

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la recherche Scientifique

Université EL HADJ LAKHDAR de Batna
Faculté des sciences
Département D'Agronomie

MEMOIRE

Pour l'obtention du diplôme de
MAGISTER EN SCIENCES AGRONOMIQUES
- Option : PEDOLOGIE -

Présenté par :
MERIDJA OUFA

Etude de l'influence des matières organiques (paille, engrais vert) et d'un engrais (Urée) sur la dynamique de l'azote (minéralisation, pool organique) dans un sol brun calcaire de la région de Batna - Incidence sur le comportement d'une graminée fourragère 'Lolium Multiflorum' (biomasse minéralomasse)

Soutenu le : 30 Juin 2008

devant la commission d'examen :

Dr B. OUDJEHIIH
Dr H. BOUZERZOUR
Dr M. KRIBAA
Dr H. MESSAADIA

MC: Président
Pr : Examineur
MC: Examineur
CC : Rapporteur

Université de BATNA
Université de SETIF
Université de SETIF
Université de BATNA

Année 2008

AVANT – PROPOS

De prime abord, il est indispensable de signaler qu'il n'était point facile d'achever ce travail de recherche sans l'aide de Dieu tout puissant, notre Seigneur et guide.

Mes remerciements s'adressent aux personnes qui, de près ou de loin ont marqué un certain intérêt à mon travail de recherche. En particulier:

***Monsieur MESSAADIA H**, Chargé de cours, Docteur en biologie des sols, mon encadreur, aussi bien en graduation qu'en post-graduation, qu'il trouve l'expression de mon profond respect, pour ses conseils et directives durant toutes ces années de formation, lesquels m'ont permis de réaliser cette humble recherche à caractère scientifique.*

*L'occasion m'est permis de remercier **Monsieur OUDJEHIIH B**, Maître de conférence à l'Institut d'Agronomie de Batna, et mon enseignant en post- graduation en m'honorant d'accepter la présidence du Jury.*

*Egalement, je suis honoré par la présence au sein du Jury de **Messieurs** :*

- **BOUZERZOUR H**, Professeur à l'université de Sétif*
- **KRIBAA M**, Maître de conférence à l'université de Sétif*

Lesquels ont bien voulu rehausser avec leur participation l'examen de cette étude, auxquels je présente mes vifs remerciements.

Enfin, je remercie tous ceux et celles qui durant cette période m'ont porté conseils, encouragements et soutien, je leur présente également mes sincères remerciements.

A tous ceux qui me sont chers

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE.

PREMIERE PARTIE : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I :	L'AZOTE DANS LE SOL	Page
1-1°/ Importance de l'azote.		
1-2°/ Les principales sources de l'azote.		01
1-2°-1/ Généralités.		01
1-2-2°/- L'azote endogène du sol.		02
1-2-3°/- Les amendements organiques.		02
1-2-4°/- Les engrais minéraux.		02
1-2-5°/- La fixation de l'azote.		02
1-3°/ Les formes de l'azote dans le sol.		05
1-3-1°/- L'azote total.		05
1-3-2°/- L'azote minéral.		05
1-3-3°/- L'azote organique.		06
1-4°/- Méthode de fractionnement des différents constituants du pool organique azoté du sol.		07
1-4-1°/ Principe.		07
1-4-2°/ Les différentes fractions de l'azote organique.		08
CHAPITRE II :	DYNAMIQUE DE L'AZOTE DANS LE SOL.	
2-1°/- Introduction et généralités.		10
2-2°/- Minéralisation de l'azote organique.		13
2-2-1°/- La protéolyse.		14
2-2-2°/- L'ammonification.		14
2-2-3°/- La nitrification.		15
2-2-4°/- La dénitrification.		16
2-3°/- La réorganisation de l'azote dans le sol.		17
2-4°/- Les facteurs influençant la disponibilité de l'azote dans le sol.		18
2-4°-1/ La disponibilité en carbone et en azote.		19
2-4-2°/- Les facteurs abiotiques.		19
CHAPITRE III :	INFLUENCE DE L'INCORPORATION DE RESIDUS VEGETAUX ET D'UN ENGRAIS CHIMIQUE SUR LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE	
3-1°/- Introduction et généralités.		23
3-2°/- Source de la matière organique.		23
3-3°/- Influence des matières organiques sur les propriétés des sol.		24
3-3-1°/ Action de la matière organique sur les propriétés physique du sol.		24
3-3-2°/ Action de la matière organique sur les propriétés chimiques du sol.		24
3-3-3°/ Action de la matière organique sur les propriétés biologiques du sol.		25
3-4°/ Effet des matières organiques sur le cycle interne de l'azote.		25
3-4-1°/ Minéralisation de l'azote organique.		25
3-4-2°/ L'organisation microbienne de l'azote.		26
3-5°/ Les relations entre cycle de l'azote et du carbone dans le sol.		27
3-5-1°/ Mécanismes.		27
3-5-2°/- Rapport C/N.		28
3-6°/- L'impact de l'incorporation des pailles sur l'azote minéral du sol.		30
3-7°/- L'impact de l'incorporation des engrais verts sur l'azote minéral du sol.		31
3-8°/- Transformation et devenir de l'azote de l'engrais dans le sol.		32
3-8-1°/- Biodisponibilité de l'azote minéral apporté par l'engrais.		32
3-8-2°/- Interaction avec le cycle interne de l'azote dans le sol.		34

DEUXIEME PARTIE

ETUDE EXPERIMENTALE

Introduction.	37
I° / Matériel d'étude.	37
I-1°/ Le sol.	37
I-2°/-Les matières organiques.	39
I-2-1/ La paille.	39
I-2-2/ L'engrais vert.	40
I-2-3°/- Les doses des matières organiques enfouis.	40
I-3°/- L'engrais azoté "Urée ".	41
I-4°/ Le matériel végétal test.	41
II-/ Méthodologie.	41
II-1°/- Modèles d'incubation- percolation.	42
II-2°/ Modèles d'incubation simple.	43
II-3°/- Culture en vase de végétation.	44
II-4°/ Technique d'incubation des sols au laboratoire.	44
II- 4-1°/ Technique d'incubation percolation proprement dite.	44
II- 4-2°/ Technique d'incubation dans des flacons non drainés.	45
II-4-3°/ Etude du comportement de la graminée fourragère (ray-grass).	46
-Technique en vase de végétation.	46
III/ Techniques analytiques.	46
III -1°/ Etude des différentes formes de l'azote organique.	46
1-1°/- Principe.	46
1-2°/-Aspect généraux du fractionnement de l'azote organique.	47
1-3°/- Technique de l'hydrolyse acide.	48
III -2°/-Méthodes analytiques et dosages.	50
2-1°/Dosage de l'azote ammoniacal et nitrique.	50
2-2°/ Dosage de l'azote total.	50
2-3°/Dosage de l'azote organique.	50
2-4°/ Analyse du végétal.	51
III-3°/- Autres méthodes analytiques des sols.	51

TROISIEME PARTIE

RESULTATS ET DISCUSSIONS

CHAPITRE I : <i>INFLUENCE DES MATIERES ORGANIQUES (PAILLE, ENGRAIS VERT) SUR L'EVOLUTION DES FORMES D'AZOTE DANS LE SOL.</i>	53
I°/ Effet des matières organiques sur la cinétiques de minéralisation de l'azote organique dans le Sol.	54
I-1° / Effet de la paille sur la cinétique de minéralisation de l'azote organique dans le sol.	54
I-1-1°/ Effet de la paille sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans le sol.	54
I-1-2°/ Effet de la "dose de paille" sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans le sol.	58
I-1-3°/ Effet de la granulométrie de la paille sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans Le sol.	60
I-2°/ Effet de l'engrais vert sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans le sol.	62
II° / Effet des matières organiques (paille, engrais vert) sur l'évolution de l'azote organique et ses différents compartiments dans le sol.	65
II-1°/ Effet de la paille sur l'évolution de l'azote organique et ses différents compartiments dans le sol.	65
II-1-1° / Effet de paille sur l'évolution de l'azote organique et ses différents compartiments dans le sol.	65
II-1-2°/ Effet de la "dose "de paille sur l'évolution de l'azote organique et ses différents	67

