'étude : La Niaye de Pikine

Les Niayes correspondent à une bande de terre qui longe le littoral nord entre Dakar et le sud du delta du fleuve Sénégal. C'est une zone qui regroupe sur le plan administratif une partie des régions de Thiès, de Louga et toute la région de Dakar et où résident environ 52% de la population sénégalaise (PNAE, 1997). D'une superficie de 2759 km², dont 180 km de longueur et entre 5 à 30 km de largeur, cette zone est caractérisée par la présence des « niayes » qui sont des dépressions inter dunaires où affleure la nappe phréatique (PNAE, 1997). Elle se singularise par son cadre physique et sa position géographique qui en font une zone très dynamique au plan socio-économique.

QuickTime™ et un décompresseur
GIF sont requis pour visualiser
cette image.



Figure 1 : Situation de la zone des Niayes (source : <http://www.idrc.ca>).

C'est dans la zone de Pikine que se trouve la plus grande Niaye de la région de Dakar. Elle s'étend du sud du Golf nord (Guédiawaye) au nord de la Patte d'oie et est limitée à l'ouest par la ville de Pikine (Fall *et al.*, 2000). Avec ses 42,24 ha, la Niaye de Pikine polarise 385 exploitations et 830 personnes actives (Gaye & Niang, 2002). À l'image de la grande Niaye, la Niaye de Pikine est une zone d'horticulture par excellence, essentiellement maraîcher, qui approvisionne une bonne partie des marchés de Dakar en légume (Gaye & Niang, 2002).

I.1. Le cadre physique

Il se caractérise par ses aspects climatiques, géomorphologiques, pédologiques et hydrologiques qui conditionnent une végétation typique dans cette latitude.

I.1.1. Le climat

Comprises entre 14°37 et 16°02 de latitude nord, les Niayes se trouvent en pleine zone soudano sahélienne marquée par l'alternance de deux saisons : une saison humide de trois mois (juillet, août, septembre) et une saison sèche pour le reste de l'année (PNAE, 1997). Ces précipitations dictées par la présence de la mousson en provenance de l'anticyclone de Saint Hélène sont peu abondantes et dépassent rarement 500 mm à Dakar (Cissé *et al.*, 2001). Des précipitations irrégulières et peu abondantes appelées « heug » ou « pluies des mangues » sont aussi souvent enregistrées durant la période froide de la saison sèche (décembre, janvier, février). Elles sont issues d'intrusions de masses d'air polaire et sont d'après ces auteurs d'une grande importance pour la pratique des cultures de contre-saison (Barreto, 1963 cité par Cissé *et al.*, 2001).

La température moyenne dans la zone des niayes, comprise entre 25 et 28°C, est influencée par la circulation des courants maritimes froids des Açores. La région des Niayes est ainsi caractérisée par des températures modérées avec une moyenne du mois le plus chaud (juillet-août) qui oscille autour de 27,5°C à Dakar et 28,1°C à Saint-Louis. Cependant, la présence de l'harmattan, faiblement ressenti dans cette partie du pays, élève la température à un maximum de 31°C en mai et juin (Cissé *et al.*, 2001).

La proximité de l'océan favorise le fort taux d'humidité relative qu'on peut noter dans ce milieu. Ainsi, l'humidité relative minimale est de 15 % dans les zones les plus

éloignées de la mer; dans les zones les plus proches, le taux d'humidité peut remonter jusqu'à 90 % à partir du mois d'avril.

1.1.2. Les sols

La nature et les différents types de sols sont profondément liés au contexte de la pédogenèse et à la situation topographique. On distingue ainsi dans la zone des Niayes les sols suivants :

-Les sols diors : ce sont des sols ferrugineux tropicaux peu lessivés constitués pendant la phase sèche de l'ogolien. Pauvres en matières organiques, ces sols, de couleurs jaune ou rouge, forme l'erg de Pikine. Leurs textures sableuses font qu'ils ont une faible capacité de rétention en eau et facilitent de ce fait la recharge de la nappe.

-Les sols minéraux bruts : il s'agit de sols peu évolués, provenant essentiellement de l'érosion éolienne, pauvres en matières organiques. Ces sols de texture sableuse sont classés en deux familles : les sols minéraux bruts sur dunes vives qui sont de couleurs blanches et les sols minéraux bruts sur dunes jaunes semis fixés, plus anciens que les premiers.

-Les sols hydromorphes : trouvés dans des zones souvent immergées, ces sols riches en matières organiques sont de couleur plus ou moins noire. Il s'agit de sols de types minéraux à pseudo-gley caractéristiques des dépressions interdunaires. Ces sols hydromorphes peuvent être légèrement salés à certaines périodes de l'année, particulièrement en saison sèche.

-Les sols salés, ils sont souvent localisés aux environs des lagunes côtières et occupent des superficies peu importantes.

La répartition des sols varie dans l'espace avec des spécificités locales très marquées (Fall *et al.*, 2001). Par exemple la Niaye de Pikine, partie la plus évasée de la grande Niaye, est caractérisée par des sols hydromorphes. Ces sols, en général très humifères et de faibles profondeurs, sont de types minéraux à pseudo-gley dans la partie humide et de types "dior", sableux dans les parties exondées. C'est sur ce dernier type de sol que porte notre étude.

1.1.3. La végétation

Relique et très diversifiée, la végétation des Niayes est de type sub-guinéen surtout dans les régions de Dakar et de Thiès. Elle se distribue en fonction de la topographie, de la nature des sols et de la présence d'eau. Au total, 412 espèces végétales herbacées et ligneuses ont été recensées dans cette zone avec des formes soudaniennes, sub-équatoriales et toutes les espèces présentes dans le nord du Sénégal (Durand & Lévéque, 1991).

Dans l'ensemble, on distingue trois grands ensembles: la végétation des Niayes au sens strict, la végétation des dunes rouges et celle des dunes blanches. La Niaye au sens strict, zone très humide, est caractérisée par une végétation à *Elaeis guineensis*, *Cocos nucifera* et à strate herbacée assez importante, composée de graminées. C'est sur le plan d'eau qu'on trouve les espèces aquatiques comme *Typha sp*, *Phragmites sp*, *Nymphaea lotus*, etc. La végétation des dunes rouges est par contre constituée d'un tapis herbacé à graminées (*Cenchrus biflorus*) continu parsemé d'arbres (*Faidherbia albida*, *Acacia raddiana*) et d'arbustes (*Guiera senegalensis*, *Combretum glutinosum*, des épineux...). Les dunes blanches sont marquées par des plantations mono-spécifiques de *Casuarina equisetifolia* destinées à les fixer. Ce reboisement de *Casuarina equisetifolia* est parsemé de petites herbes comme *Cyperus maritimus*, *Sporobolus spicatus*, *Ipomoea sp* (Michel, 1965 cité par Diop, 2006).

1.1.4. L'hydrologie

Outre la nature des sols, la situation hydrologique dépend du climat, de la géomorphologie et de la pression exercée sur la ressource. On trouve ainsi dans la zone des Niayes des *nappes superficielles* (mares temporaires alimentées par la pluie), dont le niveau coïncide avec celui, plus profond, des sables en saison des pluies et qui alimente cette dernière en saison sèche (Wade *et al.*, 2005). Cette eau est à 2-3 m de profondeur et de bonne qualité pour l'agriculture. Elle est exploitée au niveau de puits de 1 à 3 m de profondeur et de 4 à 5 m de largeur nommés "céanes" (Gaye & Niang, 2002).

Les eaux de céane sont en général riches en nitrate (environ 350 mg/l). Elles reposent sur un biseau salé et ne peuvent être exploité que de façon limitée sous peine de contamination de la nappe par une intrusion saline (Gaye & Niang, 2002). Plus en profondeur, on trouve la *nappe du Maestrichtien* (100 à 150 m de profondeur) et celle

des sables quaternaires ou *nappe de Thiaroye* (20 à 30 m de profondeur). Cette dernière est exploitée par les grands maraîchers. Son exploitation est cependant rigoureusement interdite au risque de mettre en danger l'agglomération dakaroise (Wade *et al.*, 2005).

La zone des Niayes est donc pourvue de ressources hydriques très importantes. Celles-ci constituées de nappes superficielles et souterraines subissent cependant des modifications très importantes aussi bien dans leurs quantités que dans leurs qualités. Ces changements se font sous l'action des facteurs physiques comme le climat (disparition des mares temporaires et déficit de recharge des nappes profondes sous l'effet de la sécheresse) et anthropiques (pression exercée sur les nappes pouvant entraîner une intrusion saline, pollution azotée des eaux...).

Avec un cadre physique marqué donc par un climat sub-canarien qui contraste avec celui soudano-sahélien de la zone dans laquelle elle s'insère, une situation hydrologique très favorable, des aspects géomorphologiques, pédologiques et floristiques très diversifiés, la zone des niayes présente des atouts importants pour le développement d'activités socio-économiques.

1.2. Cadre socio-économique

La zone des Niayes est de loin la première région économique du Sénégal. Si, dans la région de Dakar, dominent le secteur industriel et le secteur tertiaire, il n'en demeure pas moins que l'agriculture et l'horticulture restent des activités importantes (Cissé *et al.*, 2001). En effet, les Niayes sont reconnues au Sénégal comme un pôle d'horticulture d'où proviennent l'essentielle des produits horticoles, dont 80 % de la production maraîchère (Fall *et al.*, 2001). Pourtant les surfaces culturales de cette zone ne représentent que 1 % des terres arables au Sénégal (FAO-CSE, 2003). Ceci résulte à la fois de la combinaison des conditions naturelles très favorables et de l'intensification de la production qui ne dépend plus ainsi des aléas climatiques contrairement au reste du pays.

Loin d'être homogène, le système de production des Niayes est assez diversifié et étroitement lié à la typologie des sols, à la topographie et surtout à la disponibilité de l'eau dans le milieu (Fall *et al.*, 2001). On rencontre ainsi, selon Fall *et al* (2001), les systèmes suivants :

-**le Dior** rencontré sur les sols qui portent le même nom et qui couvrent 70 % de toute la région des Niayes. Ce système est constitué d'exploitations de tailles allant de quelques

centaines de mètres carrés à des dizaines d'hectares. Les cultures dominantes sont le haricot vert, l'oignon, le "choux" et la tomate.

-les Niayes : ce sont des dépressions interdunaires où l'on trouve surtout des sols hydromorphes. Zones de prédilection des cultures maraîchères, elles sont larges et étalées en longueur au niveau de Dakar et se rétrécissent dans la région de Thiès. Leurs superficies varient de 0,1 à 1 ha et portent des cultures de choux, d'oignons, de tomates, d'aubergines, de "jaxatu", de radis, de laitues, de fraises, de menthe...

-les "N'diouki" : cuvettes maraîchères localisées sur le système de dune vives et dunes semi fixés, elles bénéficient d'une bonne protection contre les vents de secteur nord/nord-ouest grâce aux périmètres de reboisement de *Casuarina equisetifolia*. Ce système fréquent surtout entre Kayar et le Gadiolé, est constitué d'exploitation de dimension réduite ne dépassant pas un hectare.

-les vallées et lacs asséchés : ils sont plus concentrés dans les régions de Thiès (Mbawaan : axe somone-lac Tanma) et de Dakar (Youi, Mbeubeusse, Malika, etc). Les exploitations dépassent rarement l'hectare et sont constituées principalement de cultures de choux et de tomate.

L'ensemble de ses systèmes forme le domaine horticole des Niayes avec ses spécificités locales très marquées. Ils se caractérisent donc aussi bien par leurs tailles que par la nature des cultures mises en oeuvre. Par exemple dans la Niaye de Pikine, qui constitue par ailleurs la plus grande Niaye de la région de Dakar, dominent les petites exploitations de types maraîchers (Gaye & Niang, 2002). Ces exploitations assurent la fourniture en produits maraîchers d'une bonne partie des marchés de Dakar (Fall *et al.*, 2000). Les systèmes "Dior" et "Niaye" qui y dominent fournissent des produits maraîchers très diversifiés dont la tomate qui occupe une place de premier choix dans la production.

II. Matériels utilisés

II.1. Matériel biologique

Deux critères ont prévalu dans le choix de notre matériel biologique: leurs disponibilités dans la zone d'étude et leurs compositions biochimiques. Ce choix s'est ainsi orienté sur les résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* qui ont en commun leur forte disponibilité dans la zone des Niayes. Les résidus de *Casuarina equisetifolia* sont, en outre, utilisés comme fertilisant dans la zone.

Les résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* ont été récoltés dans la Niaye de Pikine. Ils ont ensuite été séchés à l'air libre (à l'abri du soleil) puis broyés à 5 mm.

II.1.1. *Casuarina equisetifolia*

Cet arbre aussi appelé filao est une espèce exotique introduite au Sénégal en 1908. On le trouve surtout au niveau de la zone côtière tropicale avec une durée de vie d'environ 50 ans. L'arbre a un port élancé qui peut atteindre 40 m de hauteur. Sa croissance est rapide et son feuillage persistant est composé d'aiguilles fines de 15-20 cm de long, implantées individuellement.

QuickTime™ et un décodeur Photo - JPEG sont requis pour visualiser cette image.

Photo 1 : *Casuarina equisetifolia*

Le filao connu pour sa résistance à la sécheresse et aux ambiances salines, a été utilisé pour stabiliser les dunes le long du littoral nord du Sénégal. Il sert aussi de brise-vent et produit une litière abondante. Cette litière est exploitée par les maraîchers comme source de matière organique.

II.1.2. *Arachis hypogaea L.*

L'arachide (*Arachis hypogaea*) est une plante oléagineuse originaire d'Amérique du sud. Elle a été introduite en Afrique de l'ouest au XVI^o siècle (Ba *et al.*, 2005). C'est une légumineuse annuelle de 30 à 70 cm de haut, érigée et rampante. Elle appartient à la famille des papilionacées. Les racines de cette plante portent des nodosités fixatrices d'azote atmosphérique qui permettent à celle-ci d'enrichir le sol en azote lorsque les conditions sont satisfaisantes.

QuickTime™ et un décompresseur
Photo - JPEG sont requis pour visualiser
cette image.

Photo 2 : Coques d'*Arachis hypogaea* enveloppant les graines

Sa culture a historiquement joué un rôle de premier plan au Sénégal. Elle a en effet longtemps occupé le devant de la scène agricole. Jusque dans les années quatre-vingt, l'arachide et les produits dérivés étaient les principales exportations du Sénégal. Toutes les parties de la plante font l'objet des utilisations les plus diverses (Ba *et al.*, 2005). La coque est ainsi utilisée comme combustible au niveau des usines de la suneor (ex-SONACOS) alors que les fanes servent à l'alimentation du bétail.

II.2. Les eaux d'irrigation

Il s'agit d'eaux de nappes exploitées au niveau des « céanes ». Ce sont des eaux riches en azote minéral notamment en nitrates (350 mg/l). Elles sont légèrement salées (1,5%) et présentent un pH neutre. Ces caractéristiques chimiques des eaux de « céane » sont présentées sur le tableau 1.

Tableau 1 : Caractéristiques chimiques des eaux d'irrigation de « céane » dans la zone de Pikine (Ndour *et al.*, 2008).

| | pH | Nitrate | ammonium | Salinité |
|---------------|---------|-----------------|-----------|-----------|
| | | mg/l | | pour 1000 |
| Eaux de céane | 7 ± 0,3 | 350,1 ± 0,188,6 | 1,5 ± 0,7 | 1,57 |

II.3. Les sols étudiés

Les caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés sont présentées sur le tableau ci-dessous. Ce sont des sols sableux avec des teneurs en sables supérieures à 94%.

Tableau 2: caractéristiques Physico-chimiques des sols irrigués à l'eau de « céane » de la zone de Pikine (Horizon 0-20 cm) (Ndour *et al.*, 2008).

| GRANULOMETRIE | | | PHOSPHORE TOTAL ppm | BASES ECHANGEABLES | | | |
|---------------|------------|------------|---------------------------|--------------------|------------|------------|-----------|
| argiles % | Limon % | Sable % | | Ca meq% | Mg meq% | Na meq% | K meq% |
| 3,80 | 2,5 | 94,73 | 846,00 | 4,47 | 2,55 | 0,76 | 0,18 |

III. Dispositif expérimental

La démarche expérimentale proposée dans cette étude a consisté à installer dans la zone de Pikine nord, un dispositif au champ pour tester les effets de l'apport de résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* sur la fertilité des sols sableux irrigués à l'eau de nappe riche en nitrate et les conséquences sur les rendements d'une culture de tomate. L'apport d'azote minéral permet, en outre, de suivre l'importance de la disponibilité de cet élément sur la décomposition des résidus végétaux dans le sol.