compartiments dans le sol.	
II-1-3°/ Influence de la granulométrie de la paille sur l'évolution des quantités d'azote organiques dans le sol.	69
II-2°/ Effet de l'engrais vert sur l'évolution des quantités d'azote organique et ses différents compartiments dans le sol.	71
III°/ Influence comparée des matières organiques sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans le sol.	74
IV°/ Evolution comparée de l'azote organique et ses différentes formes dans le sol.	76
IV-1) Compartiment hydrolysable de l'azote organique.	76
IV-2) Compartiment hydrolysable non distillable (Nhnd).	77
IV-3) Compartiment non hydrolysable (NnH).	79
CHAPITRE II : INFLUENCE DE LA PAILLE SUR L'EVOLUTION DES DIFFERENTES FORMES D'AZOTE DANS LES FRACTIONS GRANULOMETRIQUES DU SOL	81
I°-/ Influence de la paille sur la cinétique de minéralisation de l'azote organique dans les fractions granulométriques du sol.	82
I-1°/ Effet de la paille sur l'évolution de l'azote minéral dans la fraction fine du sol (50µ)	82
I-2°/ Influence de la paille sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans la fraction grossière du sol (200µ- 2000µ).	86
I-3°/ Influence de la paille sur l'évolution de l'azote minéral dans les différentes fractions granulométriques du sol.	90
II° / Influence de la paille sur l'évolution des quantités d'azote organique et ses différentes formes dans les fractions granulométriques du sol.	95
II-1 / Effet de la paille sur l'évolution des quantités d'azote organique et ses différentes formes dans la fraction fine (argile +limon) du sol.	95
II-1-1°) Effet de la paille sur les formes hydrolysables et non hydrolysables de l'azote.	95
II-1-2°) Effet de la paille sur les formes de l'azote hydrolysable (distillable et non distillable).	97
II-2°/ Influence de la paille sur l'évolution des quantités d'azote organique et ses différentes formes dans la fraction grossière (<200µ) du sol.	99
II-2-1°) Effet de la paille sur les formes hydrolysables et non hydrolysables de l'azote.	99
II-2-2°) Effet de la paille sur les formes de l'azote hydrolysable (distillable et non distillable).	101
II-3°/ Evolution comparée de l'azote organique et ses différentes formes dans les différentes fractions du sol.	104
II-3-1°/ Compartiment hydrolysable de l'azote organique.	104
II-3-2°/ Compartiment hydrolysable non distillable.	106
II-3-3-/ Compartiment non hydrolysable.	107
CHAPITRE III: INFLUENCE DES MATIERES ORGANIQUES (PAILLE, ENGRAIS VERT) ET D'UN ENGRAIS AZOTE (UREE) SUR LA MINERALISATION DE L'AZOTE DANS LE SOL	110
I / Influence d'un engrais azoté et des matières organiques (paille, engrais vert) sur l'évolution quantitative de l'azote minéral dans le sol.	111
I-1°/ Influence de l'urée sur l'évolution de l'azote minéral du sol.	111
I-2°/ Influence de l'urée et de la paille sur l'évolution de l'azote minéral du sol.	114
I-3°/ Influence de l'urée et de l'engrais vert sur l'évolution de l'azote minéral dans le sol.	117
I-4°/ Evolution comparée des quantités d'azote minéral dans le sol.	121
CHAPITRE VI : INCIDENCE SUR LE COMPORTEMENT D'UNE GRAMINEE FOURRAGERE "<u>LOLIUM MULTIFLORUM</u>". (BIOMASSE, AZOTOMASSE).	123

I°/ Effet des matières organiques (paille, engrais vert) et d'un engrais azoté (Urée) sur le rendement en biomasse aérienne.	124
I-1°/ Influence de la paille et d'un engrais azoté sur l'évolution de la biomasse aérienne.	124
I-1-1°/ Effet de la paille ($\varnothing=2\text{mm}$) sur l'évolution de la biomasse aérienne.	124
I-1-2°/ Effet de la granulométrie de la paille ($\varnothing=0,1\text{mm}$) sur l'évolution de la biomasse aérienne.	125
I-1-3°/ Effet cumulé de la paille et d'un engrais azoté sur l'évolution de la biomasse aérienne.	127
I-2°/ Influence de l'engrais vert et d'un engrais azoté sur l'évolution de la biomasse aérienne.	128
I-2-1°/ Effet de l'engrais vert sur l'évolution de la biomasse aérienne.	128
I-2-2°/ Effet de l'engrais vert et de l'Urée sur l'évolution de la biomasse aérienne.	129
II°/ Effet des matières organiques (paille, engrais vert) et d'un engrais azotée (Urée) sur la minéralomasse azotée d'une plante fourragère (ray-grass).	131
II-1°/ Influence de la paille et d'un engrais azotée sur l'azotomasse de la plante fourragère « ray- grass ».	131
II-1-1/ Effet de la paille ($\varnothing=2\text{mm}$) sur la minéralomasse azotée de la plante test (R.G.I).	131
II-1-2°/ Effet de la granulométrie de la paille ($\varnothing=0,1\text{mm}$) sur la minéralomasse azotée de la plante (R.G.I).	132
II-1-3°/ Effet de la paille et de l'urée sur la minéralomasse azotée de la plante (R.G.I).	133
II-2°/ Influence de l'engrais vert et d'un engrais azotée sur la minéralomasse de la plante fourragère « ray-grass ».	135
II-2-1°/ Effet de l'engrais vert sur la minéralomasse azotée de la plante (R.G.I).	135
II-2-2°/ Effet de l'engrais vert et d'un engrais azoté (Urée) sur la minéralomasse azotée de la plante (R.G.I).	136

CONCLUSION GENERALE.

LISTES DES FIGURES ET DES TABLEAUX.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.

ANNEXES.

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

L'azote, nutriment essentiel, est un constituant d'importance primordiale dans la synthèse de la biomasse végétale, et comme le phosphore, le potassium et à un degré moindre le soufre, cet élément chimique exerce une grande influence sur les niveaux de rendement des espèces cultivés (Duthil 1973).

Cependant, la plus grande partie de l'azote du sol se trouve sous forme organique et ne devient disponible aux végétaux, c'est-à-dire assimilable qu'à l'issue de nombreuses et lentes transformations biochimiques d'origine microbienne. (Kara-Mitcho et al 2004).

En effet, cette fraction représente 95% de l'azote total dans les sols agricoles (Dommergues et Mangenot 1970). Et qu'en raison des difficultés liées à l'utilisation des engrais azotés dans la plupart des sols cultivés (dénitrification, volatilisation), la nutrition azotée des cultures est assurée à partir des réserves d'azote organique endogène des sols (Blondel 1971a ; Wetselaar et Ganry, 1982 ; Ganry 1990, in Waneukem et Ganry, (1992)

Dans cet ordre d'idées, le pool mobilisable de l'azote ainsi que la fourniture d'azote par le sol aux cultures représentent deux variables qu'il importe de quantifier pour gérer à long terme la fertilité du sol, tout en assurant l'objectif de production végétal (Blondel 1971b, 1971c, 1971d, Gigou 1982).

Cependant, la maîtrise de la nutrition azotée des cultures nécessite préalablement une connaissance approfondie des systèmes correspondant au cycle de l'azote ; si la nature des mécanismes et les agents responsables sont en général assez bien connus, mais il manque souvent quelques aspects nécessaires à une meilleure approche quantitative de certains points du cycle de cet élément biogène.

Dans les sols, les flux d'azote dépendent certes de facteurs intrinsèques aux sols et plus spécialement de l'effet des matières organiques du sol, qu'elles soient endogènes ou exogènes dont la problématique constitue un thème d'étude récurrent, compte tenu de l'importance de l'élément azote dans la production végétale (Mary et Justes. 2001).

Ainsi, ces matières organiques peuvent contribuer à élucider la nature des transformations que subit l'azote dans le sol, le rôle des micro-organismes, mais aussi l'influence du milieu édaphique et les variations saisonnières sur l'évolution de l'azote du sol (Bensid, 1996)

Dans ce sens, de nombreuses études ont été axées sur l'effet ou l'incidence d'un apport des matières organiques exogènes sur les propriétés physiques et chimiques des sols (Hernandez et al ., 1987). Mais seules quelques d'études ont envisagé de manière partielle

leurs effets sur les propriétés biologiques des sols en zone semi-arides (Méridja, 1995 ; Bounouara, 1998).

Outre des apports organiques traditionnels comme le fumier et la tourbe, des résidus végétaux de nature et d'origine variées telles que les pailles, ont été envisagées comme amendements (Reverte 1978 ; Hernandez et al., 1983 ; Cegarra et al., 1983, in (Hernandez et al., 1987).), il en est aussi des engrais verts comme une matière organique fraîche pouvant améliorer la fertilité bio-physico chimique des sols.

Ainsi, l'enfouissement des pailles et autres résidus de récoltes a fait l'objet en zones tempérées de plusieurs études : (Mary et Remy (1979) ; Laudelout et Lambert (1987) ; Vong et al (1989) ; Nicolardot (1983) ; Nicolardot et al., (1986) ; Nicolardot et al., 2004 ; Cheloufi et Jacquin (2003)) et ce pour essayer d'apprécier les modifications d'ordre bio- physico-chimique et nutritionnels qui se produisent dans les sols agricoles, soit en modélisation de laboratoire et plus rarement en conditions naturelles des agro systèmes (Duthil et al., 1981). En zone semi aride, seules quelques études ont été entreprises dans le cadre soit des interactions paille – azote minéral dans les sols, soit des interactions paille – bilan de carbone du sol.

Cependant, il a été rapporté que les protocoles de longue durée font ressortir des effets positifs sur la structure, la rétention en eau l'augmentation de la CEC et une amélioration du statut organique du sol (Simon 1960 .Duchauffour 1988), sans apporter suffisamment de précisions sur la qualité de ce statut et surtout sur le pool d'azote organique, ainsi que sur le rôle de la paille dans la distribution des formes de l'azote organique qu'elles soient labiles ou très stables ; il est de même de l'engrais vert, de la taille granulométrique et de l'engrais azoté dont l'effet reste à préciser sur le pool organique de l'azote et ses différents constituants dans le sol.

Dans les différents travaux, réalisés de nombreuses méthodes ont été utilisées pour tenter de mesurer le taux de minéralisation nette de l'azote dans les sols : des incubations avec des sols non perturbés in situ (Raison et al., 1987), et des incubations avec des sols perturbés tamisés et réhumidifiés dans le laboratoire (Drouineau et Lefèvre, 1949 ; Stanford et Smith, 1972 ; Mary et Remy, 1979 ; Richter et al., 1982 ; Delphin, 1986 ; Catroux et al., 1982 ; Vong, 1987).

Dans le but de quantifier l'azote potentiellement minéralisable (Nfdt ou N hydrolysable) issu des différents compartiments, et de préciser l'effet des matières organiques sur la constitution du pool organique, sur la biodisponibilité de l'azote dans le sol, une étude de l'évolution des différents processus (minéralisation, organisation de l'azote) s'avère nécessaire en particulier celle relative à l'effet des types de matières organiques (une paille et

un engrais vert) et d'un engrais organique (Urée) sur la distribution des formes azotées dans un sol brun calcaire assez représentatif de la région de Batna.

Les aspects traités dans le cadre de ce travail sont comme suit:

- L'influence des matières organiques sur l'évolution de l'azote minéral (NH_4^+ , NO_3^-) et l'azote organique sous ses différentes formes (azote hydrolysable et non hydrolysable) dans le sol.
- L'influence de la paille sur l'évolution l'azote minéral et organique sous ses différentes formes dans les divers fractions granulométrique (50μ , 200μ , 2000μ) du sol.
- Effet des matières organiques et d'un engrais azotée (Urée) sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans le sol.
- Effet des matières organiques et d'un engrais azotée (Urée) sur le comportement d'une graminée fourragère ray- grass. (Lolium-Multiflorum).

PREMIERE PARTIE
REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

1-1°/ Importance de l'azote

L'azote représente l'un des éléments chimiques majeurs qu'utilisent les plantes dans le cadre de leur nutrition minérale ; c'est aussi le quatrième constituant de la masse végétale après l'oxygène, l'hydrogène et le carbone, qui est utilisé dans certaines voies métaboliques telles que l'élaboration des macromolécules importantes comme les protéines, les nucléotides, les acides nucléiques et la chlorophylle (Epstein, in Bado B ; 2002).

Dans cet ordre d'idées, l'azote favorise l'utilisation des hydrates de carbone, stimule le développement et l'activité racinaire et favorise ainsi l'absorption des autres minéraux et la croissance des plantes. (Stevenson ; 1986).

Il est aussi essentiel pour la synthèse des enzymes de la photosynthèse (Lamare et al. 1990) et il est assimilé par les plantes sous formes de nitrate (NO_3^-) et d'ammonium (NH_4^+).

1-2°/ Les principales sources d'azote

1-2-1°/ Généralités

Les écosystèmes terrestres comportent trois principaux réservoirs d'azote représentés par le sol, les plantes et l'atmosphère.

La plus grande partie de l'azote de la biosphère (79%) se trouve dans l'atmosphère (Hayens, 1986 ; Forth, 1990) ; la colonne d'air située au dessus d'un hectare de terrain contient quelque 76 millions de kg d'azote, soit environ un million de fois la quantité utilisée chaque année par les plantes qui croissent sur cette surface. (Grégorich ; 2003).

Cependant, pratiquement tout cet azote se trouve sous forme de N_2 , un gaz inerte qui n'est pas directement assimilable par les plantes. Ainsi l'air avec ses 79% d'azote constitue le principal volant du cycle de l'azote; En effet, les orages favorisent la transformation de l'azote atmosphérique c'est à dire l'azote moléculaire N_2 en azote assimilable par seulement l'action de certains micro-organismes du sol dont certains genres bactériens et quelques algues. (Calleja ; 1971).

Il est admis que depuis les travaux de Porter, (1975), seulement 2% de l'azote présent dans le globe se trouve recyclé en permanence dans la biosphère ; le reste 98% se trouve majoritairement dans les roches volcaniques et sédimentaires in Cheloufi 1991.

Les organismes ont besoin d'azote pour fabriquer des protéines et des acides nucléiques, mais la plupart ne peuvent utiliser la molécule N_2 .

1-2-2°/ L'azote endogène du sol

La première source d'azote utilisée par les plantes est représentée par l'azote du sol. En absence de tout apport d'engrais, les plantes non fixatrices utilisent l'azote du sol durant leur cycle biologique. Même, les plantes fixatrices d'azote atmosphérique utilisent d'abord l'azote de la semence et du sol durant la première phase de la croissance ; l'azote du sol est essentiellement sous forme organique et c'est par un processus microbien de minéralisation que cette forme relativement complexe de l'azote du sol libère l'azote utilisable (NH_4^+ - NO_3^-) par les plantes. (Bado, 2002)

1-2-3°/ Les amendements organiques

Les résidus de récoltes, les composts, les fumiers de ferme et les jachères naturelles sont des sources de matières organiques de qualité différentes, chaque type d'amendements organiques influe selon sa nature sur la fourniture de l'azote et sur les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol (Bado, 2002)

1-2-4°-/ Les engrais minéraux

L'azote du sol et des amendements organiques ne suffit pas pour l'obtention des rendements optimums et c'est pourquoi les engrais minéraux azotés sont utilisés comme complément d'azote pour augmenter les rendements et intensifier la production végétale. (Bado, 2002)

Ces diverses sources d'azote amènent celui-ci au contact des racines, absorbé et transformé en acides aminés, il est utilisé pour la synthèse des protéines végétales.

1-2-5°/ La Fixation de l'azote

La fixation est la transformation de l'azote moléculaire (N_2), l'azote de l'air en azote ammoniacal [forme minérale] assimilable et peut être incorporé aux composés organiques. Cette dernière se fait par plusieurs mécanismes. (Haynes, 1986) ; (Stevenson, 1986),

Cet azote s'incorpore dans la biosphère par deux procédés naturels:

- Fixation biologique.
- Fixation abiotique.

On rencontre trois types de fixation biologiques :

a-/ La Fixation Libres

Différents groupes de la fixation interviennent :

- Des bactéries aérobies obligatoires hétérotrophes comme *Azotobacter*, *Spirillum*, *Aérobacter*.
- Des bactéries anaérobies facultatives ou obligatoirement autotrophes comme *Clostridium* – *Chromatium*- *Desulfovibrio* .
- Des μ organismes autotrophes tels certains algues bleues : *Anabaena* , *Nostacacées*. (Dommergues et Mangenot ,1970)

b-/ La Fixation symbiotique

Elle résulte de l'association entre les légumineuses et les bactéries du genre *Rhizobium* et de différentes plantes et arbres avec un actinomycète du genre *Frankia*.

Rares sont les estimations des quantités d'azote annuellement fixées par voie libre en sols cultivés. Gibson et al. (1988).

- Les quantités d'azote fixées annuellement par voie symbiotique varient avec les espèces de légumineuses, les souches de *Rhizobium* et les conditions édaphiques (pH- présence de nitrate aération, humidité, présence de certains éléments minéraux.)

Les fixateurs ont besoin d'éléments minéraux majeurs et des oligo-éléments ; ils sont sensibles à la réaction du sol, et préfèrent les sols alcalins, le pH doit être supérieur à 5,5 pour le *Rhizobium trifoli* et 6,5 pour le *Rhizobium meliloti*. (Bouniols et al, 1987 ; 1990).

c-/ Fixation associative

Chez certaines graminées comme le riz, le blé et le maïs existe un type de fixation intermédiaire entre la fixation libre et la fixation symbiotique.

Dans la zone de la racine, sont présents de nombreux fixateurs libres associés aux bactéries cellulolytiques.

L'importance de la fixation associative reste modeste ; on l'estime à 20 g/ha/j pour le maïs ; 60 g pour le dactyle et 300 g pour le riz où on trouve des souches hyper fixatrices comme *Beijerinckia*. (Villain ; 1989)

La présence de nitrates inhibe la fixation bactérienne

d-/ Fixation abiotique

L'énergie dégagée par les éclairs permet la synthèse, à partir de N_2 et de l'oxygène de l'air, des oxydes d'azote, qui sont amenés au sol par les pluies.