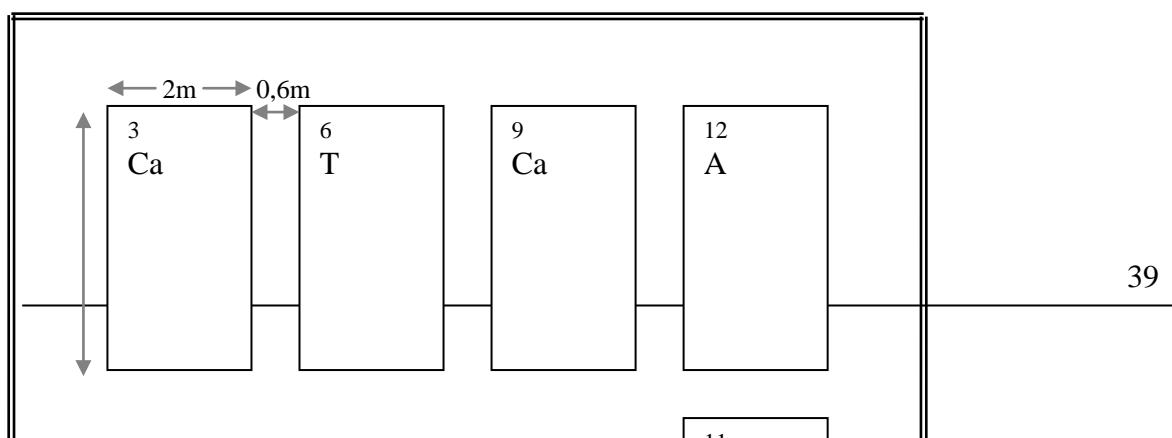
Le dispositif utilisé est en bloc randomisé avec trois facteurs étudiés.

- Témoin sans apport
- Apport de résidus de *Casuarina equisetifolia*
- Apport de résidus de coques d'*Arachis hypogaea*

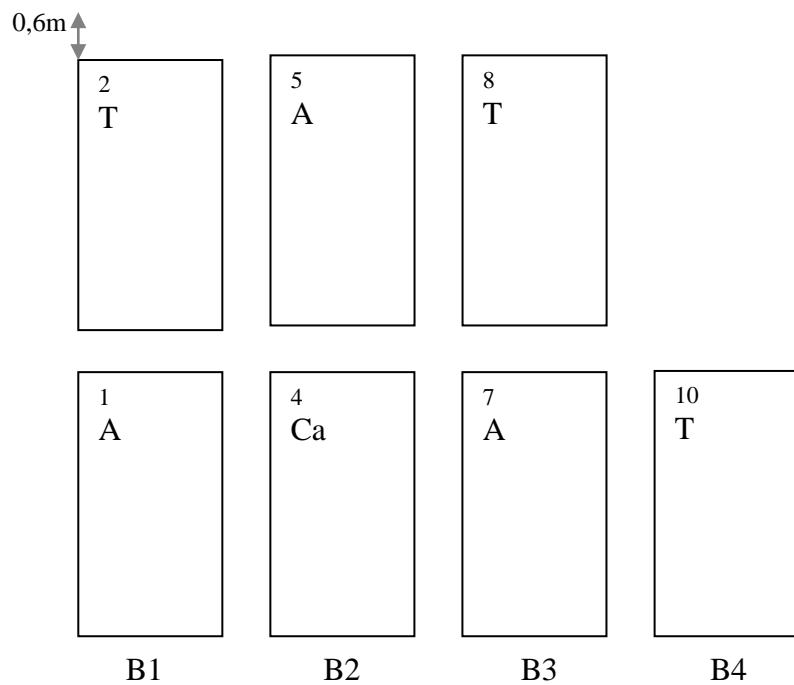
Les résidus ont été broyés à 5 mm et apportés à une dose de 1 kg par m^2 .

L'arrosage s'est fait régulièrement avec les eaux de « céane ».

Le dispositif présenté ci-dessous est composé de quatre blocs randomisés, soit 12 parcelles élémentaires. La superficie de chaque parcelle élémentaire est de $7 m^2$ (3,5 m fois 2 m).



3,5m



hypogaea

A =résidus de coques d'*Arachis*

Ca=Litière de *Casuarina equisetifolia*

T = Témoin

Figure 2 : Dispositif expérimental

Afin d'évaluer la réponse d'une culture aux différents traitements, l'expérimentation a été faite en présence d'une plante (tomate). Notre choix s'est porté sur la tomate (*Lycopersicon esculentum*) qui occupe une place très importante dans la production de cette zone périurbaine. Elle a été plantée au niveau des parcelles 30 jours après apport des résidus avec une densité de 40 plantes par parcelle et une équidistance de 0,5 m.

IV. Méthode d'échantillonnage

Pour suivre la décomposition des résidus apportés et l'évolution des caractéristiques chimiques et microbiologiques du sol, des prélèvements ont été effectués aux dates suivantes:

- à T0 = avant apport de résidus végétaux au sol ;

- à T30 = 30 jours après apport des résidus végétaux correspondant à la date de semis ;
- à T60, T90, T120 et T150 correspondant respectivement à 60, 90, 120 et 150 jours après apport des résidus végétaux.

Ces prélèvements de sols ont été effectués sur l'horizon 0-10 cm avec un échantillon composite de cinq prélèvements bien mélangés dans chaque parcelle. Chaque échantillon a été divisé en deux parties. Une partie a été conservée au froid à 4°C pour des analyses microbiologiques et l'azote minéral. L'autre partie a été séchée à l'air libre afin de séparer les résidus par tamisage.

V. Méthodes d'analyse

C'est l'ensemble des analyses réalisées au champ et en laboratoire. Au champ, les analyses ont porté sur la mesure des paramètres agro-morphologiques ; alors qu'en laboratoire, elles ont porté sur les sols et sur les résidus végétaux.

V.1. Analyse de la composition biochimique des résidus végétaux

Cette analyse a porté d'abord sur les résidus bruts avant apport. Des analyses ont ensuite été effectuées au cours du temps à différentes dates de prélèvement. Les résidus végétaux ont été séparés du sol à l'aide d'un tamis de maille 2 mm. Ils ont ensuite été séchés à l'étuve 60°C puis broyés à 1 mm. Ces résidus broyés ont été utilisés pour déterminer d'une part leurs teneurs en matières solubles, en hémicellulose, en cellulose et en lignine la méthode de Van Soest (Van Soest, 1963 ; Van Soest et Wine, 1967 ; Linéres et Djakovsky, 1993) ; et d'autre part pour déterminer leurs teneurs en carbone et azote par combustion sèche.

V.1.1. Van Soest

Cette analyse a été effectuée sur tous les résidus de coques d '*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* prélevés à T0, T30, T60, T90, T120 et T150 pour suivre leur décomposition. Le Van Soest est une méthode conventionnelle de caractérisation de la matière organique par solubilisation successive. Elle permet de fractionner la matière organique en différentes composantes : fraction soluble, hémicellulose, cellulose et

lignine. Cette détermination séquentielle des constituants de la matière organique se fait par traitements successifs aux détergents (neutres et acides) et à l'acide sulfurique.

Pour se faire, trois échantillons de résidus broyés placés dans des creusets A, B et C sont traités à chaud par de l'eau pendant 30 mm, puis par une solution de détergent neutre (NDForg) pendant une heure (Voir annexes). Les résidus insolubles sont filtrés et lavés avec de l'eau déminéralisée chaude. Le creuset A est ensuite mis de côté pour des opérations ultérieures de séchage et calcination. Les deux autres résidus (B et C) sont hydrolysés à chaud avec une solution de détergent acide (ADForg) (Voir annexes). Le creuset B est mis de côté après filtration et lavage avec de l'eau déminéralisée chaude. Le résidu du creuset C restant est traité à froid par une solution d'acide sulfurique à 72 % (ADLorg) (Voir annexes). Après filtration et lavage avec de l'eau déminéralisée chaude, ce résidu est mis avec les deux premiers à l'étuve 100 °C pendant 24 heures. Ils sont ensuite pesés puis calcinés au four à 500°C pendant 6 heures. Enfin, ils sont pesés pour déterminer le poids de la matière minérale.

On obtient à la fin de l'opération quatre poids pour chaque résidu:

P0 qui représente le poids du creuset vide,

P1 qui représente le poids du creuset avec l'échantillon,

P2 qui représente le poids du creuset et de l'échantillon après extraction et séchage à 103°C ± 2°C,

P3 qui représente le poids du creuset et de l'échantillon après minéralisation à 480°C ± 10°C.

À ses poids s'ajoute la MS38 qui est la teneur en matière sèche résiduelle de l'échantillon partiellement sec pour essai (exprimé en % du produit partiellement sec pour essai) et la MO qui est la teneur en matière organique du produit analysé, exprimé en % de la matière sèche à 103°C ± 2°C. Toutes ses valeurs sont utilisées pour déterminer les fractions NDForg, ADForg et ADLorg contenues respectivement dans les résidus des creusets A, B et C par les opérations suivantes:

$$\text{NDForg (\%)} = (A.P2-AP3) \times 100 / (A.P1-A.P0) \times \text{MS38} \times \text{MO} \times 10^{-4}$$

$$\text{ADForg (\%)} = (B.P2-BP3) \times 100 / (B.P1-B.P0) \times \text{MS38} \times \text{MO} \times 10^{-4}$$

$$\text{ADLorg (\%)} = (C.P2-CP3) \times 100 / (C.P1-C.P0) \times \text{MS38} \times \text{MO} \times 10^{-4}$$

Enfin, les fractions matière organique soluble, hémicellulose, cellulose et lignine des résidus sont déterminées grâce aux formules suivantes :

$$\text{Matière organique soluble (\%)} = 100 - \text{NDForg}$$

$$\begin{aligned}\text{Hémicellulose (\%)} &= \text{NDForg} - \text{ADForg} \\ \text{Cellulose (\%)} &= \text{ADForg} - \text{ADLorg} \\ \text{Lignine (\%)} &= \text{ADLorg}\end{aligned}$$

V.1.2. Mesure du carbone et de l'azote

Ces analyses ont été effectuées à T0, T30, T90 et T150 pour suivre l'évolution des teneurs en carbone et azote des résidus au cours du temps. Elles ont été réalisées par combustion sèche avec un CHN (LECO corporation, St, Joseph, M.I, USA) à l'aide d'une auto analyseur (Carlo-Erba). Le principe est basé sur la combustion de la matière organique à 1800 °C permettant une libération du carbone sous forme de CO₂ et de l'azote sous forme de NO. Le NO est ensuite transformé en N₂ grâce à une colonne de réduction chauffée à 750°C. Le CO₂ et N₂ sont ensuite dosés par chromatographie en phase gazeuse.

V.2. Analyses des sols

V.2.1. Analyses chimiques

Ces analyses ont consisté à doser d'une part les teneurs en azote minéral (NH₄⁺, NO₃⁻), en carbone organique et azote organique du sol ; et d'autre part à déterminer la salinité, le pH et la capacité d'échange cationique (CEC) de celui-ci. Toutes ces analyses sont effectuées avant (T0) et après culture (T150).

a) Mesure de la salinité

Elle a été mesurée à l'aide d'un conductimètre (Model LF537). Ce dernier calcule indirectement la salinité en mesurant la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. Plus une eau est salée, mieux elle conduit le courant. La salinité du sol a été déterminée en faisant une suspension sol+eau.

b) Mesure de la capacité d'échange cationique

La capacité d'échange correspond à la quantité totale de cations que le complexe d'échange du sol peut fixer. Elle a été mesurée grâce à un spectrophotomètre d'absorption atomique après extraction des cations échangeables. Ces cations ont été extraits par percolation avec une solution normale d'acétate d'ammonium à pH 7.

c) Mesure du pH

Le pH a été déterminé à l'aide d'un pH-mètre METTLER TOLEDO 320. La mesure a été effectuée après avoir constitué une suspension sol+eau. L'électrode combinée au pH-mètre est plongée dans la suspension pour mesurer la concentration en ions H^+ .

d) Dosage du carbone et l'azote organiques

Nous avons utilisé la même méthode que celle du dosage du carbone organique et de l'azote organique des résidus végétaux. La prise d'essai est de 5 mg pour les résidus végétaux et de 60 mg pour le sol.

e) Dosage de l'azote minéral du sol (NH_4^+ , NO_3^-)

L'azote minéral (NH_4^+ , NO_3^-) a été soustraite du sol par extraction saline. Ainsi 10 g de sol et 38 ml d'une solution de Kcl (2M) ont été mis dans un pot en plastique de 150 ml. Les pots bien fermés ont été mis à agiter pendant soixante minutes. Ils ont été ensuite mis à décanter pendant environ trente minutes avant de prélever 10 ml d'extrait à l'aide d'une seringue munie d'un filtre whatman (GF/D). Chaque extrait a été conservé à -40°C jusqu'au dosage.

Le dosage de l'ammonium et du nitrate s'est fait par colorimétrie avec une auto analyseur à flux continue suivant la méthode de Bremner (1965). L'ammonium a été dosé par la réaction de Berthelot modifiée au bleu d'indophénol. Le principe du dosage de l'ammonium est basé sur la formation d'un complexe coloré entre l'ion ammonium, le salicylate de sodium et du chlorure en milieu alcalin. Ce complexe a été mesuré à 660 nm. Quant au nitrate, son dosage a été effectué par réduction des nitrates en nitrites par le sulfate d'hydrazine en présence de sulfate de cuivre. Le complexe formé avec la sulfamide donne avec la N-(1-naphtyl)-éthylène diamine un composé rose violacé mesuré à la longueur d'onde 525 nm.

V.2.2. Mesure de la biomasse microbienne du sol

La notion de biomasse microbienne totale recouvre l'ensemble des microorganismes présents dans le sol (bactéries, Champignons, actinomycètes...). Sa

détermination est un outil indispensable à l'étude du fonctionnement microbiologique du sol vu son rôle dans le processus de transformation de la matière organique des sols, notamment la minéralisation de l'azote indispensable à la croissance des plantes (Fardoux *et al.*, 2001).

La détermination de la biomasse microbienne a été effectuée par la méthode fumigation-extraction (Amato & Ladd, 1988). Cette méthode repose sur le dosage de l'azote alpha aminé des parois microbiennes. Ce dosage a été effectué avant (T0) et après (T10) une incubation pendant dix jours dans un milieu saturé en chloroforme (cf. annexes). L'azote alpha aminé est ainsi libéré par protéolyse des corps microbiens tués sous l'action de vapeurs de chloroforme durant l'incubation. Sa teneur dans le sol est fonction de la quantité de microorganismes présents dans le sol. Elle est mesurée par dosage colorimétrique après 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 présente dans la biomasse microbienne est déduite en multipliant le gain d'azote alpha aminé libéré lors de l'incubation par le facteur de corrélation 21 (Amato & Ladd, 1988). Les résultats sont exprimés en $\mu\text{g C/g sol}$.

V.2.3. Mesure du Potentiel de minéralisation du carbone

Elle correspond à la détermination du potentiel de respiration d'un sol lors d'une incubation (sol+résidus). Les résidus ont été broyés à 1 mm et mélangés avec 10 grammes de sol : le mélange a été effectué à une proportion de 0,71 % pour la coque d'*Arachis hypogaea* et 0,72 % pour le *Casuarina equisetifolia* (selon l'humidité résiduelle). Les échantillons ont été ensuite humidifiés à la capacité au champ (8 %), et ensuite incubés dans des flacons de 120 ml hermétiquement fermés et conservés à 28°C pendant 60 jours. Le CO_2 ainsi libéré est piégé dans les flacons, puis mesuré. Cette mesure du taux de CO_2 dégagé se fait par lecture directe après injection dans un micro-chromatographe en phase gazeuse équipé d'un détecteur à conductibilité thermique. Les mesures sont effectuées tous les jours au début de l'expérience en raison du fort taux de CO_2 libéré, puis à intervalle de deux, trois à quatre jours vers la fin de l'incubation.