Cette fixation peut aussi être photochimique (réduction en NH_4^+).cet apport représente annuellement 3 à 6 kg N/ha/an en région non polluées. (Ramade; 1991).

e-/ Les dépôts liés à la pollution atmosphérique

Ceux-ci proviennent de la fixation :

- Des oxydes d'azote générés par les moteurs à combustion : oxyde nitrique NO et du peroxyde d'azote NO_3^- .
- Du protoxyde d'azote N_2O qui peut être émis en même temps que N_2 lors du processus de dénitrification.
- D'ammoniac NH_3^+ à proximité des sources (bâtiments, épandages ...).

Ces dépôts peuvent être « secs » au voisinage des lieux d'émission ou « humides » car fixés par les pluies ou les brouillards, sous forme d'ion ammonium ou nitrate.

Cellier et al.,(1997).

f-/ La fixation industrielle

Celle-ci permet l'utilisation de l'azote de l'air pour la fabrication d'engrais azotés divers: ammoniacaux, nitriques ou uréiques. Elle assurerait la fixation de 84 millions de tonnes par an. (Ramade ; 1991).

1-3°/ Les formes de l'azote dans le sol

L'azote est présent dans le sol sous trois formes : élémentaire, organique et minérale et dans les trois phases : gazeux, liquide et solide.

Dans la phase gazeuse du sol, la teneur en azote élémentaire (N_2) est comparable à celle de l'atmosphère. L'air du sol renferme un peu d'ammoniac et des composés oxygénés de l'azote apparaissent au cours de la dénitrification. (Villain, 1989)

1-3-1°/-L'azote total

La teneur des sols cultivés (horizon de surface) en azote total est comprise entre 0.1% et 0.5%. Les abaques de fertilité, que rapportaient Calvet et Villemin, (1986) concernant l'azote total permettent d'établir le classement suivant :

- Sol très pauvre avec $N < 0,05\%$.
- Sol pauvre avec $0,05\% > N > 0,1\%$.
- Sol moyen avec $0,1 > N > 0,15\%$.
- Sol riche avec $0,15 > N > 0,25\%$.
- Sol très riche avec $N > 0,25\%$.

1-3-2°/ L'azote minéral

C'est la forme d'azote assimilable par la plante qui se présente sous forme d'ion ammoniac NH_4^+ ; Nitreux NO_2^- (peu nombreux) et nitrique.

Cet azote minéral dans le sol ne dépasse pas 5% de l'azote total. (Dommergues et Mangenot 1970).

Les ions ammonium se trouvent soit adsorbés sur le complexe adsorbant sous forme échangeable ou rétrogradée à l'intérieur des feuillets d'argile soient libres en faibles quantités dans la solution du sol. (Villain, 1989)

La teneur des sols en ammonium fine ne dépasse pas quelque pour cent de l'azote total, mais il arrive que la teneur du sol en ammonium fine notamment dans les horizons atteints des valeurs très élevés : 45% et même 75% de l'azote total. (Dommergues et Mangenot 1970).

L'autre forme de l'azote minéral est la forme nitrique c'est la plus soluble qui n'existe dans le sol qu'à l'état transitoire ; elle est absorbée par les végétaux, ou éliminée par drainage

(lixiviation par l'eau). Ses mouvements dans le sol sont étroitement liés à la dynamique de l'eau et interviennent dans les techniques de fertilisation Diehl, (1975).

L'importance de la forme minérale d'azote réside dans le fait qu'elle soit la plus exportée par les plantes, néanmoins, environ 30% d'azote minéral apporté au végétaux sont transformés en azote organique par les micro-organismes essentiellement sous forme d'aminosucres (Herbert in Bounneau et Souchier ; 1979), d'autres parties sont perdues par lixiviation et surtout par volatilisation.

1-3-3°/ L'azote organique

L'azote du sol est essentiellement sous forme organique et représente en général 98% à 99% de l'azote total du sol agricole, il en constitue la majeure partie (en moyen 3 à 5 t/ ha) pour l'horizon labouré. Nicolardot et al., (1996).

Dans ces sols agricoles où l'azote minéral constitue un compartiment de transition instable (Blondel,1971b ;1971c,1971d ;Gigou,1982), la capacité du sol à fournir de l'azote aux plantes ne peut être appréciée que par un indicateur défini à partir des fractions organiques de l'azote Waneukem et Ganry, (1992) ; car peu de molécules azotées simples se rencontrent à l'état libre et les différentes formes chimiques :aminoacides, hexosamine et autres sont intégrés dans des structures plus complexes Akroum ,(1985).

Cet azote est incorporé dans des complexes de type amino phénoliques, humo-proteiques et argilo-proteiques dont l'importance et le degré de liaison varie selon l'état de la matière organique et le type pédogénétique du sol Akroum ,(1985).

D'après Duchauffour, (1977), la fraction organique de l'azote est constituée de protéines avec un taux compris entre 34% et 50% d'acides nucléiques, entre 3% et 10% d'aminosucres dont le taux est compris entre 5% et 10% des composés de condensation ainsi que des formes complexes avec la lignine et enfin, les acides aminés qui se trouvent en très faibles quantités.

Cependant la quantification du pool d'azote mobilisable du sol pose toujours un problème méthodologique (Stanford ; Cartoux et al. , in Waneukem et Ganry ; 1992).

Devant cette nécessité, de nombreux tests chimiques ou biologiques ont été proposés, pour fractionner et caractériser les dérivés azotés dans les sols et dont les plus usuellement employés sont comme l'a rapporté Cheloufi, (1991).

- L'extraction alcaline (Duchauffour et Jacquin, 1966 ; Delcour et Prince Agbodjan, 1975).
- Le fractionnement physique des agrégats suivi ou non par des extractions chimiques (Mcgill, 1971 ; Swiftetposner, 1972 ; Brukert, 1979 ; Feller ,1979 ; dans, Christensen, 1985 Andreux et al ; 1990)
- l'hydrolyse acide (Bremner, 1965 ; Aldag, 1977 ; Sochtig et Salfeld ,1981 ; Guiraud, 1984 ; Barruisso et al ; 1990).

1-4°/ Méthode de fractionnement des différents constituants du pool organique azoté du sol

1-4-1°/ Principe

Il s'agit d'une technique biochimique classique d'hydrolyse des protéines. L'hydrolyse acide est l'une des principales méthodes utilisées pour accéder aux formes de l'azote organique (Bremner 1965 ; Parsons et Tinsley, 1975, Jocteur-Monrozier et Andreux, 1981 ; Stevenson, 1982 ; Vong et al 1979 ; Jacquin et al., 1985 ; Akroum, 1985 ; Cheloufi, 1991 ; Bensid, 1996 ; Bounouara, 1998 ; et Cherak,1999).

Selon Bremner, (1965), les composés solubilisés par cette méthode comprennent de larges proportions des formes suivantes :

- L'azote aminé qui provient des protéines, des peptides, des amides, des amides et des acides aminés ; il représente 30% à 40% de l'azote total.
- L'azote ammoniacal qui provient des sels d'ammonium, d'une partie des aminoacides et des amides (désamination), des osamines et probablement des complexes lignine -ammoniaque. Par rapport à l'azote total, cette fraction représente 20 % à 35%.
- L'azote des amino-sucres provenant des amino-polysaccharides représente 5% à 10%.
- De faibles quantités de bases puriques et pyrimidiques.
- En fin l'azote combiné (ou azote hydrolysable non identifié) qui est mis en solution ; cet azote provient des complexes azotés polycondensés (tannins, protéines, mélanines complexe lignine –protéines). Cette fraction se concentre principalement dans les hydrolysats des acides

fulviques et humiques en particulier et son taux peut atteindre 30% de l'azote total.

D'après Waneukem et Ganry, (1992); l'hydrolyse acide des protéines conduit généralement à l'obtention de deux fractions :

- La fraction "azote hydrolysable "; forme d'azote soluble dans l'acide existant dans le surnageant après centrifugation.
- Azote non hydrolysable. C'est le résidu solide (culot) obtenu après centrifugation.

1-4-2°/ Les différentes fractions de l'azote organique

a-/ L'azote hydrolysable dans l'acide chlorhydrique

Cette forme d'azote peut être décomposée en deux sous fractions :

Azote hydrolysable distillable : ou l'azote soluble dans l'acide et distillable (**NHD**).

Cette forme est essentiellement de nature ammoniacale dans l'hydrolysate et elle varie en sens inverse des autres formes d'azotes organiques. Le NHD représente une forme «intermédiaire» d'origine très diverses.

Azote hydrolysable non distillable : l'azote soluble dans l'acide et non distillable (**NnH**).

Cette fraction correspond à la différence entre l'azote hydrolysable total NHD et elle représente essentiellement les amino-acides et de faibles quantités des sucres aminés. Néanmoins cette fraction contient des formes d'azote non encore identifiées.

D'après Vong et al. (1991) les teneurs de cette fraction varient selon les types de sol et les écosystèmes d'une période à l'autre de l'année.

b-/ L'azote non hydrolysable (NnH)

Nombreuses sont les recherches ayant pour objet l'étude des processus de formation de ces composés résistants à l'hydrolyse acide ainsi que leur nature chimique et leur turnover ; leur teneur a été estimée de 20 à 50% par rapport à l'azote total du sol .

Cette forme constitue le pool d'azote dans le sol et entre dans la constitution des polycondensats aromatiques, des acides humiques et des humines.

Cependant, Schnitzer et Hindle in Vong et al, (1991) ont montré qu'après oxydation chimique avec l'acide paracétique, une proportion notable de cet azote se libère sous forme

gazeuse. Ainsi ces travaux ont révélé que la nature de cette fraction d'azote est de nature essentiellement protéique.

Une autre fraction organique qui est rarement citée par les auteurs, est celle qui entre dans la constitution même de la biomasse microbienne ; elle est équivalente à 5% de l'azote total du sol Nicolardot et al., (1986) .celle-ci lorsqu'elle meurt, constitue peut être une source non négligeable de l'azote minéral. Cette fraction est estimée expérimentalement par la méthode de la fumigation au chloroforme Chaussod et al. , (1986 b).

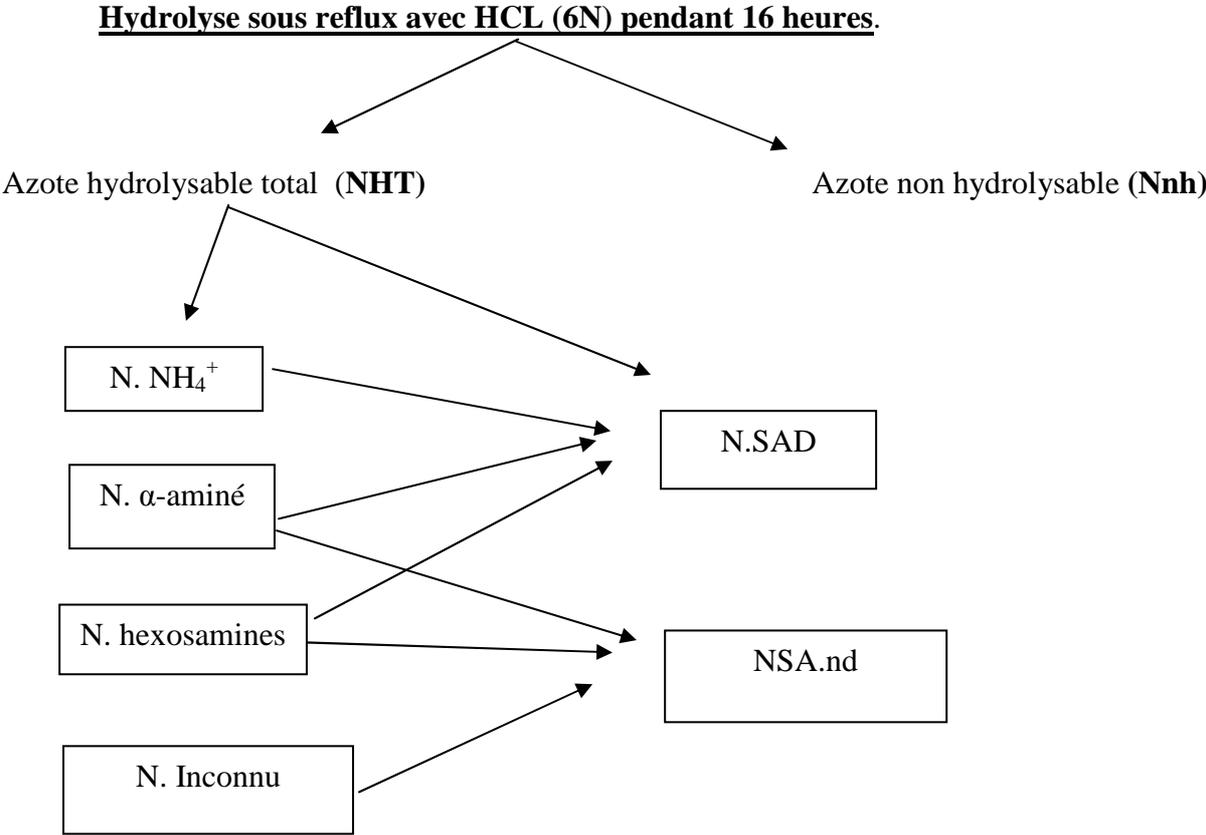


Figure n° 01 : Les différentes formes d'azote organique d'après Guiraud in Cheloufi, (1991)

CHAPITRE II : LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE DANS LE SOL.

2-1° / Introduction et Généralités

Le cycle de l'azote dans le système sol –atmosphère est constitué par un ensemble de transformations physico-chimiques et biologiques (Fig : 03).

L'azote du sol est présent sous différentes formes:

- L'azote organique : le sol contient 3 à 10 tonnes d'azote /ha dont 95% est incorporée dans des molécules organique.
Carlotti, (1992)

Le Corpen, (1991) (Fig : 02) distingue quatre compartiments organiques inaccessibles aux plantes ou à la l'exiviation en l'état.

- le compartiment des résidus de culture.
 - le compartiment de la biomasse bactérienne.
 - le compartiment azote humique stable :
 - compartiment azote organique labile au actif : qui peut intervenir annuellement dans le cycle de l'azote.
- L'azote minéral qui ne représente guère que 5% de l'azote total présent dans le sol se trouve sous forme d'ions ammonium fixés sur le complexe adsorbant et surtout des nitrates dans la solution d'un sol
 - Azote gazeux (azote moléculaire, ammoniac, oxydes d'azote).

La plupart des transformations de l'azote dans le sol s'effectuent sous le contrôle de microflore plus ou moins spécifique (fixation ; minéralisation, organisation, dénitrification) ; les formes minérales peuvent être alors considérées comme la plaque tournante d'une grande partie de ces processus Nicolardot et al. , (1996).

L'évolution de la matière organique du sol dépend de ces transformations qui affectent le devenir du carbone et de l'azote, éléments qui ont une origine soit endogène (résidus de culture, exsudats racinaires) soit exogène (amendements organiques, d'origine animale, végétale ou microbienne).

Sous le terme de cycle de l'azote, on désigne l'ensemble des transformations que subit l'azote dans la biosphère, dont les plus importantes sont de nature microbienne; cette biomasse

microbienne qui représente 3 à 4% du carbone et 6% de l'azote total du sol, peut être considérée comme le moteur des transformations de l'azote; elles interviennent à la fois comme agent de transformation (synthèse, dégradation) et comme compartiment jouant le rôle de source et réservoirs d'éléments chimiques.