V.3. Mesure des paramètres agro-morphologiques

Ces paramètres ont été mesurés à 20 jours, 35 jours et 54 jours après le repiquage des plantes de tomate.

V.3.1. Hauteur des plantes

Elle a été déterminée par le billet d'un échantillonnage aléatoire de dix plantes dans chaque parcelle. Les mesures ont ainsi porté sur ces dix plantes représentatives de la hauteur des plantes dans chaque parcelle. Ces mesures ont été effectuées à l'aide d'un centimètre.

V.3.2. Nombre de branches secondaires

C'est aussi avec le même procédé que pour la hauteur des plantes. Nous avons considéré comme branches secondaires toutes les ramifications à partir de la tige qui portent des feuilles fraîches.

V.3.3. Densité des plantes par parcelle

Elle a été mesurée à la même date que la hauteur et le nombre de branches secondaire. Elle correspond au rapport : nombre de plantes par parcelle/surface de la parcelle. Elle est exprimée en nombre de plantes/m².

V.3.4. Rendement en fruits

Le rendement en fruits a été mesuré en différentes dates. Le cumul de ses récoltes a permis d'obtenir le rendement dans chaque parcelle élémentaire. Les récoltes ont été effectuées sur la surface utile (2,5 m²) pour éviter les effets de bordure. Pour se faire, les plantes qui longent les bordures de chaque parcelle n'ont pas été prises en compte au cours de la récolte. Ce rendement est exprimé en tonnes/ha.

V.4. Analyses statistiques

Les résultats obtenus ont été analysés par des méthodes classiques de comparaison des moyennes avec le test de Ficher PLSD ($P<0,05$) du logiciel

SuperANOVA (ABACUS CONCEPTS, BERKELEY, CA). Des analyses de régression ont été ensuite effectuées en utilisant le logiciel EXLSTAT, pour déterminer la corrélation entre les facteurs étudiés.

III^{ème} PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION

Chapitre V : RESULTATS

I. Caractéristiques biochimiques des résidus végétaux

I.1. Caractérisation des résidus végétaux

La caractérisation biochimique des résidus végétaux porte sur l'analyse des teneurs en matières solubles, en hémicellulose, en cellulose, en lignine, en matières minérales, en carbone et en azote. Elle est représentée sur le tableau 3 qui montre des caractéristiques biochimiques différentes entre les deux types de résidus. Les résidus de *Casuarina equisetifolia* présentent, en effet, des teneurs en matières solubles et en hémicellulose significativement plus élevées par rapport aux résidus de coques d'*Arachis hypogaea*. Ces résidus sont également plus riches en azote (1,19%) et présentent par conséquent un C/N plus bas (39).

Les résidus de coques d'*Arachis hypogaea* sont par contre plus riches en celluloses et en lignine avec une différence significative par rapport aux teneurs enregistrées au niveau des résidus de *Casuarina equisetifolia*.

Tableau 3 : Caractéristiques biochimiques des résidus de *Casuarina equisetifolia* et de coques d'*Arachis hypogaea*.

| Résidus | Mat. solubles | Hémicellulose | Cellulose | Lignine | Mat. minérales | C | N | C/N |
|-----------------------------------|---------------|---------------|-----------|---------|----------------|---------|--------|------|
| | | | | % | | | | |
| <i>Casuarina equisetifolia</i> | 25,49 b | 14,54 b | 26,87 a | 22,77 a | 10,31 | 44,77 a | 1,19 b | 39 a |
| Coques d' <i>Arachis hypogaea</i> | 10,74 a | 7,47 a | 43,59 b | 35,05 b | 3,13 | 47,42 b | 0,70 a | 69 b |

Chaque valeur est la moyenne de trois répétitions. La différence significative entre deux moyennes pour chaque colonne est marquée par des lettres différentes selon le test de Fisher ($P<0,05$).

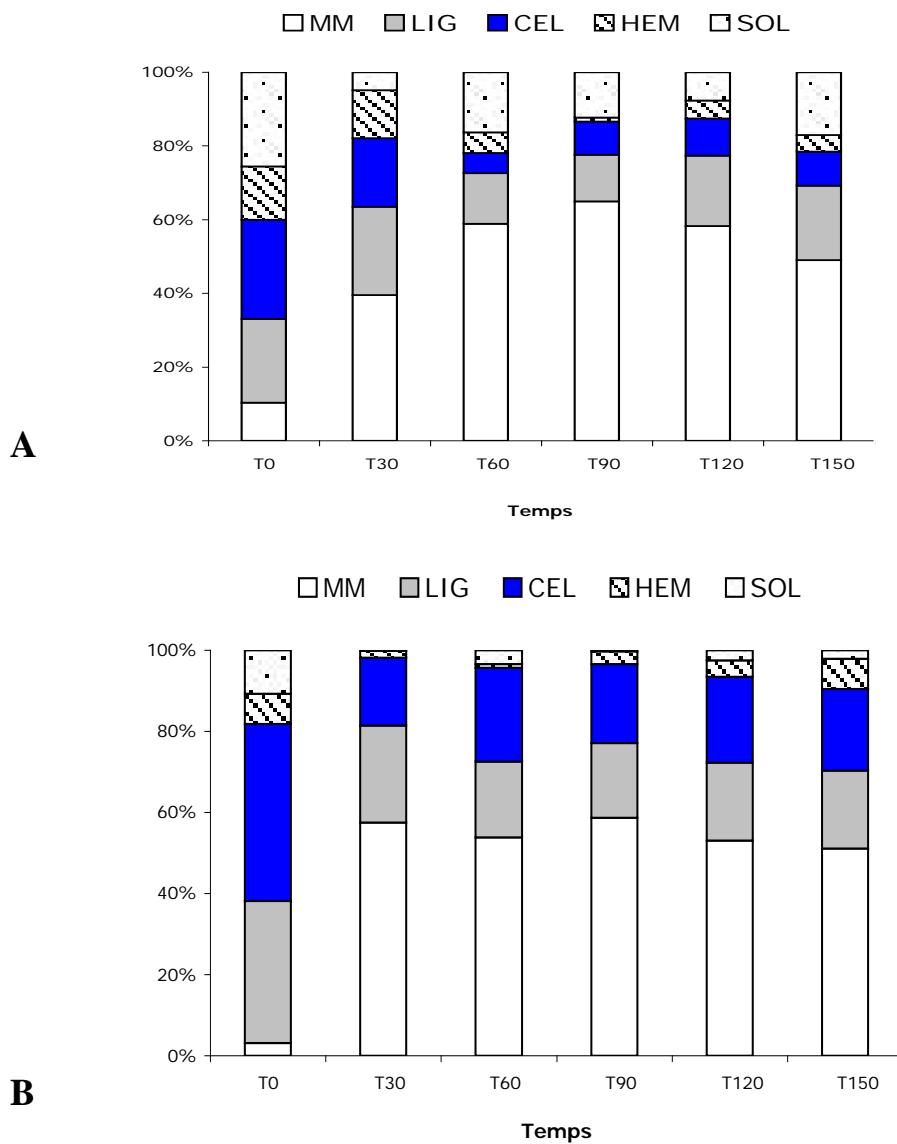
I.2. Evolution des composantes biochimiques des résidus végétaux étudiés au cours du temps

I.2.1. Teneurs en fibres, en matières solubles et en matières minérales

L'évolution des teneurs en fibres, en matières solubles et en matières minérales est illustrée par la figure 3 qui montre une variation de ces différentes composantes au cours du temps. Cette variation est plus marquée au niveau des résidus de *Casuarina equisetifolia* surtout du point de vue de la composition en matières solubles. Les teneurs en fibres de ce résidu varient surtout entre T30 et T60 pour la cellulose et l'hémicellulose alors que la lignine subit deux phases de variation importante entre T30 et T60, et entre T90 et T120. Enfin, on note, au niveau des résidus de *Casuarina equisetifolia* des teneurs en matières solubles, en hémicellulose et en cellulose maximales à T0 et pour la lignine à T30.

Pour les résidus de coques d'*Arachis hypogaea*, les variations sont peu marquées. Elles sont seulement importantes entre T0 et T30 pour les teneurs en matières solubles, en cellulose, en lignine et en matières minérales alors que la teneur en hémicellulose varie un peu plus entre T0 et T30, et entre T90 et T120. Enfin, les pourcentages des différentes composantes biochimiques des coques d'*Arachis hypogaea*, exceptée la matière minérale, sont plus élevés à T0.

Les résultats montrent une augmentation des teneurs en matière minérale à partir de T30 dans les deux types de résidus. Cette augmentation atteint 58% au niveau des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* avant de se stabiliser entre T30 et T150. Par contre au niveau des résidus de *Casuarina equisetifolia*, la teneur en matière minérale augmente progressivement jusqu'à T90 où elle atteint sa valeur maximale (65%) avant de passer à 49% à T150.



MM= Matières minérales, LIG= Lignine, CEL= Cellulose, HEM= Hémicellulose, SOL= matières solubles

Figure 3 : Evolutions des teneurs des composantes biochimiques des résidus de *Casuarina equisetifolia* (A) et de coques d'*Arachis hypogaea* (B) au cours du temps. Chaque histogramme est la moyenne de trois répétitions.

I.2.2. Evolution des teneurs en carbone et azote

L'évolution des teneurs en carbone et azote est représentée sur la figure 4. Cette figure montre une baisse progressive du rapport C/N de T0 à T150 dans les deux types de résidus. Au niveau des résidus de coques d'*Arachis hypogaea*, cette baisse est plus importante entre T0 et T30 où le rapport passe de 69 à 46. Entre T90 et T150 par contre,

le rapport C/N est peu variable. Les teneurs en carbone suivent aussi cette tendance à la baisse surtout entre T0 et T30 pour les résidus de coques d'*Arachis hypogaea* alors que pour les résidus de *Casuarina equisetifolia*, elles augmentent à T150 après une baisse de T0 à T90. Enfin, les teneurs en azote sont peu variables dans les deux types de résidus végétaux.

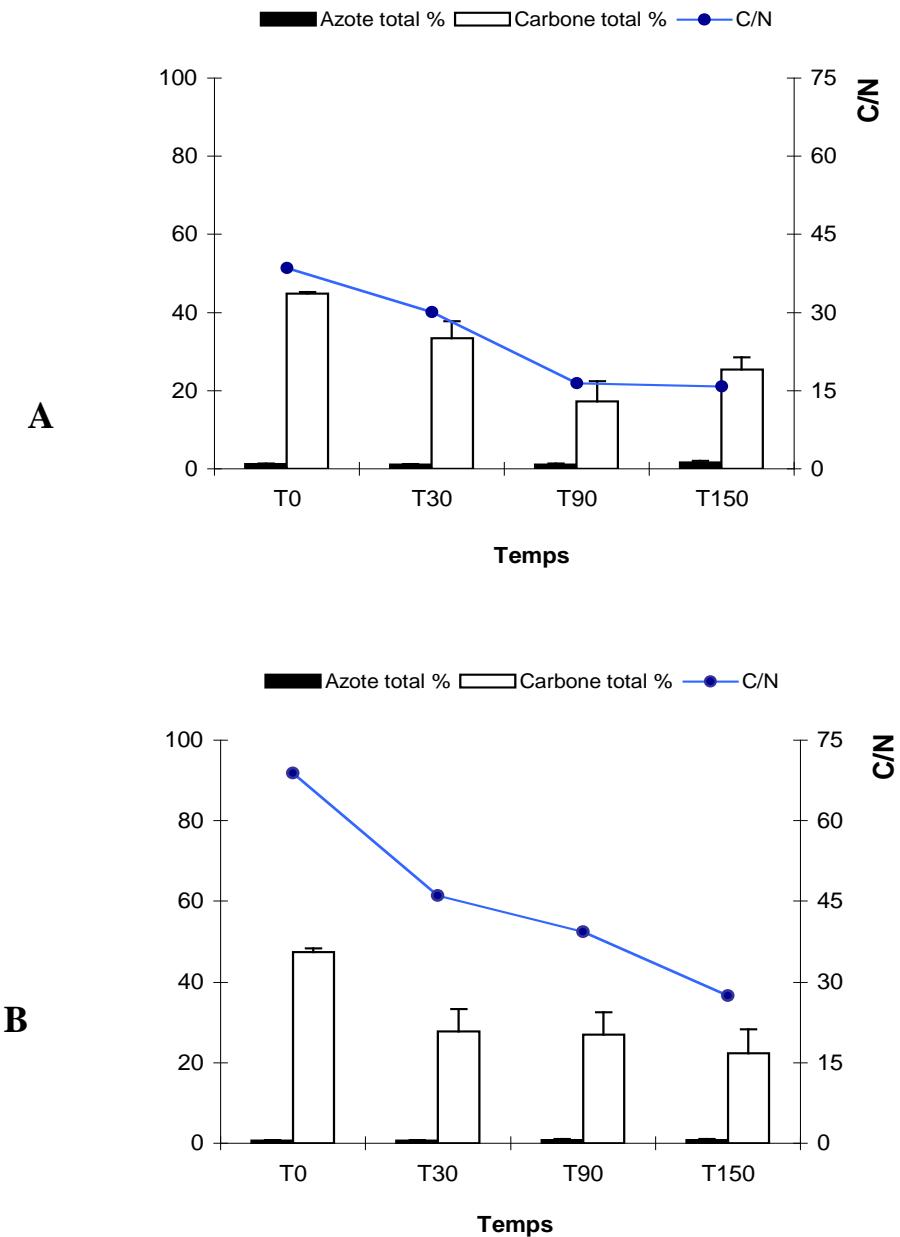


Figure 4: Evolution au cours du temps des teneurs en carbone et azote des résidus de *Casuarina equisetifolia* (A) et de coques d'*Arachis hypogaea* (B). Chaque histogramme est la moyenne de trois répétitions.

I.2.3. Evolution du rapport lignine/azote au cours du temps

La figure 5 montre l'évolution du rapport lignine/azote au cours du temps. Ce rapport est plus élevé à toutes les dates au niveau des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* par rapport aux résidus de *Casuarina equisetifolia*. On observe entre T0 et T30 une évolution différente du rapport au niveau des deux résidus. En effet, il diminue entre T0 et T30 au niveau des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et augmente au niveau des résidus de *Casuarina equisetifolia*. À partir de T30, le rapport lignine/N baisse dans les deux résidus jusqu'à T90. Cette baisse est suivie d'une stabilisation jusqu'à T150.

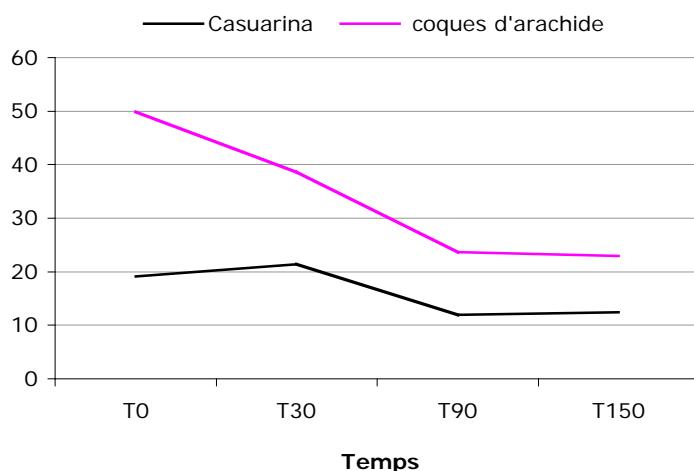


Figure 5 : Evolution du rapport lignine/azote des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* au cours du temps.

II. Caractéristiques chimiques des sols avant et après culture

Le tableau 4 montre les caractéristiques chimiques des sols étudiés (pH, salinité, la capacité d'échange cationique, le carbone organique et l'azote organique) obtenus à T0 et à T150 après apport des résidus. Les résultats montrent des différences significatives au niveau du pH et de la salinité qui présentent des valeurs plus élevées après culture pour le pH et avant culture pour la salinité. On observe cependant pas de différences significatives entre les traitements pour ces deux paramètres précités bien que le pH mesuré soit un peu plus élevé (7,97) au niveau du sol témoin. Les teneurs en azote et carbone total, sont plus importantes après culture au niveau des traitements à coques d'*Arachis hypogaea* et à *Casuarina equisetifolia*, mais la différence n'est pas

significative. De même la CEC, plus élevée au niveau des traitements à coque d'*Arachis hypogaea* (3,45), ne présente pas de différences significatives par rapport aux autres moyennes. Enfin, le rapport C/N ne subit aucune variation en fonction du temps ou de la situation.