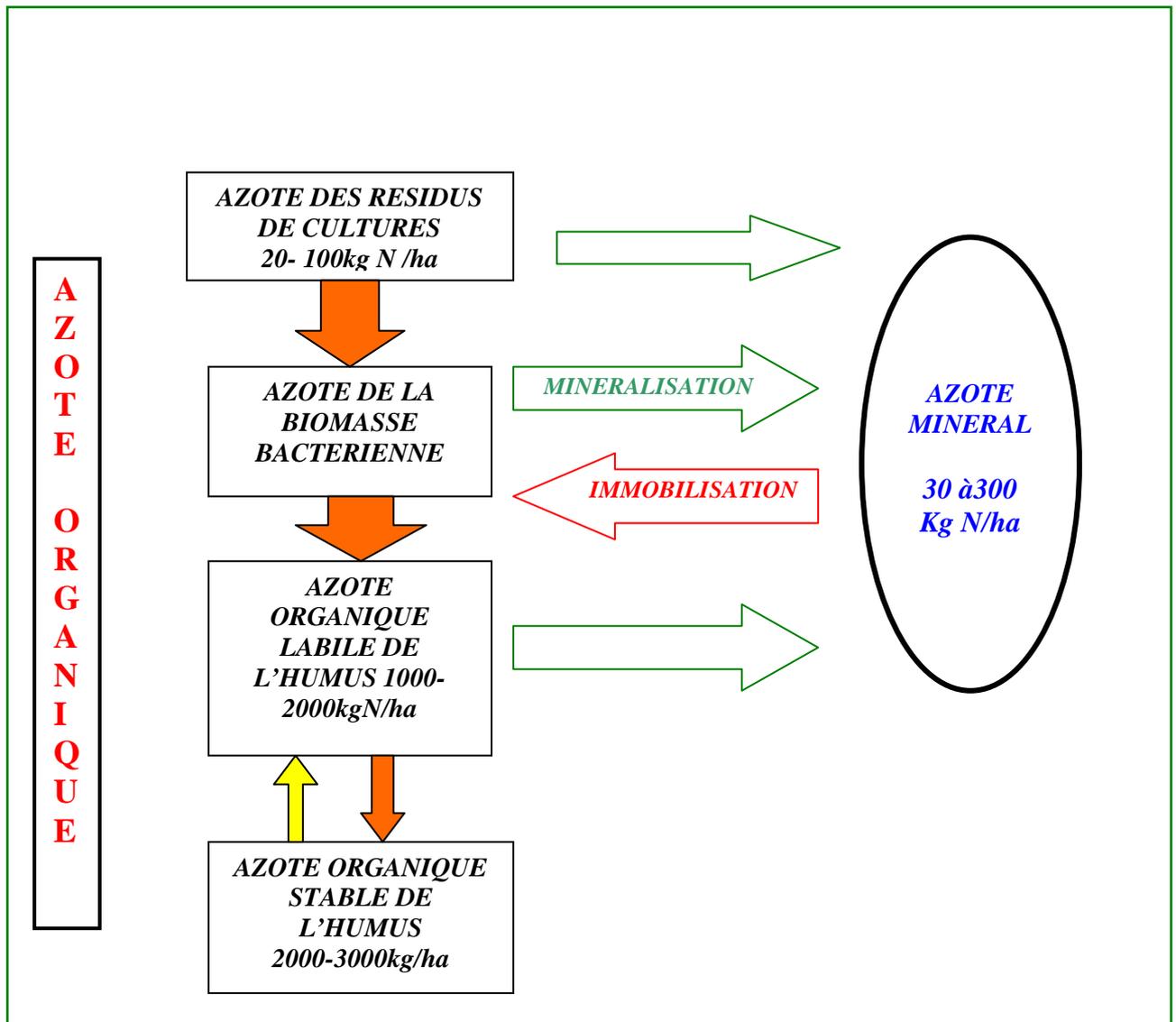


Figure n° 02 : Les différents compartiments d'azote dans le sol (D'après CORPEN, 1991)

Ainsi, la dynamique de l'azote dans le sol est une succession complexe de minéralisation et de réorganisation qui se déclenche au cours de toute l'année.

De cette manière, nous pouvons cerner les processus de gain (ou entrées) qui apportent au sol l'azote assimilable par les cultures et nécessaire à leur croissance et les processus de pertes (sorties) qui libèrent l'azote et le rendent indispensable.

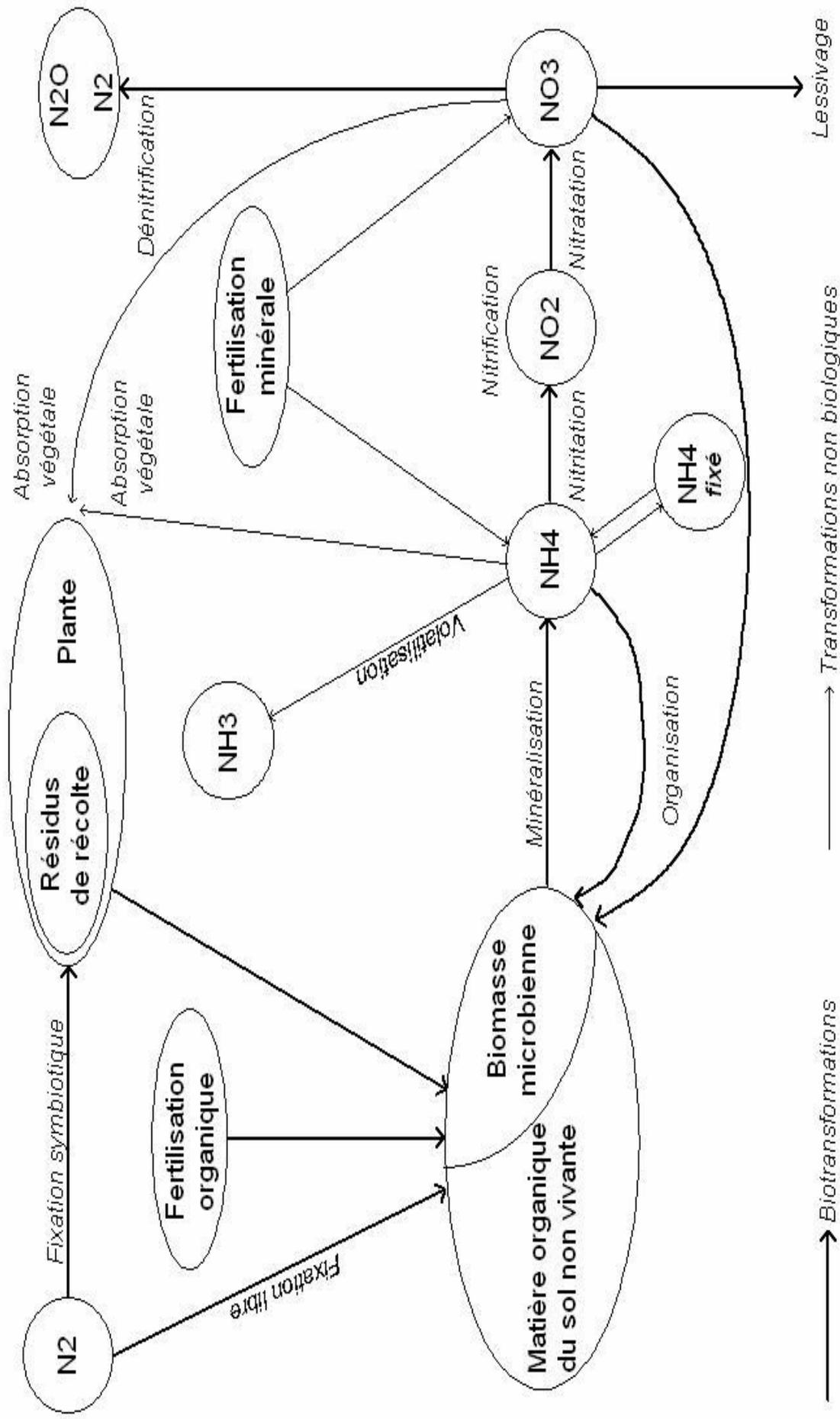


Fig1: Transformations biologiques et non biologiques effectant le devenir de l'azote dans les sols.
 (NICOLARDO Tet al., 1996).

a- / Les Entrées (gain d'azote pour le sol)

Les entrées d'azote organique ou minéral dans le sol s'effectuent principalement par la : fixation symbiotique, la fixation libre et les restitutions de matières organiques (résidus de récolte, exsudats racinaire, amendements organiques). Il faudrait leur ajouter; les apports atmosphériques par déposition ou précipitation (10 à 15 kg N/ha /an ; et parfois beaucoup plus) et les engrais de synthèse industrielle.

b- / Les Sorties (perte d'azote pour le sol)

Ces pertes d'azote du sol sont liées aux exportations par les végétaux, aux pertes par voie gazeuse (volatilisation ; dénitrification) et aux pertes par transfert (ruissellement et lixiviation). (Cellier et al 1997, La Folie et Neil ,1997 ; Lemaire et al ,1997)

L'étude de ces entrées et de cette sortie d'azote du sol nous permet de modifier le bilan de l'azote dans le sol. Nicolardot et al.,(2001)

2-2°/ Minéralisation de l'azote organique

La production d'azote minéral dans le sol est un processus induit par la décomposition des matières organiques par la flore et la faune du sol notamment par la micro-flore bactérienne et fongique Mary et Justes, (2001).

La minéralisation de l'azote dépend fortement des conditions thermiques et hydrologiques du milieu, ainsi que de la présence de substrats de qualité, capables de fournir aux micro-organismes les nutriments et l'énergie nécessaire. Kara.Mitcho et al. , (2004)

L'étape ultime de cette dégradation conduit à la formation d'ammonium, et le taux de minéralisation de l'azote organique du sol est en moyenne compris entre 0,7% à 2% Remy et Marin.Laflèche, (1974).

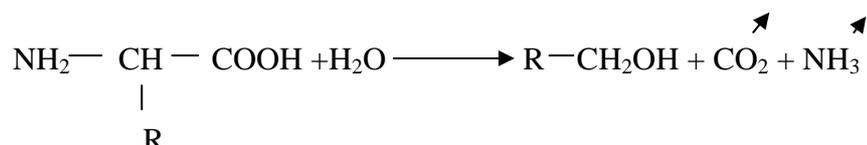
Le dosage de l'azote minéral du sol nous renseigne sur la quantité de nutriments assimilables à l'instant de la mesure, mais ne donne pas d'indication sur la capacité du sol à compenser le prélèvement d'azote par la plante par la minéralisation des réserves d'azote Kara.Mitcho et al ; (2004).

2-2-1°/ La Protéolyse

En milieu biologiquement favorable (pH, aération, humidité, etc ...), la protéolyse intéresse de nombreux composés azotés comme les acides nucléiques et les protéines macromoléculaires d'origine végétale, qui sont une source importante dans les sols M.Villain (1989); la rupture de quelques liaisons peptidiques libère des acides aminés, dont l'existence est éphémère, car ils peuvent subir une désamination microbienne. Ce processus conduit à l'azote ammoniacal qui constitue en fait, la fraction d'azote, la plus labile dans le sol ; une autre fraction peut subir une stabilisation par adsorption sur les minéraux argileux ou une incorporation hétérocyclique dans les composés humiques du sol (Andreux in Bounneau et Souchier ,1979); l'autre fraction peut être immobilisée par assimilation microbienne ou au contraire absorbée par les plantes.(Bensid, 1996)

2-2-2°/ L'ammonification

Cette phase constitue, après la protéolyse et la désamination microbienne le deuxième stade de la dégradation des protéines de tous les apports annuels provenant des végétaux et à moindre importance d'animaux et de micro-organismes telluriques (Andreux et al, 1984); les acides aminés libérés au cours de la protéolyse subissent une désamination ; ils sont transformés en alcool ou en acide gras avec libération de gaz carbonique et d'ammoniac selon la réaction M. (Villain, 1989).



La microflore ammonifiante renferme de très nombreuses espèces, de bactéries appartenant aux genres Bacillus, Clostridium ,Pseudomonas ,Flavobacter, Serratia etc... Dommergues et Mangenot, (1970) , les actinomycètes et les champignons est principalement les ascomycètes et les basidiomycètes ;du fait de cette diversité , elle présente peu d'exigence écologiques spécifiques

L'azote ammoniacal libéré dans le sol peut emprunter plusieurs voies dont les plus importantes sont :

- La rétrogradation par les minéraux argileux.
- L'absorption par les plantes.
- L'immobilisation par les micro-organismes.
- La volatilisation.

2-2-3°/ La Nitrification

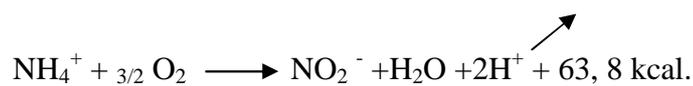
La nitrification est l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal en azote nitrique ; il est admis que l'essentiel de cette oxydation est le fait d'une microflore nitrifiante autotrophe aérobie strict, qui est active sur une gamme de pH variant entre 6,9 – 9 et qui est constituée dans le sol d'un nombre restreint de genres bactériens telles que Nitrosomonas et Nitrobacter Cellier et al.,(1996). Ces genres bactériens assurent respectueusement l'oxydation de l'ammonium, nitritation et la nitratisation.

Les nitrites sont oxydés aussitôt formés, en conditions normales, et ils n'existent qu'à l'état de traces dans le sol.

La nitrification biologique s'effectue en 2 étapes :

a) La Nitritation:

C'est une oxydation biologique de l'azote ammoniacal en nitrites (NO_2^-) sous l'action des bactéries nitreuses comme Nitrosomonas.



Les bactéries nitreuses présentent peu d'exigences écologiques aussi bien vis à vis du pH que de la température du sol. Elles tolèrent les P_H élevés et sont encore actives aux faibles températures (Villain, 1989).

L'azote nitreux est une forme de transition éphémère, qui résulte soit de l'oxydation d'azote ammoniacal en azote nitreux soit de la réaction inverse de réduction des nitrates.

b) La Nitratisation :

C'est la transformation de l'azote nitreux en nitrate sous l'action des bactéries nitriques comme Nitrobacter.



Les bactéries nitriques préfèrent un sol neutre ou légèrement basique. Cependant certains composés peuvent ralentir ou bloquer ces processus.

- Présence de fortes teneurs en ammonium ou en nitrates.
- Un apport d'engrais azotés, effectué sous forme ammoniacale, peut ralentir la nitrification.

- La nitratisation est réduite ou inhibée par certaines substances, comme la chloropicrine

le bromure de méthyle ou d'autres constituants des pesticides des dérivés de la dicyanodiamide ou de la pyridine qui sont utilisés comme inhibiteurs de la nitrification lorsque l'on apporte l'azote sous forme d'ammoniac anhydre (Nicolardot , 1996).

Hormis des conditions défavorables de sols acides ou hydro morphes conduisant à un dysfonctionnement de la nitratisation et à une accumulation d'azote dans le sol sous forme ammoniacale, la nitrification n'est généralement pas le processus limitant ; la présence de nitrates dans la majorité des situations et pour des périodes de forte demande en azote nitrique. Cellier et al.,(1996).

2-2-4°/ La dénitrification

La dénitrification recouvre l'ensemble des réductions qui conduisent les nitrates (NO_3^-), la forme d'azote la plus oxydée et thermo dynamiquement la plus stable à la forme gazeuse interne ; elle passe par des formes intermédiaires, telles que les nitrites (NO_2^-) et les oxydes d'azote gazeux, NO et N_2O . Firestone et Davidson, (1989)

Ce processus est fondamental dans le cycle de l'azote puisque c'est le seul qui permet le retour à l'azote diatomique dans l'environnement.

La dénitrification peut se produire suivant deux processus, chimique ou biologique.

L'oxyde nitrique, NO n'est que peu émis, lors de cette transformation.

Les conditions d'humidité élevées favorisant sa réduction ultérieure. le protoxyde d'azote , en revanche , est émis en général en même temps que N_2 en proportion très variables Firestone et Davidson, (1989).

La capacité dénitrifiante potentielle des sols est généralement très supérieure aux activités in situ (Herault 1993 in Cellier.1996) indiquant que le potentiel enzymatique est rarement le facteur limitant de ce processus microbien.

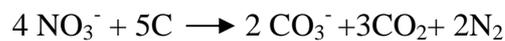
La réduction des nitrates ne nécessite pas une microflore spécifique, par contre la réduction du nitrate en azote gazeux ne peut être faite que par un nombre restreint de genres bactériens (*Pseudomonas* –*Agrobacterium*) mais qui sont très répandus dans le sol.

La dénitrification n'est possible qu'en présence d'une source de pouvoir réducteur (matière organique par exemple) et en anaérobiose, car le nitrate est alors utilisé à la place de l'oxygène pour la respiration des bactéries ; l'activité dénitrifiante est faible aux basses températures, le pH optimal de fonctionnement étant compris entre 6 et 8.

Plusieurs travaux ont démontré l'intensification de la dénitrification liée par l'apport de carbone comme source énergétique comme l'on rapporté (Germon et al. 1981, Batonda et Waring. 1984. Jacquin et Vong ; 1990 b).

L'anaérobiose est créée après une forte consommation d'oxygène pour bio-dégrader la quantité labile de carbone organique.

D'après Day et al, in Cheloufi, (1991) ; la relation entre l'oxydation du carbone labile et la réduction de NO_3^- peut être représentée selon l'équation suivante :



L'intensification de la dénitrification dépend alors principalement :

- i/- Du degré d'anaérobiose, étroitement lié au régime hydrique des sols.
- ii/- De la disponibilité en matières organiques assimilables : source de pouvoir réducteur, et de la concentration en nitrates et autres oxydes d'azote.
- iii/- De la température qui régit à la fois l'intensité des réactions de la dénitrification et celle des autres mécanismes consommant l'oxygène.

D'autres mécanismes biologiques peuvent également conduire à la production de N_2O dans les sols : la réduction dissimulatrice du nitrate en ammonium, ainsi que le métabolisme azoté général de nombreux micro-organismes.

Cellier et al ;(1997) ont rapporté que dans les sols cultivés bien drainés et en absence d'apport organiques récent, les pertes par dénitrification sont généralement considérées comme faibles (0 à 20 kg N/ha/an).

2-3°/ La réorganisation de l'azote dans le sol

L'assimilation de l'azote minéral du sol par les micro-organismes telluriques et son engagement dans des molécules organiques à l'intérieur même des cellules microbiennes est dénommée « immobilisation brute » ou « réorganisation microbienne ».

Ce processus peut entraver l'assimilation de l'azote minéral du sol par les végétaux. (Bensid, 1996)

L'organisation ou immobilisation microbienne de l'azote est un processus parallèle mais opposé à la minéralisation dans lequel l'azote ammoniacal ou nitrique est assimilé puis transformé en azote organique par une micro flore, mais à la suite de la mort des micro-organismes, l'azote microbien est soit minéralisé sous forme ammoniacal (reminéralisation) soit incorporé dans des formes d'azote organique plus ou moins biodégradables (humification). (Nicolardot, 1996)

La réorganisation est contrôlée par des micro-organismes très diversifiés et hétérotrophes c à d dont la croissance et l'activité dépendent de la présence des formes de carbone facilement décomposables : résidus végétaux, racines en décomposition, produits organiques épandus.

Les sources d'azote pour la biomasse microbienne peuvent être le résidu organique (végétal) lui même, l'azote minéral présent dans le sol et l'azote microbien disponible par le recyclage de la microflore du sol. (Recous, 1995)

Les devenir respectifs du carbone et de l'azote dans les sols alors fortement liés ,ces deux processus inverses, l'un construisant le stock d'azote organique , l'autre le dégradant constituent le cycle interne de l'azote dans le sol ou cycle d'immobilisation - minéralisation . Machet et (Recous, 1995)

2-4°/ Les facteurs influençant la disponibilité de l'azote dans le sol

L'intensité des processus de transformation de l'azote dans le sol conduit en définitive à la fourniture d'azote minéral par le sol mais, elle est la résultante des interactions entre les composantes physiques, chimiques et biologiques du sol et des effets de nombreux facteurs extérieurs ; le niveau de chacun de ces processus détermine quant à lui la nature et l'intensité des processus opérants (Mary et Guerif .1994).