Tableau 4 : caractéristiques chimiques des sols avant (T0) et après culture (T150).

| Temps | Traitements | pH | Salinité | Azote total | Carbone total | Mat. Org | CEC | C/N |
|-------|--|--------|----------|-------------|---------------|----------|--------|------|
| | | | | | | | % | méq% |
| T0 | | 7,64 a | 0,25 b | 0,09 a | 0,89 a | 0,6408 | 2,54 a | 10 |
| T150 | Témoin | 7,97 b | 0,00 a | 0,09 a | 0,99 a | 0,7128 | 3,06 a | 10 |
| | Résidus de coques d' <i>Arachis hypogaea</i> | 7,93 b | 0,00 a | 0,10 a | 1,07 a | 0,7704 | 3,45 a | 10 |
| | Résidus de <i>Casuarina equisetifolia</i> | 7,89 b | 0,00 a | 0,10 a | 1,14 a | 0,8208 | 2,74 a | 10 |

Chaque valeur est la moyenne de quatre répétitions. La différence significative entre deux moyennes pour chaque colonne est marquée par des lettres différentes selon le test de Fisher (P<0,05).

III. Evolution de la biomasse microbienne totale du sol au cours du temps

L'évolution de la biomasse microbienne du sol au cours du temps est représentée sur la figure 6. Les résultats montrent une augmentation progressive de la biomasse microbienne totale de T0 à T90 avant de baisser à T120 et T150. Dans l'ensemble, à l'exception de T30, c'est au niveau des traitements à *Casuarina equisetifolia* qu'on observe les densités microbiennes les plus élevées suivies des traitements à coques d'*Arachis hypogaea*. Cependant cette différence n'est pas significative. À T30 par contre, les sols amendés avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* présentent une densité microbienne significativement plus importante (91,44 mg C/Kg sol). S'en suit le traitement à *Casuarina equisetifolia* (87,11 mg C/Kg sol) qui est significativement plus élevé que le témoin (61,11 mg C/Kg sol).

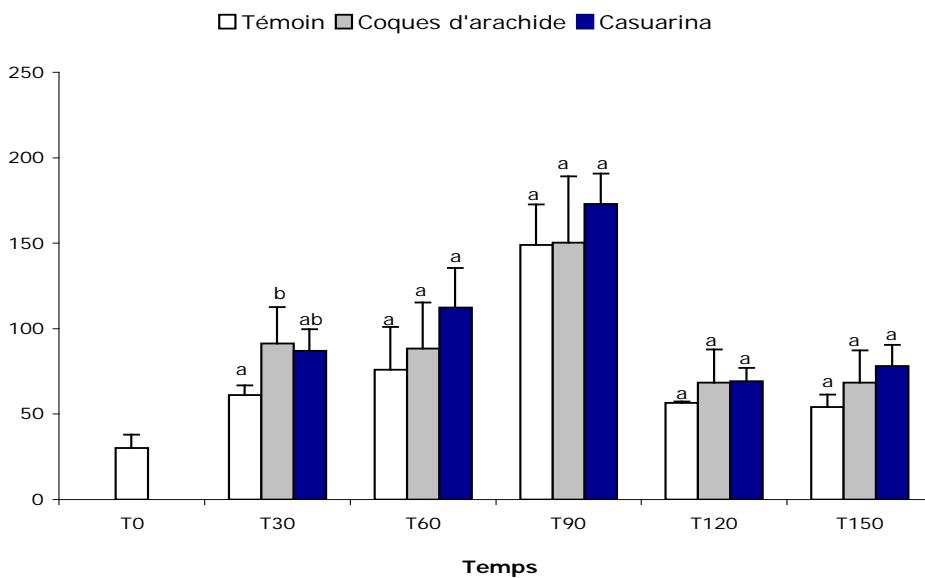


Figure 6 : Biomasse microbienne totale dans les différents sols à différentes dates.

Chaque histogramme est la moyenne de trois répétitions. Les barres représentent les écarts types. La différence significative entre deux moyennes à une même date est marquée par des lettres différentes selon le test de Fisher ($P<0,05$).

IV. Evolution de l'azote minéral du sol au cours du temps

Le suivi des teneurs en azote minéral du sol au cours du temps (Figure 7) montre d'abord une nette domination du nitrate (A) par rapport l'ammonium (B) à toutes les dates et dans tous les traitements.

La figure 7A révèle que les teneurs en nitrate du sol diminuent progressivement dans tous les traitements de T0 à T60 avant d'atteindre des valeurs maximales à T90. Des différences significatives entre les traitements sont seulement observables sur cette figure à T120 et T150 qui présentent, par ailleurs, les teneurs en nitrate les plus faibles. À T120 et T150, les concentrations en nitrates sont ainsi plus élevées au niveau du sol amendé avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* suivis du traitement à coques d'*Arachis hypogaea*.

Pour les teneurs en ammonium (Figure 7B), on observe aucune différence significative entre les traitements. L'évolution des teneurs en ammonium du sol est moins uniforme comparée à celle des teneurs en nitrate. Elle présente cependant quelques similitudes du point de vue des valeurs maximales à T90 et des faibles teneurs à T120 et T150. On observe enfin à T30 et T60 des teneurs en ammonium plus élevées au niveau

du traitement à *Casuarina equisetifolia* suivi du traitement à coques d'*Arachis hypogaea* alors qu'à T90, les sols témoins présentent une moyenne plus élevée.

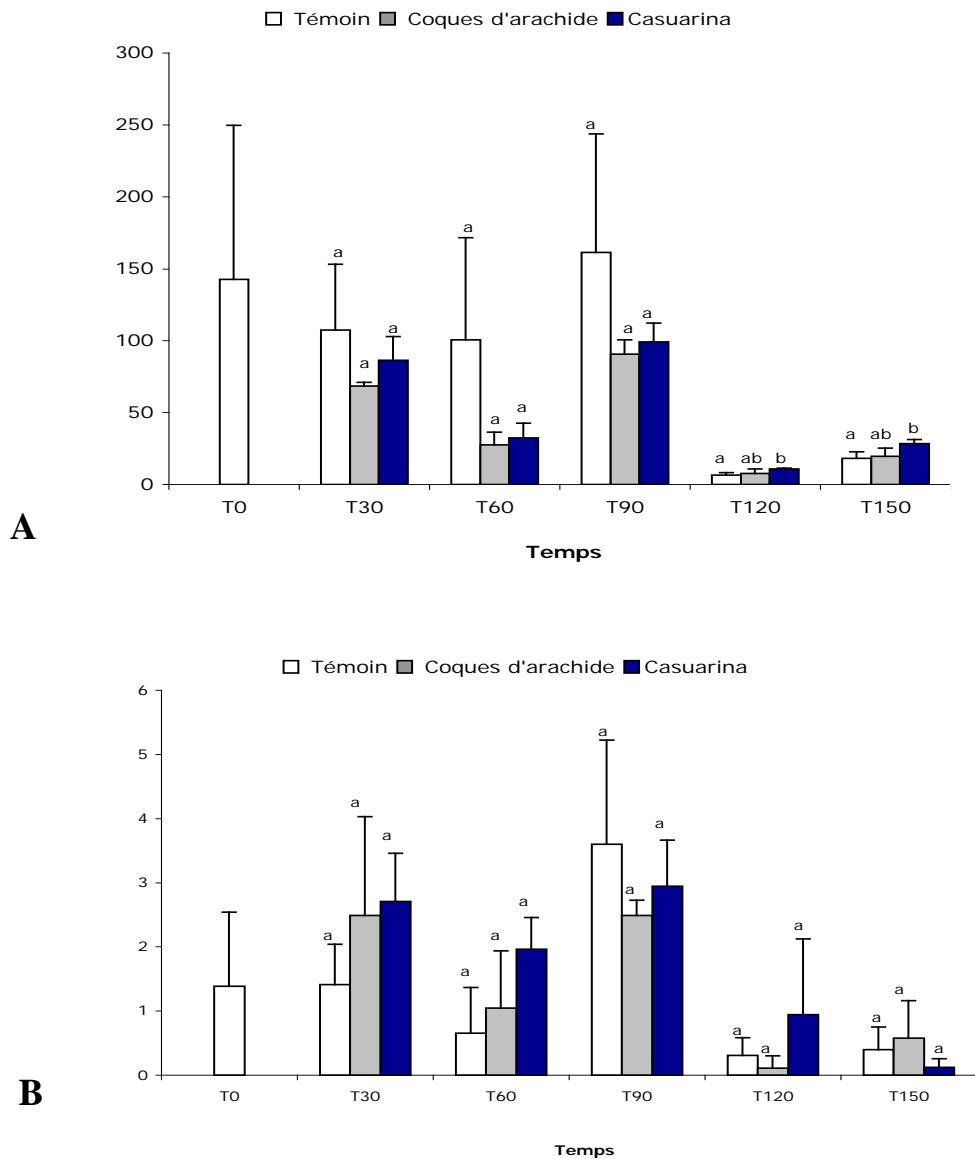


Figure 7 : Evolution des teneurs en nitrate (A) et en ammonium (B) du sol au cours du temps.

Chaque histogramme est la moyenne de trois répétitions. Les barres représentent les écarts types. La différence significative entre deux moyennes à une même date est marquée par des lettres différentes selon le test de Fisher ($P<0,05$).

V. Evolution du potentiel de minéralisation du carbone au cours du temps

Les résultats de l'évolution du potentiel de minéralisation du carbone des sols au cours du temps sont représentés sur les figures 8 et 9.

La figure 8 montre des flux totaux de C-CO₂ plus importants au niveau des sols amendés avec des résidus organiques. Cette différence est significative à toutes les dates sauf à T60 où les flux totaux de C-CO₂ au niveau des sols non amendés et des sols amendés avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* sont sensiblement égaux. Les sols amendés avec des résidus organiques présentent dans l'ensemble une évolution du flux total de C-CO₂ en deux phases contrairement aux sols non amendés où il augmente progressivement de T0 à T150. Au niveau des sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia*, le flux total de C-CO₂ maximal à T0 (818,04 µg C-CO₂/g de sol) diminue progressivement jusqu'à T60 (260,38 µg C-CO₂/g de sol). A partir de T60, il augmente ensuite progressivement jusqu'à T150 où le flux atteint une valeur de 569,92 µg C-CO₂/g de sol. Au niveau des sols amendés avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* par contre, le flux total de C-CO₂ moyenne à T0 (313,35 µg C-CO₂/g de sol) diminue à T30 avant de subir une hausse progressive jusqu'à T150 où il atteint sa valeur maximale (578,2 µg C-CO₂/g de sol). On note enfin qu'à T120 et T150, il n'y a pas de différences significatives entre les sols amendés.

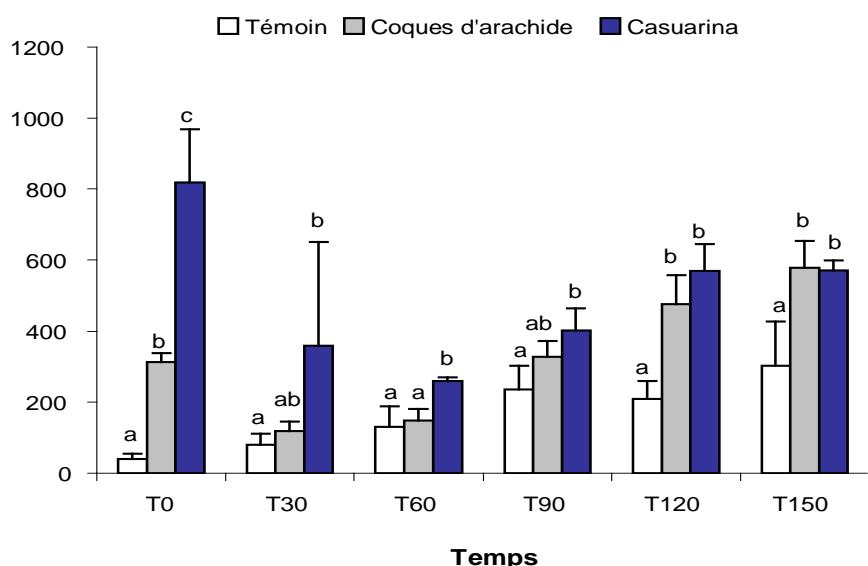


Figure 8: Evolution du flux total de C-CO₂ des sols au cours du temps.

Chaque histogramme est la moyenne de quatre répétitions. Les barres représentent les écarts types. La différence significative entre deux moyennes à une même date est marquée par des lettres différentes selon le test de Fisher ($P<0,05$).

La figure 9 montre le potentiel de minéralisation du carbone obtenu au cours du temps. Les tendances observées montrent une évolution de ce potentiel en fonction du type de résidu apporté au cours du temps. À T0, on note ainsi une nette différence entre les flux de C-CO₂ des différents traitements tout au long de l'incubation contrairement aux temps T30, T60 et T90 où les différences sont moins marquées. À T30 et T60, les potentiels des traitements témoins et à coques d'*Arachis hypogaea* sont à la limite superposables. Par contre à T120 et T150, les potentiels des sols amendés se distinguent nettement du témoin, mais restent très proches surtout à T150 où ils sont aussi presque superposables. On note enfin que comme pour le flux total de C-CO₂, le potentiel de minéralisation du carbone est dans l'ensemble plus élevé dans les sols amendés, surtout les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia*.

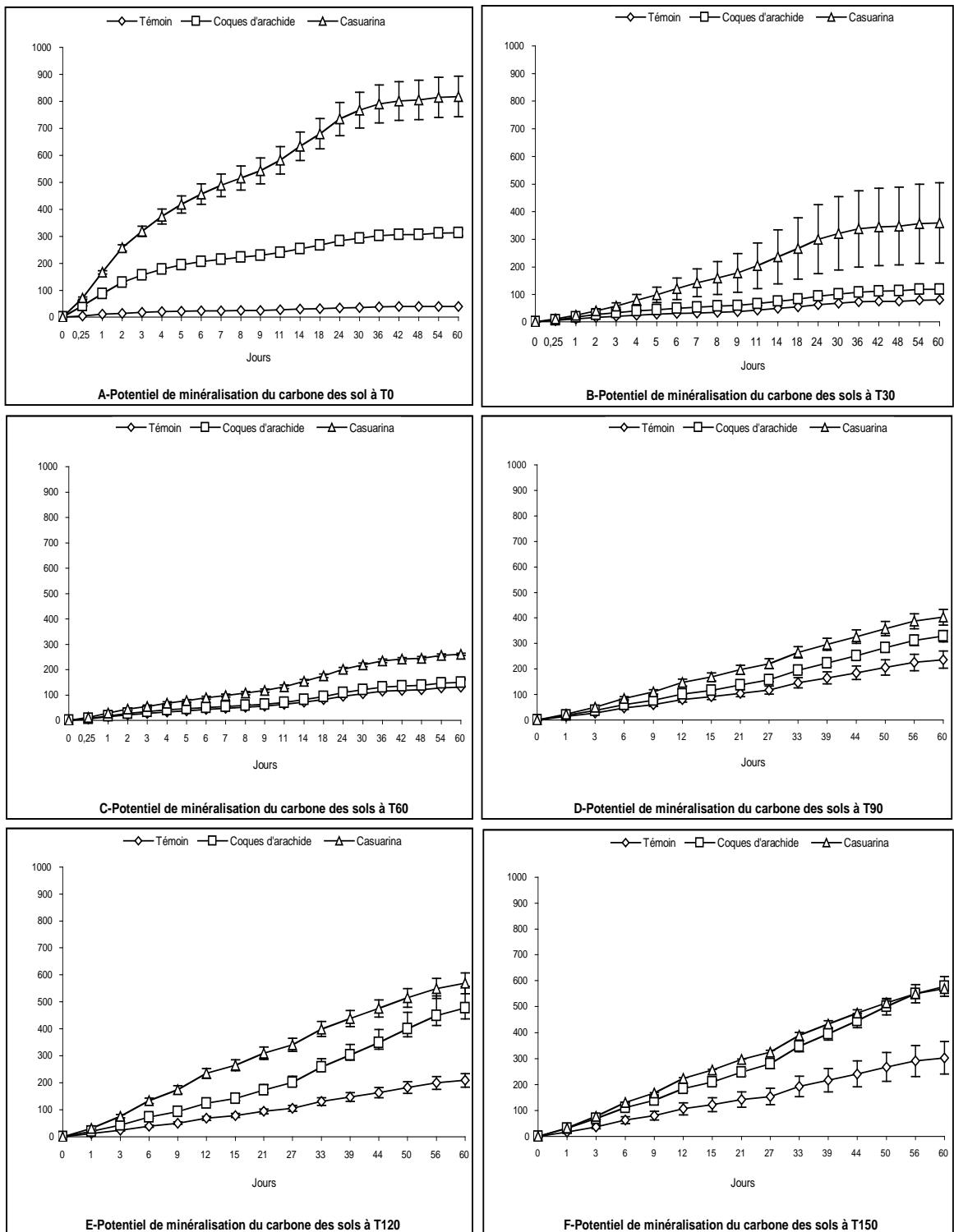


Figure 9 : Evolution du potentiel de minéralisation du carbone au cours du temps.

Chaque point est la moyenne de quatre répétitions. Les barres représentent les erreurs standard

VI. Corrélation entre la biomasse microbienne du sol et le potentiel de minéralisation du carbone

La Corrélation entre la biomasse microbienne du sol et le potentiel de minéralisation du carbone est présentée sur la figure 10. Cette figure montre une corrélation positive entre la Biomasse microbienne du sol et le potentiel de minéralisation du carbone. Cependant, celle-ci n'est pas significative selon le test de Pearson ($R^2 = 0,0126$).

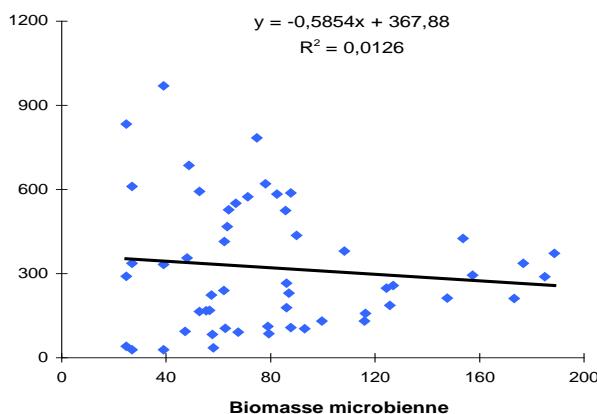


Figure 10 : Corrélation entre la biomasse microbienne et le potentiel de minéralisation du carbone

VII. Coefficients de régression entre les composants biochimiques des litières et les caractéristiques du sol

Le tableau 5 montre les coefficients de régression linéaires entre les composants biochimiques des litières et la biomasse microbienne du sol, l'azote minéral et le potentiel de minéralisation du carbone. On note dans l'ensemble une corrélation positive entre ces différents paramètres du sol et des litières. Cependant cette corrélation n'est pas significative, selon le test de Pearson, pour tous les paramètres mesurés. On observe ainsi pour la biomasse microbienne une corrélation significative avec les teneurs en fibres, en lignine, en matières minérales et en carbone des litières alors qu'elle est non significative avec les teneurs en matières solubles, en azote et le C/N. Quant aux teneurs en azotes minérales, ils sont significativement corrélés avec les teneurs en cellulose, en lignine, en matières minérales et en carbone des litières. La teneur en nitrate est, en outre, significativement corrélée aux teneurs en matières solubles et au rapport C/N des litières.

Enfin, le potentiel de minéralisation du carbone est seulement significativement corrélé avec les teneurs en matières solubles, en hémicellulose, en matières minérales et en azote des litières.

Tableau 5 : Coefficients de régression entre composants biochimiques des litières et la biomasse microbienne du sol, l'azote minéral et le potentiel de minéralisation du carbone.

| | Biomasse microbienne | NO_3^+ | NH_4^+ | Potentiel de minéralisation du carbone |
|---------------------------|----------------------|-----------------|-----------------|--|
| Matières solubles | 0,0408 NS | 0,2096 S | 0,154 NS | 0,2082 S |
| Hemicellulose | 0,2412 S | 0,1234 NS | 0,115 NS | 0,323 S |
| Cellulose | 0,3107 S | 0,3574 S | 0,1664 S | 0,0043 NS |
| Lignine | 0,3651 S | 0,2401 S | 0,269 S | 0,0003 NS |
| Matières minérales | 0,4684 S | 0,483 S | 0,3395 S | 0,1413 S |
| Carbone | 0,4122 S | 0,4437 S | 0,2203 S | 0,0236 NS |
| Azote | 0,0036 NS | 0,0165 NS | 0,0398 NS | 0,1752 S |
| C/N | 0,129 NS | 0,2025 S | 0,0541 NS | 0,0672 NS |

S=significatif

NS=non significatif

VIII. Paramètres agro-morphologiques

VIII.1. Hauteur des plantes

Les hauteurs moyennes des plantes de tomate représentée par la figure 11 montre une augmentation significative de celles enregistrées dans les parcelles amendées par rapport au témoin. Par contre entre les sols amendés, il n'y a pas de différence significative dans la croissance en hauteur des plants. La hauteur moyenne maximale est enregistrée à 20 jours au niveau des parcelles à coques d'*Arachis hypogaea* et à 54 jours au niveau de celles qui sont à *Casuarina equisetifolia*.

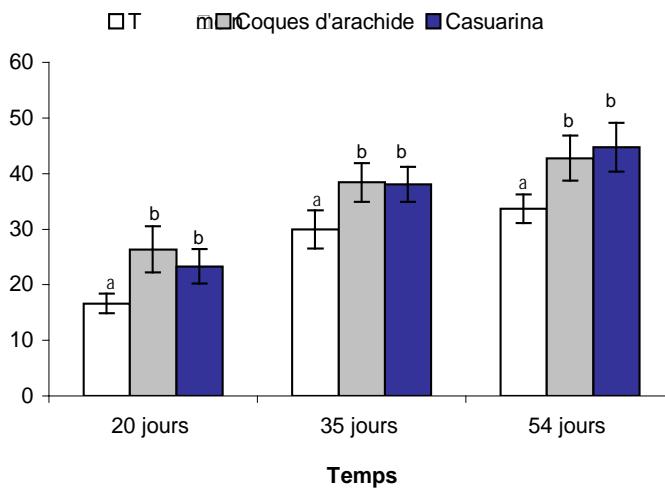


Figure 11 : Hauteurs des plantes de tomate au cours du temps.

Chaque histogramme est la moyenne de quatre répétitions. Les barres représentent les écarts types. La différence significative entre deux moyenne à une même date est représentée par des lettres différentes selon le test de Ficher ($P<0,05$).

VIII.2. Nombre de branches secondaires

Les résultats sur le nombre de branches secondaires sont représentés sur la figure 12. Cette figure montre, comme pour la croissance en hauteur, des branches secondaires plus importantes au niveau des parcelles amendées avec des résidus organiques, avec des différences significatives. Entre les parcelles amendées avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia*, on note aussi des différences significatives à toutes les dates. Ainsi à 20 et 54 jours, les parcelles amendées avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* présentent un nombre de branches secondaires plus élevé contrairement à 35 jours où celles qui sont amendées avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* dominent.

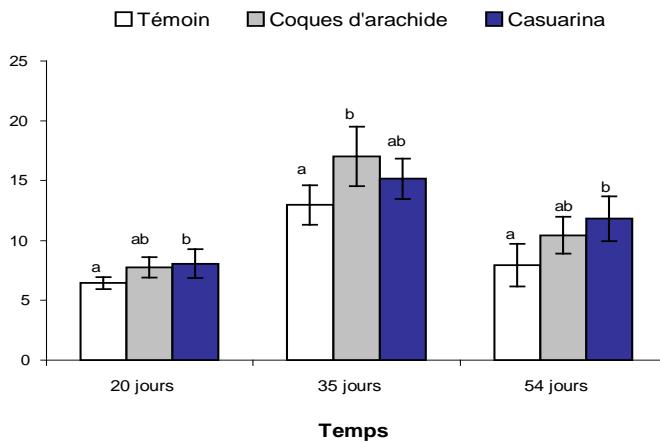


Figure 12 : Evolution du nombre de branches secondaires des plantes de tomate au cours du temps.

Chaque histogramme est la moyenne de quatre répétitions. Les barres représentent les écarts types. La différence significative entre deux moyenne à une même date est représentée par des lettres différentes selon le test de Ficher ($P<0,05$).

VIII.3. Densité des plantes

La densité des plantes représentée sur la figure 13 montre une différence significative uniquement à 54 jours. A cette date, les parcelles amendées avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* présentent une densité de plantes plus importante ($4,428$ plants/ m^2) suivie des parcelles amendées des résidus de *Casuarina equisetifolia* ($4,178$ plants / m^2). Une baisse de la densité au cours du temps est enfin notée au niveau de tous les traitements.

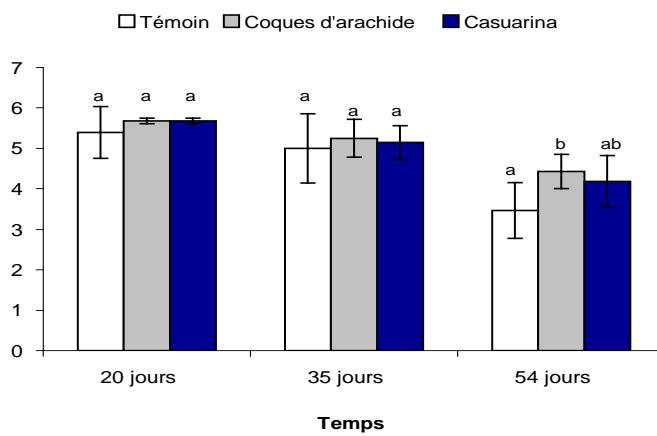


Figure 13 : Evolution de la densité des plantes au cours du temps

Chaque histogramme est la moyenne de quatre répétitions. Les barres représentent les écarts types. La différence significative entre deux moyenne à une même date est représentée par des lettres différentes selon le test de Ficher ($P<0,05$).

VIII.4. Rendements en fruits

Le tableau 6 représente le rendement en fruits des différents traitements. Ce rendement est plus important au niveau des parcelles amendées avec des résidus organiques. Cette différence est significative aussi bien au niveau du poids du rendement que du nombre de fruits récoltés. Le rendement le plus élevé en termes de poids et de nombre de fruits récoltés est obtenu au niveau des parcelles amendées avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* (19,82 t/ha). Cependant cette différence n'est pas significative comparée aux parcelles amendées avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* (18,38 t/ha). Enfin, nous avons noté au cours des récoltes que les fruits des parcelles amendées avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* sont arrivés les premiers à maturité et présentent un aspect physique plus volumineux.

Tableau 6 : Rendements en fruits des plants de tomate dans les différents traitements.

| Traitements | Nombre de fruits/parcelle | Poids t/ha |
|---|---------------------------|------------|
| Sans apport | 182 a | 10,31 a |
| Apport de coques d' <i>Arachis hypogaea</i> | 258 b | 19,82 b |
| Apport de <i>Casuarina equisetifolia</i> | 245 b | 18,38 b |

Chaque valeur est la moyenne de quatre répétitions.

La différence significative entre deux moyenne à une même date est représentée par des lettres différentes selon le test de Ficher (P<0,05).

Chapitre VI : DISCUSSION

I. Effet de la qualité des résidus végétaux sur les processus de décomposition

Les résultats sur la caractérisation biochimique des résidus de *Casuarina equisetifolia* et de coques d'*Arachis hypogaea* au cours du temps ont montré des variations importantes des différentes composantes biochimiques qui témoignent de l'état de décomposition des deux résidus. Ces variations sont matérialisées par une augmentation très significative (60 %) des matières minérales au niveau des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* entre le T0 et le T30. Pour les résidus de *Casuarina equisetifolia*, on note un léger décalage dans le temps avec une teneur en matière minérale élevée à partir de T60. Les mêmes tendances ont été observées sur l'évolution des rapports C/N et lignine/N souvent utilisés pour évaluer la décomposition des résidus végétaux dans le sol (Melillo *et al.*, 1982; Parton *et al.*, 1987 ; Bernhard-Reversat & Schwartz, 1997). La décomposition des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* est donc plus rapide entre T0 et T30 alors que pour les résidus de *Casuarina equisetifolia*, elle se fait surtout entre T30 et T60. Ce résultat peut s'expliquer par l'importance de la fraction soluble dans le premier stade de décomposition de la matière organique comme mise en évidence dans les travaux de Sall (2004) sur les litières de *Casuarina equisetifolia*, de *Faidherbia albida* et *Andropogon gayanus*.

Plusieurs études (Bernhard-Reversat, 1999 ; Bernhard-Reversat *et al.*, 2003 ; Sall, 2004 ; Ibrahima *et al.*, 2008) ont montré l'importance de la fraction soluble sur les premiers stades de décomposition des résidus végétaux. C'est durant cette phase que les substances énergétiques renfermant les sucres solubles nécessaires à l'activité biologique sont pour la plupart libérées. Ces substances sont indispensables à la biodégradation des composants récalcitrants comme la lignine (Dommergues & Mangenot, 1970 ; Berg & Wessen, 1984, Ibrahima *et al.*, 2008). Sterjiades et Ericsson (1993) ont montré que la lignine des litières en contrôle la décomposition parce qu'elle fait obstacle à la dégradation de la cellulose. Dans notre étude, le pic de décomposition des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* observé entre T0 et T30 peut donc s'expliquer par la dégradation d'une partie de la lignine stimulée par la fraction soluble. La fraction soluble s'épuisant par la suite, la décomposition des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* devient très lente entre T30 et T150.

Cependant la fraction soluble des résidus végétaux n'est pas que stimulatrice de la microflore. En effet, en dehors des sucres solubles, cette phase peut aussi renfermer des teneurs importantes en polyphénols. Plusieurs études ont montré l'action inhibitrice des acides phénoliques sur la décomposition des résidus végétaux dans le sol (Bernhard-Reversat & Schwartz, 1997; Bernhard-Reversat *et al.*, 1999; Bernhard-Reversat *et al.*, 2003; Diallo, 2005). Cette action est néanmoins passagère puisque les polyphénols solubles sont vite lessivés ou dégradés (Bernhard-Reversat *et al.*, 2003). La faible décomposition des résidus de *Casuarina equisetifolia* entre T0 et T30 peut donc s'expliquer par leur teneur élevée en polyphénols. Ces polyphénols lessivés ou dégradés, on observe par la suite à un pic de décomposition entre T30 et T60. À partir de T60, la décomposition des résidus de *Casuarina equisetifolia* revient à un rythme un peu plus lent.

II. Impact de la qualité des résidus végétaux sur les propriétés chimiques du sol

Les caractéristiques chimiques du sol déterminées par le pH, la salinité, la CEC, le carbone total et l'azote total ont montré peu de variations en fonction du traitement. Mis à part le pH et la salinité qui varient significativement après culture, les autres paramètres n'ont pas montré de variations significatives. Ces résultats peuvent s'expliquer par le temps assez court (cinq mois) de notre expérience. En effet, la plupart des expériences portant sur l'apport de matière organique au sol et ayant abouti à une variation significative des caractéristiques chimiques du sol (Feller, 1987 ; 1995a ; 1995b) ont été conduites sur une période d'au moins deux ans. Une étude conduite en Inde par Goyal *et al.* (1992), citée par Palm *et al.* (2001), n'a pourtant pas montré de différence significative en ce qui concerne les teneurs en carbone total après quatre années d'apport de litières de Sesbania et de paille de blé à des doses respectives de 2,7 et 12 t/ha. Diop (2006), par contre, pour une même durée d'étude que la nôtre et avec les mêmes résidus, a observé en serre une augmentation significative du carbone total sous eaux de nappe. Cependant ces résidus ont été broyés à 0,75 mm et apportés à une dose de 2 % contrairement à nos résidus broyés à 5mm et apportés à 1 kg/m².

De nombreux auteurs (Boissezon & Bonzon, 1986; Pansu, 2006; Tambone *et al.*, 2007) ont, par ailleurs, montré l'existence de corrélation entre le carbone total et la CEC. Cette relation semble se vérifier dans notre étude puisque, à l'image du carbone total, il n'y a pas de variation significative de la CEC entre les traitements. L'incorporation de matières organiques ne provoque donc pas toujours une augmentation significative de la CEC des horizons enrichis (Pansu, 2006).

Les variations significatives du pH et de la salinité observées avant et après culture pourraient s'expliquer par l'apport des eaux d'irrigation. En effet, la fin de notre dispositif expérimental a un peu coïncidé avec le début de l'hivernage si bien qu'il a reçu à partir de T120 de l'eau de pluie en plus de celle des nappes utilisée pour l'irrigation. Les eaux de pluies pourraient donc modifiées directement ou indirectement ces deux paramètres dans le sol. L'apport de ces eaux pourrait, en effet, entraîner un lessivage du sel apporté par les eaux d'irrigation ou atténuer la salinité de ces eaux. Il en est de même pour le pH. Un suivi du pH et de la salinité des eaux d'irrigation aurait, peut-être, permis de déterminer avec exactitude les causes de ses variations.

III. Effet de la qualité des résidus végétaux sur la disponibilité de l'azote minéral et les propriétés microbiologiques du sol

La disponibilité de l'azote minéral et les propriétés microbiologiques constituent deux caractères fondamentaux des sols interdépendants liés à la qualité initiale des litières apportées. Ces dernières fournissent, en effet, aux microorganismes les substances énergétiques nécessaires à leur développement et constituent une réserve de nutriments (azote) nécessaires au développement des plantes.

Nos résultats ont montré une nette domination des teneurs en nitrate par rapport à l'ammonium. Cette domination des teneurs en nitrate par rapport à l'ammonium dans les sols sableux tropicaux a été observée par des auteurs comme Chen & Stark (2000) ; Iyamuremye *et al.* (2000), Diallo (2005). En outre, Chen & Stark (2000) ont observé une augmentation croissante de la consommation en ammonium des bactéries nitrifiantes au cours d'une incubation de sol pendant seize semaines. Cette domination de la teneur en nitrate est d'autant plus logique que l'eau utilisée pour l'irrigation est riche en nitrate. L'azote minéral issu de la minéralisation de la matière organique est donc négligeable

puisque les sols non amendés avec des résidus organiques présentent des teneurs en matières minérales plus importantes. Sall (2004) a trouvé moins de 2% d'azote minérale dérivés des résidus organiques apportés. Il en a déduit que le principal impact de l'apport de résidus organiques porte sur les phases immobilisation-minéralisation de l'azote.

Dans notre étude, une phase d'immobilisation de l'azote minéral a été notée entre T0 et T60, suivie d'une minéralisation importante à T90. Cette immobilisation est plus marquée au niveau des sols amendés avec des résidus organiques surtout celles de coques d'*Arachis hypogaea* même si la différence n'est pas significative. L'immobilisation de l'azote minéral est donc plus importante au niveau du résidu moins pourvu en azote et présentant un C/N plus élevé. Ce résultat concorde avec celui d'auteurs comme Feller & Ganry (1982) qui ont obtenu un effet négatif des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* sur le stock d'azote du sol. Des résultats similaires ont été aussi obtenus par Sall (2004) et Diop (2007) qui ont travaillé sur l'effet de divers résidus dans le sol soumis à un apport d'azote minéral. Ces derniers auteurs ont, en plus, observé après l'immobilisation une phase de minéralisation nette qui intervient après cinq semaines dans l'étude de Sall (2004) et moins de trois mois dans celle Diop (2007). Dans le cas de notre étude, c'est à T90 qu'on observe des valeurs maximales d'azote minéral qui coïncident avec des teneurs maximales de biomasse microbienne. L'azote minéral n'est donc pas seulement immobilisé dans la biomasse microbienne. Selon Constantinides & Fawnes (1994), la disponibilité de l'azote minéral dans le sol est affectée aussi par la concentration en polyphénols et en lignine. La forte immobilisation observée à T30 et T60 au niveau des sols amendés avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* peut donc s'expliquer par le développement de la biomasse microbienne mais aussi par leurs teneurs respectivement élevées en lignine et polyphénols. Enfin, les faibles teneurs en azote minéral observées à T120 et T150 pourraient être dues aux pluies enregistrées à partir de T120 entraînant un lessivage des sols. Cette baisse des teneurs en azote minéral, surtout en nitrate, est plus marquée au niveau des sols témoins. Elle montre, par ailleurs, le rôle important de la matière organique apportée sur la rétention de l'azote minéral au niveau de l'horizon 0-10 cm du sol dans lequel nous avons travaillé.

Les propriétés microbiologiques du sol évaluées à travers la densité et l'activité respiratoire des microorganismes montrent des sensibilités différentes par rapport aux

apports organiques. En effet, si du point de vue de la densité, on n'observe pas des variations importantes par rapport à la qualité des litières apportées, l'activité respiratoire est au contraire très sensible aux différents traitements. La seule variation observée au niveau de la densité microbienne, mis à part son augmentation progressive de T0 à T90, se situe à T30 où les sols amendés avec des résidus organiques présentent une biomasse microbienne significativement plus élevée. Ces résultats sur la densité microbienne sont en accord avec ceux de Diop (2007) qui a trouvé au semis une densité microbienne plus élevée dans les sols amendés avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* ; alors qu'à la récolte, la différence n'est pas significative. De même Sall *et al.* (2003) ont observé en conditions contrôlées une densité microbienne plus élevée dans les sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* après 15 jours d'incubation ; alors qu'à 60 jours, il n'y a pas de différence significative par rapport au témoin. Nos résultats suggèrent une corrélation positive et significative entre la biomasse microbienne et quelques composants biochimiques des litières (carbone, hémicellulose, cellulose et lignine). Une corrélation similaire a été observée par Diallo (2005) qui a noté, en outre, la stimulation de la biomasse microbienne par la présence de plante. Ce dernier auteur se référant aux travaux de Van Ven *et al.* (1993), Van Der Krift *et al.* (2001), et Fu & Chen (2002), en déduit une relation entre le carbone exsudé par la biomasse racinaire et la densité microbienne. Ceci pourrait expliquer la croissance générale de la biomasse microbienne entre T0 et T90. À partir de T120 par contre la baisse de cette biomasse microbienne pourrait résulter d'un stresse lié à la pluviométrie ou de la baisse des teneurs en azote minéral du sol.

L'activité respiratoire déterminée par le potentiel de minéralisation du carbone est étroitement liée à la qualité des litières. Significativement corrélé aux teneurs en matières solubles, en hémicellulose et en azote, le potentiel de minéralisation du carbone est nettement plus important au niveau des sols amendés avec des résidus organiques, surtout celles de *Casuarina equisetifolia*. L'inhibition de l'activité microbienne par les polyphénols n'a donc pas eu lieu. Des résultats similaires ont été obtenus par Sall (2004) et Diop (2007) avec des résidus de *Casuarina equisetifolia* dans des sols soumis à un apport d'azote minéral. L'azote minéral a donc un effet positif sur la décomposition de la litière de *Casuarina equisetifolia* (Sall, 2004). L'azote minéral pourrait, selon ce dernier auteur, complexer les polyphénols responsables de l'inhibition de l'activité microbienne,

tout comme il pourrait affecter négativement la décomposition des litières riches en lignine en formant des complexes récalcitrants à la décomposition. Cette hypothèse pourrait expliquer le potentiel de minéralisation du carbone moins important au niveau des sols amendés avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* par rapport aux sols amendés avec des résidus de *Casuarina equisetifolia*. Sall (2004) et Diop (2007) ont obtenu des résultats similaires avec des résidus riches en lignine de *Faidherbia albida* ou de coques d'*Arachis hypogaea*. L'évolution du potentiel de minéralisation du carbone ne se fait donc pas en fonction des teneurs en lignine et polyphénols puisque l'effet de ces deux composants est affecté par l'azote minéral du sol. Elle se fait plutôt en fonction des teneurs des autres composants plus facilement biodégradables comme les matières solubles et l'hémicellulose auxquelles le potentiel de minéralisation du carbone est positivement et significativement corrélé.

IV. Production végétale : effet de la qualité des litières

Fixée parmi nos objectifs de départ, l'amélioration de la production végétale constitue un enjeu important pour le maraîchage puisque c'est l'ultime but du producteur. Nos résultats montrent un effet positif des apports de résidus sur la production de la tomate. Cet effet se manifeste aussi bien par une augmentation significative de la biomasse aérienne que du rendement en fruit. Par contre nous n'avons pas observé de différences significatives par rapport à la qualité des litières apportées. Des résultats similaires ont été obtenus en serre avec les mêmes résidus par Diop (2007). Plusieurs études ont aussi montré l'effet positif des résidus organiques sur la production végétale des sols sableux tropicaux. C'est le cas de Diallo (2005) qui a observé une stimulation de la croissance du mil et du maïs par les litières de *Faidherbia albida* et de *Azadirachta indica* sans apport d'azote minéral. De même, Samba (2001) a observé une amélioration du rendement de biomasse du mil après apport de litière de *Cordila pinnata*.

Nous avons aussi noté que les fruits des parcelles amendées avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* étaient arrivés les premiers à maturité. Ce fait est très important dans la production maraîchère de la zone périurbaine de Dakar. Comme nous l'avons vu dans la première partie de ce document, l'une des motivations de l'utilisation des eaux usées dans cette zone est leur réputation à réduire le cycle de vie des cultures.

Cette réduction du cycle s'explique, selon Gaye & Niang (2002), par la disponibilité de l'azote minéral dans le sol. L'azote minéral absorbé tardivement peut, en effet, provoquer un retard de mise en fruit en prolongeant le développement végétatif (Gaye & Niang, 2002). Le retard observé dans les parcelles amendées par des résidus de *Casuarina equisetifolia* pourrait ainsi s'expliquer par la disponibilité de l'azote minéral à un moment du cycle de développement de la plante sous l'action des polyphénols qui peuvent former des complexes avec l'azote minéral ou inhiber l'absorption de certains éléments minéraux. Les résidus de *Casuarina equisetifolia* constituent, de ce point de vue, un matériel de moins bonne qualité pour l'amendement organique par rapport aux résidus de coques d'*Arachis hypogaea* avec lesquels on obtient, en plus, des fruits plus volumineux.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'objectif fixé au début de ce travail était d'améliorer la productivité des sols sableux de la zone périurbaine des Niayes cultivés sous eaux de nappe. Ainsi, après avoir passé en revue les différents constituants du sol, des résidus végétaux et les contraintes de développement du maraîchage dans la zone périurbaine des Niayes, nous avons testé l'effet des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* sur la productivité des sols sableux de cette zone. L'apport de ces résidus montre des résultats très positifs sur la production végétale de la tomate ; par contre il n'y a pas eu d'impacts majeurs sur la disponibilité de l'azote minéral du sol. Il n'y a pas non plus eu d'effets majeurs sur les propriétés microbiologiques et les autres propriétés chimiques du sol. L'effet qualité des litières est notable au niveau de la qualité de la production et du cycle de développement de la culture de tomate. Les sols amendés avec des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* présentent en effet un cycle cultural plus rapide et des fruits plus volubiles. Enfin, la décomposition des résidus apportés dépend de leurs compositions plutôt que de la disponibilité en azote minéral.

Il ressort, en définitive, de cette étude que :

- les résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* peuvent être utilisés pour améliorer la production maraîchères des sols sableux cultivés sous eaux de nappe dans la zone des Niayes ;
- les résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* apportés à cette dose n'ont pas d'effets significatifs sur la disponibilité de l'azote minéral dans le sol ;
- les résidus de coques d'*Arachis hypogaea* donne une production de bien meilleure qualité en un temps plus court.

Il serait en perspective intéressant de poursuivre cette étude en se focalisant sur :

- l'effet à long terme des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* sur les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques de ces sols sableux cultivés sous eaux de nappe ;

- l'effet de ces résidus sur la production végétale et sur les propriétés microbiologiques du sol à différentes dates d'apport avant semis;
- l'effet de la quantité des résidus de coques d'*Arachis hypogaea* et de *Casuarina equisetifolia* sur la production de la tomate et la disponibilité de l'azote minéral dans le sol.

Références bibliographiques

- Abiven S. (2004). Relations entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leur décomposition et évolution de la stabilité structurale du sol. Thèse de 3^{ème} cycle. *Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Rennes*. 262p.
- Amato M. & Ladd J. N. (1988). Assay of microbial biomass based on ninhydrin-reactive nitrogen in extracts fumigated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 20 : 107-114.
- Ba A., Schilling R., Ndiaye O., Ndiaye M. & Kane A. (2005). L'arachide. In Bilan de la recherche agricole et agroalimentaire au Sénégal 1964-2004 ; *ISRA-ITA-CIRAD* : 163-188.
- Bernhard-Reversat F. & Schwartz D. (1997). Change in lignin content during litter decomposition in tropical forest soils (Congo): comparison of exotic plantations and native stands. *Acad. Sci. Paris, Sciences de la terre et des planètes* 325 : 427-432.
- Bernhard-Reversat F. (1998). Changes in relationships between initial litter quality and CO₂ release during early laboratory decomposition of tropical leaf litters. *Eur. J. Soil Biol.*, 34 (3), 117-122.
- Bernhard-Reversat F. (1999). The leaching of Eucalyptus hybrids and Acacia auriculiformis leaf litter: laboratory experiments on early decomposition and ecological implications in congoese tree plantations. *Applied Soil Ecology* 12 : 251-261.
- Bernhard-Reversat F., Main G., Holl K., Loumeto J. & Ngao J. (2003). Fast disappearance of the water-soluble phenolic fraction in eucalypt leaf litter during laboratory and field experiments. *Applied Soil Ecology* 23 : 273-278.
- Blanchart E., Albrecht A., Bernoux M., Brauman A., Chotte J. L., Feller C., Ganry F., Hien E., Manlay R., Masse D., Sall S. & Villenave C. (2005). Organic matter and biofunctioning in tropical sandy soil and implications for its management. Communication in the International Symposium on the Management of Tropical sandy soil for Sustainable agriculture. Khon Kaen, Thaïlande. 15p.
- Boissezon P. & Bonzon B. (1986). Effets de l'apport de fumier sur les caractéristiques chimiques d'un sol ferrallitique ivoirien. *Cahiers ORSTOM. Série Pédologie*, 22 (3) : 329-355.
- Bremner J. M. (1965). Nitrogen availability indexes. In : Black, C. A. (Eds). *Methods of soil Analysis, Part 2. American Society of Agronomy*, Madison, WI. 1324-1345.
- Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M. H., Ruget F., Gate P., Devienne F., Antonioletti R., Durr C., Nicoullaud B., Richard G., Beaudoin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Machet J. M., Meynard J. M. & Delecolle R. (1998). STICS: A generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. I. Theory and parameterisation applied to wheat and corn. *Agronomie* 18 : 311-346.

- Callot G., Chamayou H., Maertens C. & Salsac L. (1982). Les interactions sol-racine : incidence sur la nutrition minérale. 325p.
- Chaussod R. (1996). La qualité biologique des sols : évaluation et implications. Forum "Le sol un patrimoine menacé?" Paris, 24 Octobre. Pages 261 à 277.
- Chen J. & Stark J. M. (2000). Plant species effects and carbon and nitrogen cycling in a sagebrush-crested wheatgrass soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 : 47-57.
- Chotte J.-L., Blanchart E. & Lavelle P. (1995). Gestion durable des terres en milieu tropical. Régulation biologique des processus de décomposition de la matière organique. 10p.
- Chotte J.-L., Duponnois R., Cadet P., Adiko A., Villenave C., Agboba C. & Brauman A. (2001). Dans "La jachère en Afrique tropical : de la jachère naturelle à la jachère améliorée. Le point des connaissances". 85-125.
- Cissé I. & Fall S. T. (2001). Impact du système de production horticole sur l'environnement des Niayes. In Cités horticoles en sursis ? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal. *IDRC*. 49-60.
- CIRAD-CRDI (2004). Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone : Enjeux, concepts et méthodes. 176p.
- Colla G., Mitchell J. P., Joyce B. A., Huyck L. M., Wallender W. W., Temple S. R., Hsiao T. C. & Poudel D. D (2000). Soil Physical Properties and Tomato Yield and Quality in Alternative Cropping Systems. Published in *Agron. J.* 92: 924-932
- Constantinides M. & Fownes J. H. (1994). Nitrogen mineralisation from leaves and litter of tropical plants : Relationships to nitrogen, lignine and soluble polyphenol concentration. *Soil Biology and Biochemistry*, 26 : 49-55.
- Coppens F. (2005). Water, carbon and nitrogen dynamics in soil. Influence of crop residue location and quality. Thèse 3^{ème} cycle. *Institut national agronomique Paris-Grignon*. 230p.
- Dasylva S, Sambou S, Cosandey C. & Orange D. (2003). Assèchement des «niayes» (bas-fonds agricoles) de la région de Dakar durant la période 1960-1990 : variabilité spatiale et rôle joué par la pluviosité. *Sud SCIENCES & TECHNOLOGIES* N°11 : 27-34.
- Davet P. (1996). Vie microbienne du sol et production végétale. *INRA Paris*. 383p.
- Diallo M. D. (2005). Effet de la qualité des litières de quelques espèces végétales sahéliennes sur la minéralisation de l'azote. *Thèse 3^{ème} cycle. UCAD*.151p.

- Diao M.B. (2004). Situation et contraintes des systèmes urbains et périurbains de production horticole et animale de la région de Dakar. *Cahier d'études et de recherches francophone/Agricultures*, Volume 13, Numéro 1 : 39-49.
- Dick R. P. (1997). Soil Enzyme Activities as Integrative Indicators of soil Health. *CAB International, Biological indicators of Soil Health*. 121-156.
- Diop A. (2006). Dynamique de l'occupation du sol des Niayes de la région de Dakar de 1954 à 2003 : Exemples de la grande Niaye de Pikine et de la Niaye de Yembeul. *DEA UCAD*. 92p.
- Dommergues Y. & Mangenot F. (1970). Ecologie Microbienne du Sol. *Masson et C^{ie}*, Paris. 796p.
- Doré T., Sène M., Pellissier F. & Gallet C. (2004). Approche agronomique de l'allélopathie. *Cahier d'études et de recherches francophones/Agricultures*, volume 13, Numéro 3: 249-256.
- Duchaufour P. (1997). Abrégé de pédologie : sol, végétation , environnement. 5ème édition. 291p.
- Duchaufour P. (2001). Introduction à la science du sol : sol, végétation, environnement. 6ème édition. 331p.
- Durand J. R. & Leveque C. (1981). Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne. ORSTOM, Paris, *Coll.Doc.Tech.* No.44, (Tome 1, 389 p.); No.45 (Tome 2, 484 p.).
- Fall C. (1991). Pollution azotée de la nappe phréatique de "Thiaroye" : causes et proposition de solutions. *DEA UCAD*. 71p.
- Fall S. T. & Badiane A. N. (2001). Interactions horticulture-élevage: Potentiel du système et contraintes. In Cités horticoles en sursis ? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal. *IDRC*. 33-48.
- Fall C. A. & Fall A. S. (2001). L'horticulture, une activité agricole majeure. In Cités horticoles en sursis ? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal. *IDRC*. 19-32.
- Fall S. T., Fall A. S., Cissé I. & Diao M.B. (2001). Intégration de l'horticulture et de l'élevage : étude des cas. In Cités horticoles en sursis ? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal. *IDRC*. 61-116.
- FAO (2005). Aquastat : Système d'information de la FAO sur l'eau et l'agriculture. <http://www.fao.org> (consulté le 18/03/08).
- FAO-CSE (2003). L'évaluation de la dégradation des terres au Sénégal. *Rapport préliminaire du projet FAO Land Degradation Assessment (LADA)*. 62p.

- Fardoux J., Fernandes P., Niane-Badiane A. & Chotte J-L. (2001). Effet du séchage d'échantillons d'un sol ferrugineux tropical sur la détermination de la biomasse microbienne. Comparaison de deux méthodes biocidales de référence. In Étude et gestion des sols, numéro spécial : 385-394.
- Félix J. (2006). Caractérisation des eaux d'arrosage, de leurs impacts sur l'environnement et techniques d'épuration extensive par lagunage (Dakar, Sénégal). *Mémoire de Master*. Université de Lausanne.
- Feller C. (1995). La matière organique du sol: un indicateur de la fertilité : application aux zones sahélienne et soudanienne. *Agriculture et Développement* : 35-41.
- Feller, C. 1995a. La matière organique dans les sols tropicaux à argile 1 :1. Recherche de compartiments fonctionnels. Une approche granulométrique. *Collection TDM*, vol. 144, ORSTOM, Paris. Sénégal.
- Feller C (1995b). La matière organique du sol et la recherche d'indicateurs de la durabilité des systèmes de culture dans les régions tropicales semi-arides et subhumides d'Afrique de l'Ouest. In : Ganry F. (ed.), Campbell B. (ed.) Sustainable land management in African semi-arid and subhumid regions: proceedings of the SCOPE workshop. Montpellier : CIRAD-CA : 123-130.
- Feller C., Chopart J.L. & Dancette F. (1987). Effet de divers modes de restitution de pailles de mil sur le niveau et la nature du stock organique dans deux sols sableux tropicaux (Sénégal). *Cahiers ORSTOM. Série Pédologie* 23 (4) : 237-252.
- Feller C. & Ganry F. (1982). Décomposition et humification des résidus végétaux dans un agro-système tropical. *AGRONOMIE TROPICALE* XXXVII-3-262-269p.
- Foster R. C. (1986). The ultrastructure of the rizophane and the rhizosphere. *Ann. Rev. Phytopathol.*, n° 24 : 211-234.
- Gascho G. J., Hubbard R. K., Brenneman T. B., Johnson A. W., Sumner D. R., & Harris G. H. (2001). Effects of Broiler Litter in an Irrigated, Double-Cropped, Conservation-Tilled Rotation. *Agron. J.* 93:1315-1320
- Gaucher G. (1968). Traité de pédologie : le sol et ses caractéristiques agronomiques. 578p.
- Gavaud M. (1990). Nature et localisation de la dégradation des sols au Sénégal. *Cahier ORSTOM, ser pédol.*, Vol. XXV, n°3: 253-262.
- Gaye M. & Niang S. (2002). Épuration des eaux usées et l'agriculture urbaine. *Enda tiers-monde* Dakar. 354p.
- Giller K. E., Beare M. H., Lavelle P., Izac A. M. N. & Swift M. J. (1997). Agriculture intensification, Soil biodiversity and agrosystem function. *Applied Soil Ecology*, n° 6 : 3-16.

- Henriksen T. M. & Breland T. A. (1999). Evaluation of criteria for describing crop residue degradability a model of carbon and nitrogen turnover in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 31 ; 1135-1149.
- Ibrahima A, Biyanzi P & Halima M. (2008). Changes in organic compounds during leaf litter leaching: laboratory experiment on eight plant species of the Sudano-guinea Savannas of Ngaoundere, Cameroon. *iForest* 1: 27-33.
- INRA (2001). Le sol, du labour au semis direct : Enjeux agronomiques. Matière organique et travail du sol. 3p.
- ISRA-ITA-CIRAD (2005) :Bilan de la recherche agricole et agroalimentaire au Sénégal 1964-2004. 522p.
- Iyamuremye F., Gewin V., Dick R. P., Diack M., Séne M., Badiane A. & Diatta M. (2000). Carbone, nitrogen and phosphorus mineralization potential of native agroforestry plant residues in soils of Senegal. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 14 : 359-371.
- John C. G., Lawton J. H. & Shachak M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69 : 373-386.
- Khouma M. (2000). Les grands types de sols du Sénégal. Quatorzième Réunion du Sous-Comité ouest et centre africain de corrélation des sols pour la mise en valeur des terres Abomey, Bénin, 9-13 octobre. <http://www.fao.org> (consulté le 14/02/2008).
- Khouma M., Guèye M., Ganry M., Badiane A., Ndiaye J-P. & Sène M. (2005). Les sol au Sénégal. In Bilan de la recherche agricole et agroalimentaire au Sénégal 1964-2004. *ISRA-ITA-CIRAD* :73-90.
- Linères M. & Djackovitch J. L. (1993). Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. Matières organiques et agricultures, Quatrièmes journées de l'analyse de terre et cinquième forum de la fertilisation raisonnée, *GEMASCOMIFER*, eds Decroux J. et Ignazi J.C., 159-168.
- Mary B. & Justes E. (2001). La fourniture d'azote par les matières organiques du sol. Colloque GEMAS-COMIFER, 5^{èmes} rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de terre. Blois 27-29 novembre. 11p.
- Mary B., Recous S., Darwis D. & Robin D. (1996). Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in plant soil. *Plant and soil* 181 : 71-82.
- Masse D. (2007). Changements d'usage des terres dans les agro-systèmes d'Afrique sub-saharienne. Propriétés des sols et dynamique des matières organiques. *Mémoire pour l'obtention du diplôme d'habilitation à Diriger des Recherches*. IRD. 82p.

- Mellilo J. M., Aber J. D. & Muratore J. F. (1982). Nitrogen and lignine control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecol.*, 63 : 621-626.
- Millar C.S. (1974). Decomposition of coniferous leaf litter. In : C.H. Dickinson & G.J.F. Pugh (eds.), *Biology of plant litter decomposition*, Volume I, *Academic Press*, London. 105-128.
- Müller M. M., Sundman V., Soininvaara O. & Merilainen A. (1988). Effect of chemical composition on the release of nitrogen from agriculture plant materials decomposition in soil under field conditions. *Biol. Fertil. Soils*, 6 : 78-83.
- Moustier P., Pagès J. (1997). Le péri-urbain en Afrique : une agriculture en marge ? *Le courrier de l'environnement de L'INRA* N°32, décembre 1997. 11p.
- Musy A. & Soutter M. (1991). Physique du sol. *Presse Polytechniques et Universitaires Romandes*. 335p.
- N'Dayegamiye A., Giroux M. & Gasser M. O. (2007). La contribution en azote du sol reliée à la minéralisation de la matière organique : facteurs climatiques et régies agricoles influençant les taux de minéralisation d'azote. *Colloque sur l'azote CRAAQ-OAQ*. 11p.
- Ndiaye M. L., Guèye-Girardet A. & Pfeifer H.-R. (2006). Impacts des eaux usées sur l'évolution microbiologique des sols : étude de cas à Pikine, Dakar-Sénégal. *Agrosol*. 17 (1) : 33-38.
- Ndour N. Y. B. (2004). Évaluation de l'impact de l'agriculture périurbain dans la zone des "Niayes" (Sénégal) sur quelques fonctions et communautés microbiennes clés des sols et conséquences sur la production végétale. *Rapport d'étape de projet de post-doctorat. ISRA*. 37p.
- Ndour N. Y. B. (2007). Amélioration de la productivité des sols sableux par l'apport de résidus végétaux : Impact de l'azote minéral exogène sur les processus de décomposition. *Mémoire de confirmation ISRA*. 75p.
- Ndour N. Y. B., Baudouin E., Guissé A., Seck M., Khouma M. & Brauman A. (2008). Impact of irrigation water quality on soil nitrifying and total bacterial communities. *Biol Fertil Soils*. 7p.
- Ndoye S., Ndiaye B. & Diop C. (2001). Analyse pédologique de la région des Niayes au Sénégal. *Journal des Sciences pour l'Ingénieur*, Dakar, Sénégal. 9p.
- N□i□c□o□l□a□r□d□o□t□ B□.□,□ R□e□c□o□u□s S□.□□ &□□M□a□r□y□ □B□.□ (2001). 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.□

- Palm C. A., Gachengo C. N., Delve R. J., Cadisch G. & Giller K. E. (2001). Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of an organic resource database. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83 : 27–42.
- Palm C. A., Giller K. E., Mafongoya P. L. and M.J. Swift (2001). Management of organic matter in the tropics: translating theory into practice. *Kluwer Academic Publishers*. Printed in the Netherlands. Nutrient Cycling in Agroecosystems 61:63–75.
- Palm C. A. & Sanchez P. A. (1991). Nitrogen release from the leaves of some tropical légumes as effected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biology and Biochemistry*, 23 : 83-88.
- Pansu M. (2006). Chimie du sol et modélisation du cycle du carbone et de l'azote. Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches. Université de Bourgogne. *Ecole doctorale Image et Modélisation des objets naturels*. 170p.
- Paul E. A. & Clark F. E. (1989). Soil microbiologie and biochemistry. *Academic press, inc.* 275p.
- Parton W. J., Schimel D. S., Cole C. V. & Ojima D. S. (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of america Journal* 51: 1173-1179.
- Perié C. (2003). Étude de la variabilité spatio-temporelle d'indicateurs de la qualité des sols pour le suivi des traitements sylvicoles. *Philosophiae doctor (Ph.D.)*. Université Laval.
- Piéri C. (1989). Fertilité des savane : bilan de trente ans de recherches et de développement agricole au sud du Sahara. *Ministère de la coopération, CIRAD-IRAT*. 444p.
- Piéri C. (1991). Les bases agronomiques de l'amélioration et du maintien de la fertilité des terres de savanes au sud du Sahara. In savane d'Afrique, terres fertiles ? *Actes des rencontres internationales*. Ministère de la coopération, CIRAD. 43-73.
- Plan National d'action Pour l'Environnement (PNAE). (1997). 160p.
- Ponchon J., De Barjac H. (1958). Traité de microbiologie des sols. *Dunod*. 685p.
- Prescott C.E., Vesterdal L., Preston C. M & Simard S. W. (2004). Influence of initial chemistry on decomposition of foliar litter in contrasting forest types in British Columbia. *Can. J. For. Res.* 34: 1714–1729.
- 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.

- Rice E. L. & Pancholy S. K. (1974). Inhibition of nitrification by climax ecosystems. III. Inhibitors other than tannins. *Am. J. Bot.*, 61 : 1095-1103.
- Robert M. (1996). Le sol: interface dans l'environnement, ressource pour le développement. 241p.
- Ruffo M. L. & Bollero G. A. (2003). Residue Decomposition and Prediction of Carbon and Nitrogen Release Rates Based on Biochemical Fractions Using Principal-Component Regression. *Agron. J.* 95:1034–1040.
- Samba A. N. S. (2001). Effet de la litière de *Cordyla pinnata* sur les cultures : approche expérimentale en agroforesterie. *Annals of forest Science*, 58 : 99-107.
- Sall S. (2004). Importance des relations « Résidus végétaux – Communauté microbienne » sur les processus de décomposition dans un sol ferrugineux tropical (Sénégal) : effet de la disponibilité de l'azote. *Thèse de Doctorat. Université Paris XII VAL DE MARNE*. 131p.
- Sall S., Masse D., Bernhard-Reversat F., Guissé 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.
- Sauerbeck D. R. & Johnen B. G. (1976). Root formation and decomposition during plant growth. *Colloque I.A.E.A. SM-211/216* : 141-147.
- Seck M. (2005). Impact de la qualité des eaux d'irrigation sur l'activité microbienne du sol : cas des Niayes de Pikine. *Mémoire DEA. UCAD*. 74p.
- Seneviratne G. (1999). Litter quality and nitrogen release in tropical agriculture: a synthesis. *Biol Fertil Soils* 31: 60–64.
- Sterjiades R. & Erikson K. E. L. (1993). Biodegradation of lignins. In: Scalbert A. (ed.). *Polyphenolic Phenomena. INRA Editions*, Paris, 115-126.
- Swift M. J., Heal O. W. & Aderson J. M. (1979). Decomposition and Terrestrial Ecosystems, Studies in Ecology, Vol. V. Oxford, *Blackwell Scient. Publ.*, 372p.
- Tambone F., Genevini P.L., Adani F. (2007). The effects of short-term compost application on soil chemical properties and plant nutritional status. *Compost science & Utilization*, 15 (3) : 176-183.
- Temple L. & Moustier P. (2004). Les fonctions et contraintes de l'agriculture périurbaine de quelques villes africaines (Yaoundé, Cotonou, Dakar). In : *Cahiers d'études et de recherches francophones / Agricultures*. Volume 13, Numéro 1, 15-22.
- Theng, B. K. G. (1987). Clay–humic interactions and soil aggregate stability. In: Rengasamy, P. Editor. *Soil Structure and Aggregate Stability Conference*

- Proceedings 12 Department of Agriculture and Rural Affairs, Victoria, Australia.* 32–73.
- Tissaux J-C. (1996). «Une revue bibliographique des principaux mécanismes pédogénétiques pour caractériser le rôle du bois raméal fragmenté (BRF) dans le processus d'humification». *Mémoire de fin d'étude. Département des Sciences du Bois et de la Forêt Université Laval Québec G1K*. 24p.
- Thomas R. J. & Asakawa N. M. (1993). Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. *Soil Biology and Biochemistry*, 25 : 1351-1361.
- Vance E. D. & Chapin III F. S. (2001). Substrate limitations to microbial activity in taiga forest floors. *Soil and Biochemistry*, 33 : 173-188.
- Vanlauwe B., Aihou K., Aman S., Iwuafor E. N. O., Tossah B. K., Diels J., Sanginga N., Lyasse O., Merckx R. & Deckers J. (2001). Maize Yield as Affected by Organic Inputs and Urea in the West African Moist Savanna. *Agron. J.* 93: 1191–1199.
- Van Soest P. J. (1963). Use of detergents in the analysis of fibrous feeds I: preparation of fiber residues of low nitrogen content. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 46 : 825-835.
- Van Soest P. J., Wine R. H. (1967). Use of detergents in the analysis of fibrous feeds: IV determination of plant cell wall constituents. *J. Assoc. Off. Anal. Chem* 50: 50-55.
- Wade M., Minh Duc T. & Dacosta H. (2005). Les ressources en eau du Sénégal. Bilan de la recherche agricole et agroalimentaire au Sénégal 1964-2004. *ISRA-ITA-CIRAD*: 51-72.

ANNEXES

Annexe 1 : Caractérisation de la matière organique par solubilisation successive (VAN SOEST)

1. Principe

La méthode conventionnelle de fractionnement de la matière organique est basée sur la caractérisation de la matière organique par solubilisation successive afin de déterminer les proportions en fractions solubles, hémicellulose, cellulose et lignine. Il s'agit de faire une détermination séquentielle des constituants par traitements aux détergents neutre, acide et à l'acide sulfurique.

2. Matériels

pH mètre et papier pH
 Pissette (1 pour eau et 1 pour acétone)
 Etuve (réglée à $103^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$)
 Plaque chauffante
 Creusets filtrants
 Four à combustion
 Dessiccateur
 Balance à précision
 Hotte ou système équivalent
 Bouilloires
 Fioles de 1 L
 Eprouvette 25 ml, 100 ml et 1000 ml
 Broyeur mécanique
 Tamis de 1 mm d'ouverture de maille ronde
 Appareil d'extraction de fibre

3. Réactifs et préparation des solutions

3.1. Réactifs à utiliser

- Sodium dodecyl sulfate, sel monosodique (lauryl sulfate de sodium), ($\text{C}_{12}\text{H}_{25}\text{NaO}_4$),
- Ethylènediaminetétraacétate, sel disodique dihydraté (EDTA-Na), ($\text{C}_{10}\text{H}_{14}\text{N}_2\text{O}_8 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)
- Tétraborate de sodium décahydraté, ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$).
- Hydrogénophosphate, sel disodique anhydre, (Na_2HPO_4).
- Triéthylèneglycol, ($\text{C}_6\text{H}_{14}\text{O}_4$).
- Hexadécyltriméthylammonium bromure ($\text{C}_{19}\text{H}_{42}\text{NBr}$), (C.T.A.B).
- Acide sulfurique concentré, (H_2SO_4), $d = 1,84$.
- Acétone pur, ($\text{C}_3\text{H}_6\text{O}$).
- Octanol, anti-mousse reconnu sans influence sur la valeur des résultats.

3.1. Préparation des solutions

□ **Solution au détergent neutre (NDF)**

Dans un bêcher de 1 litre

- mettre 30 g de dodecyl sulfate de sodium dans 400 ml d'eau déminéralisée,
- agiter à l'aide d'un agitateur magnétique jusqu'à dissolution complète,
- ajouter à la solution 18,61 g d'EDTA-Na,
- ensuite 6,81 g de tétraborate de Sodium,
- et enfin 4,56 g d'hydrogénophosphate sodium,
- agiter le tout jusqu'à dissolution complète,
- transvaser dans une fiole jaugée de 1 litre,
- ajouter 10 ml de trièthylèneglycol,
- compléter à 1 L, mélanger pour bien homogénéiser
- vérifier que le pH se situe bien entre 6,9 et 7,1

□ **Solution au détergent acide (ADF)**

Dans une fiole jaugée de 1 L,

- mettre 800 ml d'eau déminéralisée
- ajouter 20 g de CTAB et faire dissoudre en agitant,
- ajouter 26,7 ml d'acide sulfurique concentré,
- agiter à l'aide d'un agitateur magnétique jusqu'à dissolution complète,
- compléter à 1 litre et homogénéiser.

□ **Réactif d'extraction acide ADLorg (H₂SO₄ 72%)**

Dans un bêcher de 1 litre réfrigéré,

- mettre 220 ml d'eau déminéralisée,
- ajouter 375 ml d'acide sulfurique (densité = 1,634)
- l'ajout de l'acide doit se faire de façon lente et progressive (afin d'éviter le choc thermique),
- le mélange doit être utilisé lorsqu'il est revenu à température ambiante.

4. Mode opératoire

4.1. Processus général

Trois échantillons broyés sont traités à chaud par l'eau, puis par une solution au détergent neutre. Les résidus insolubles sont filtrés et lavés. Un des trois résidu est mis de côté pour des opérations ultérieures de séchage et calcination. Les deux autres résidus sont hydrolysés à chaud par une solution de détergent acide, filtrés et lavés. L'un des deux est mis de côté pour des opérations ultérieures de séchage et calcination. Le résidu

restant est traité à froid par une solution d'acide sulfurique à 72 %. Après filtration et lavage le nouveau résidu est séché, pesé, calciné, puis pesé à nouveau.

4.2. Préparation de l'échantillon

Réduire l'échantillon avant séchage puis préparer un échantillon partiellement sec pour essai trié comme suit : sécher l'échantillon à 38°C jusqu'à poids constant puis broyer de sorte à ce que 100 % du produit passe par un tamis de 1 mm d'ouverture de maille ronde.

4.3. Détermination séquentielle des constituants organiques

Les creusets nouvellement utilisés doivent être mis au four à une température de 500°C pendant 1h.

- Préparer 3 creusets vides notés A, B, C et les dessécher à 103°C ± 2°C pendant 2h.
- Les laisser refroidir dans un dessiccateur avant de les peser.
- Noter respectivement les masses A.P0 ; B.P0 ; C.P0 des 3 creusets (P0 étant le poids du creuset vide).
- Peser exactement 1 g de l'échantillon à introduire dans chaque creuset.
- Peser l'ensemble creuset+échantillon en notant A.P1 ; B.P1 ; CP1 leur poids respectifs (P1 étant le poids du creuset avec l'échantillon).

▪ Obtention des composés organiques insolubles dans le détergent neutre (NDForg)

- Disposer les trois creusets (A, B, C) dans l'appareil d'extraction.
 - Ajouter 100 ml d'eau préchauffée et maintenir à ébullition modérée pendant 30 mn.
 - Eliminer l'eau par filtration et laver le résidu 5 fois à l'eau chaude en s'aidant de la bouilloire.
 - Ajouter aussitôt 100 ml de la solution au détergent neutre préchauffé par ébullition, quelques gouttes d'anti-mousse et maintenir à ébullition pendant 1 h.
 - Eliminer la solution par filtration (cette étape ne doit pas excéder 10 mm).
 - Laver le résidu 10 fois au moins à l'eau bouillante, puis laver 3 fois à l'acétone.
- Le creuset A est mis de côté pour des opérations ultérieures de séchage et de calcination.

▪ Obtention des composés organiques insolubles dans le detergent (ADForg)

- Ajouter 100 ml de solution acide préchauffée à ébullition dans les deux creusets B et C restant sur l'appareil, quelques gouttes d'anti-mousse et porter à ébullition pendant 1 h.
 - Filtrer (cette étape ne doit pas excéder 10 mn) et laver 10 fois au moins le résidu à l'eau bouillante, puis 3 fois à l'acétone.
- Le creuset B est mis de côté pour les opérations ultérieures de séchage et de calcination du résidu d'extraction ADForg.

▪ Obtention de la lignine sulfurique (ADLorg)

- Placer le creuset dans le cristallisoir ou sur tout support résistant à l'acide concentré.

- Introduire une quantité suffisante d'acide sulfurique 72 % (environ 20 ml) et maintenir le résidu immergé pendant 3 h en rajoutant de l'acide si nécessaire.
- Remuer régulièrement (au moins deux fois par heure) à l'aide d'une baguette de verre.
- Filtrer (cette étape ne doit pas excéder 10 mn) et laver le résidu à l'eau bouillante 10 fois et vérifier que le filtrat est revenu à pH proche de l'eau de rinçage (papier pH). Rincer 3 fois à l'acétone.

▪ **Détermination des matières organiques et minérales des fractions du résidu**

- Réunir les trois creusets et les placer dans une étuve réglée à $103^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 16 h
- Lorsque les creusets sont secs, les peser après refroidissement dans un dessiccateur.
- Noter les poids respectifs A.P2, B.P2, C.P2 des creusets (P2 étant le poids du creuset après traitements et séchage).
- Les placer ensuite dans un four à combustion et monter progressivement la température jusqu'à $500^{\circ}\text{C} \pm 10^{\circ}\text{C}$.
- Minéraliser pendant 6 h à $500^{\circ}\text{C} \pm 10^{\circ}\text{C}$.
- Laisser refroidir le four jusqu'à 150°C .
- Placer les creusets dans le dessiccateur.
- Peser après refroidissement et noter les poids respectifs A.P3, B.P3, C.P3 (P3 étant le poids du creuset après la minéralisation).

Remarque : la matière organique (MO), la matière sèche (MS) et la matière minérale (MM) du résidu brut (résidu total) doivent aussi être déterminées selon les mêmes procédés pour obtenir les P1, P2 et P3 utiles aux calculs.

5. Expression des résultats

Les fractionnements organiques NDForg, ADForg et ADLorg contenues respectivement dans les résidus des creusets A, B et C sont calculées et exprimées en pourcentage de la quantité de matière organique initialement introduite dans chaque creuset.

$$\text{NDForg} = \frac{(A.P2 - A.P3)}{(A.P1 - A.P0) \times MS38 \times MO \times 10^{-4}} \times 100$$

$$\text{ADForg} = \frac{(B.P2 - B.P3)}{(B.P1 - B.P0) \times MS38 \times MO \times 10^{-4}} \times 100$$

$$\text{ADLorg} = \frac{(C.P2 - C.P3)}{(C.P1 - C.P0) \times MS38 \times MO \times 10^{-4}} \times 100$$

$$(B.P1 - B.P0) \times MS38 \times MO \times 10^{-4}$$

$$ADLorg = \frac{(C.P2 - C.P3)}{(C.P1 - C.P0) \times MS38 \times MO \times 10^{-4}} \times 100$$

P0 = Poids du creuset vide

P1 = Poids du creuset avec l'échantillon

P2 = Poids du creuset après traitement de l'échantillon et séchage à 103°C ± 2°C

P3 = Poids du creuset après minéralisation de l'échantillon à 500°C ± 10°C

MS38 = Teneur en matière sèche résiduelle de l'échantillon partiellement sec pour essai, exprimé en % du produit partiellement sec pour essai (NF U 44-160).

MO = Teneur en matière organique du produit analysé, exprimé en % de la matière sèche à 103°C ± 2°C

On en déduit les quantités relatives de fractions solubilisées pendant l'extraction :

SOL = 100 – NDForg

HEM = NDForg – ADForg

CEL = ADForg – ADLorg

LIC = ADLorg

Déduire de chaque fraction solubilisée obtenue, la fraction minérale correspondante.

Cela nous permet d'avoir le pourcentage réel de fractions solubilisées pendant l'extraction.

Annexe 2 : Mesure de la biomasse microbienne totale du sol

(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 vivants du sol. L'azote α -aminé apparaît au cours 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

Balance
Pots en plastiques de 150 ml
Piluliers de 50 ml gravés de numéro
Coupelles en aluminium
Etuve
Dessiccateur à vide (nombre et taille suffisants pour contenir la totalité des piluliers)
Pompe à vide
Hotte aspirante
Deux bêchers de 100 ml
Coton
Grosse seringue en verre pour filtration du chloroforme
Billes en verre de petit diamètre
Rouleau d'aluminium ménager
Graisse de silicone pour vide
Oxyde d'alumine séchée à l'étuve avant la manipulation
Flacon à scintillation
Seringue 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

Procédure

La procédure consiste à peser les quantités de sols nécessaires pour extraire l'azote α -aminé avant incubation (T0) et l'azote α -aminé après incubation (T10).

Pour chaque échantillon, peser simultanément les sols pour T0, T10 et le sol pour déterminer l'humidité.

Utiliser un pot en plastique pour le T0, un pilulier gravé pour le T10 et une coupelle pour la pesée de l'humidité. Marquer le numéro de référence pour chaque échantillon avec un marqueur indélébile sur le pot en plastique et la coupelle. Le pilulier ne doit porter qu'un numéro gravé du fait du chloroforme.

Peser 10 g de l'échantillon à analyser pour le T0, 10g pour le T10 et 5 à 10 g pour l'humidité.

Noter les poids exacts la fiche de pesée pour chaque échantillon.

Le sol contenu dans les pots en plastique pour le T0 est aussi extrait au Kcl, le sol dans les piluliers (T10) est incubé au chloroforme selon la procédure suivante :

- 0- Quatre heures au moins avant de commencer, mettre à l'étuve à 130°C (ou 24 heures à 105°C) un bécher contenant de l'alumine (oxyde d'alumine).
- 1- Placer les piluliers contenant chacun 10 g de sol dans un ou plusieurs dessiccateurs selon le nombre d'échantillons et la taille des dessiccateurs.
- 2- Inclure un bécher contenant du papier-filtre imbibé d'eau afin de maintenir à l'intérieur des dessiccateurs une humidité convenable.
- 3- A l'aide d'une grosse seringue munie de coton et contenant environ 20 cc d'alumine passée à l'étuve, purifier le chloroforme (il faut en mettre entre 30 et 40 ml par dessiccateur). Le récupérer dans des bêchers de 100 ml contenant quelques billes de verre. Placer un bécher de chloroforme par dessiccateur.
- 4- 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.
- 5- Le dixième jour, casser le vide, ouvrir le dessiccateur (cette opération est effectuée obligatoirement sous la hotte) et laisser les échantillons environ 15 à 20 mm sous la hotte pour faire évaporer le chloroforme résiduel. Ensuite, transférer les échantillons dans les pots en plastiques de 150 ml pour faire l'extraction T10 dans la foulée. Cette extraction est faite comme pour l'azote α -aminé avant fumigation.

Le dosage de l'azote α -aminé à TO et T10 se fait par réaction colorée en présence de réactif à la ninhydrine à pH 5,5 avec le sulfate d'hydrazine.

Annexe 3 : Extraction Ammonium, Nitrate, et N α -aminé

Principe

NH_4^+ , NO_3^- (NO_2^-) et N α -aminé contenus dans les échantillons de sol sont extraits au KCl par échange avec une solution ionique KCl 1M (cas de sols sableux) ou KCl 2M (cas de sols argileux).

Matériel

Pots en plastiques de 150 ml

Flacon à Scintillation

Seringue de 10 ml

Distributeur optifix (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)

Agitateur va-et-vient

Procédure

Préparation chlorure de potassium (KCl 1M) : dans un bêcher, dissoudre par agitation 74,5 g de KCl dans environ 800 ml d'eau déminéralisée. Transvaser ensuite dans une fiole de 1 L puis compléter jusqu'au trait de jauge.

- 0- Dans des pots en plastique de 150 ml fermant hermétiquement, placer 10 g de sol.
- 1- A l'aide d'une dispensette (étalonnée), ajouter 38 ml de solution de KCl (1M).
- 2- Agiter une heure sur l'agitateur va-et-vient à la fréquence de 110 balancements par minute.
- 3- 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 extraction N α -aminé)

1 flacon à scintillation de 20 ml avec les références de l'extrait (n° de l'échantillon)

4- Laisser décanter 30 à 60 mm sur la paillasse afin de faciliter la filtration.

5- Prélever à l'aide des seringues environ 10 ml d'extrait.

Adapter le support de filtre sur la seringue et filtrer la totalité de l'échantillon, récupérer le filtrat dans les flacons à scintillation.

6- Mettre les flacons à scintillation

- au réfrigérateur si le dosage est prévu dans les 24 heures qui suivent,
- au congélateur dans le cas contraire.