Dans la réalité, les conditions influençant la disponibilité de l'azote dans le sol sont rarement optimales et un certain nombre de facteurs font modifier soit la cinétique d'évolution du carbone et l'azote au cours du temps, soit l'azote mis en jeu au cours de la décomposition, soit les deux. (Mary et Justes 2001).

De manière non exhaustive, nous envisageons ici quelques uns des principaux facteurs de variation.

2-4-1°/ La disponibilité en carbone et en azote :

La présence de carbone organique assimilable est indispensable à la majorité des activités microbiennes, sa métabolisation assure une fourniture d'énergie aux micro-organismes hétérotrophes. Nicolardot et al.,(1989)

A court terme, la présence de carbone régit l'équilibre entre minéralisation et organisation, mais elle influence à moyen et long terme la taille des compartiments de la matière organique du sol à renouvellement rapide et en particulier la biomasse microbienne.

Compte tenu de son importance relative au sein de la matière organique du sol, cette biomasse microbienne du sol est le compartiment actif qui détermine la fourniture globale d'azote par le sol. (Nicolardot, 1988, Chaussod et al.1988, 1993 in Nicolardot et al ; 1996).

La dégradation de la matière organique exogène est largement influencée par la nature des composés organiques qui la composent.

L'évolution des résidus végétaux dans le sol est aussi fonction de leur composition biochimique, de leurs teneurs respectives en carbone soluble, hémicellulose, lignine M .Mustin, (1987.).

La dynamique de l'azote minéral du sol est par ailleurs liée à la quantité d'azote contenu dans les résidus organiques qui sont dégradés et à leur rapport C/N.

2-4-2°/ Les facteurs abiotiques

Les activités microbiennes qui déterminent la disponibilité de l'azote dans le sol sont largement influencées par divers facteurs :

a) La température

Elle intervient sur l'activité de la biomasse microbienne par conséquent sur les vitesses de transformation de l'azote. (Houot et al; 1996 a)

Pour la gamme de températures rencontrées au champ et lorsque la température augmente de 10°C, les vitesses de minéralisation sont multipliées par un coefficient (Q_{10}) variant de 1,7 à 3,5.

A ce sujet, Stanford et al., (1973) avaient constaté que la minéralisation qui se produit dans l'intervalle 5°-35°C doublait lorsque la température augmente de 10°C.

De son côté Recous, (1994) a ainsi proposé une valeur Q_{10} égale à 3,17 pour la minéralisation de la matière organique du sol.

D'après Nicolardot et ses collaborateurs. (1994), la valeur de Q_{10} pour les résidus organiques varie en réalité avec l'intervalle de température considéré ; par ailleurs ils ont démontré que la réponse à la température pour le fonctionnement des microflores impliquées lors de la décomposition des matières organiques était en relation avec la nature des matières organiques décomposées.

Le maximum de production d'azote ammoniacal, varie peu avec la température; il peut se produire à de faibles T° (5°C) et à des températures élevées supérieures à 35°C ou 40°C Dommergues et Mangenot, (1970).

Pour les climats tempérés, les températures optimales de nitrification sont généralement comprises entre 20°C et 30°C. Toutefois, dans le cas de températures extrêmes (sols froids du Canada par exemple), la nitrification est due essentiellement à l'activité d'une microflore nitrifiante.

b) L'humidité

L'effet de l'humidité sur la minéralisation de l'azote et sa disponibilité dans le sol est plus complexe puisque la teneur en eau agit à la fois sur l'activité des microflores et sur la diffusion des gaz et des solutés dans le sol.

L'optimum de décomposition des matières organiques se situe pour des potentiels hydrique (w) compris entre - 0,05 et 0,01 mpa (Rodrigo et al; 1997); cela correspond à une humidité du sol voisine ou légèrement supérieure à la capacité au champ.

Pour des potentiels plus faibles, les vitesses de minéralisation décroissent rapidement avec la disponibilité en eau qui ralentit alors la diffusion des solutés.

A l'inverse pour des potentiels élevés [$0,01 < w < 0$] mpa, le pourcentage de pores remplis d'air décroît et le métabolisme devient alors anaérobie avec production de CO_2 de CH_4 et d'oxyde d'azote lors de la décomposition des matières organiques.

Cependant, même en anaérobiose, le sol continue à produire de l'azote minéral de façon non négligeable qui s'accumule sous forme d'ammoniaque puisque la nitrification n'est plus fonctionnelle. (Recous, 1994 ; Rodrigo et al. ,1997)

c) Effet du pH

Le pH du sol est considéré comme l'un des facteurs dominants très importants qui contrôle l'intensité de la minéralisation, l'ammonification entraînée par une flore très variée et beaucoup moins sensible au pH que la nitrification. Duthil, (1973)

En effet, la nitrification optimale correspond en pratique à des sols neutres ou légèrement basiques, dont le pH se situe entre 6,8 et 9 mais ce caractère neutrophile n'est pas absolu.

Les bactéries du genre *Neutrosomonas* tolèrent les pH allant de 5 à 9,2 alors que les *Nitrocystis* et *Nitrosospria* préfèrent des pH neutre. (Dommergues et Mangenot ,1970)

Les pH très bas nuisent à la minéralisation nette, c'est ce qui explique partiellement une accumulation importante de la matière organique en sol acide. (Duthil, 1973)

C'est ainsi que les travaux de Belhadj, (1984) sur trois types de sols ont montré que la minéralisation nette de l'azote est très prononcée dans un sol colluvial, eutrophe et sol métrophe, cependant, elle est faible à nulle dans les sols andiques et les andosols typiques.

d) Les pratiques culturales

Les pratiques culturales interviennent en modifiant de façon plus ou moins importante les facteurs précédents. La nature des cultures (plantes annuelles ou pérennes par exemple) agit sur la qualité, la nature et le rythme des restitutions organiques notamment par le biais de la rhizodéposition.

Le statut organique du sol agit directement sur l'activité de la biomasse microbienne et à plus ou moins long terme sur la disponibilité de l'azote minéral (Loiseau et al., 1994 ; Houot et Chaussod ,1995.)

La localisation des résidus et leur taille agissent sur le contact avec les minéraux et les vitesses des gaz et d'azote minéral jusqu'au site de décomposition et affect par conséquent la dynamique de décomposition des matières organiques.

Le travail du sol modifie la répartition de la matière organique dans le profil et les propriétés physiques des sols (porosité, perméabilité.). La simplification du travail du sol tend ainsi à accroître la matière organique en surface et favorise la dénitrification (Germon et Taureau, 1991)

Toutefois le tassement ralentit la diffusion de l'oxygène dans le sol, et par conséquent il modifie l'activité de la biomasse microbienne et la disponibilité de l'azote minéral (Houot et al .1990 in Nicolardot et al ,1996).

L'activité de la microflore minéralisatrice peut être influencée par d'autres facteurs abiotiques tels que la présence d'argile et de calcium Chaussod et al.,(1986) qui exercent alors une protection sur la matière organique et affectent donc la capacité de minéralisation du sol (Delphin, 1986 ; Machet et al.,1990), toute fois en sol acide , la correction du pH par des apports de calcium tend à accroître l'activité de la biomasse microbienne et la biodégradabilité de la matière organique (Kockman et al in Nicolardot et al,. 1996.)

CHAPITRE III :

INFLUENCE DE L'INCORPORATION DE RESIDUS VEGETAUX ET D'UN ENGRAIS CHIMIQUE SUR LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE

3-1°/ Introduction et généralités

L'évolution de la matière organique du sol dépend d'un grand nombre de transformation physico-chimiques et biologiques qui affectent le devenir du carbone et de l'azote, élément qui ont une origine soit endogène (résidus de culture, exsudats racinaire) soit exogène (amendement, organique, d'origine animal, végétal ou microbienne. Nicolardot et al., (1996)

Pour la plus grande part, cette matière organique est biologiquement stable (humus) soit parce qu'elle se présente sous forme de composés organique de faible dégradabilité soit parce qu'elle forme des associations avec les éléments minéraux du sol (argile $-Ca^{+2}$, ion métallique) qui protègent, physiquement les composés organiques de la dégradation microbienne Chaussod et al.,(1986) ont signalé que les êtres vivant du sol (μ faune et μ flore), regroupés sous le terme générique de biomasse microbienne est une partie importante de la matière organique du sol ; celle ci représente 3 à 4% du carbone et 6% de l'azote total du sol.

3-2°/ Source de la matière organique

La matière organique a été subdivisée selon son origine en sept principales catégories
(Loison et Niogret in Bensid ,1996):

- Débris végétaux (litières).
- Résidus de culture.
- Bio faune du sol.
- Micro-organismes (bactéries – champignons).
- Pluvio-lessivats.
- Exsudats racinaires.

- Apports effectués par l'homme, épandage de lumière, lisier, compost, boues résiduaires et divers amendement organiques (résidus de récolte – engrais vert ...).

3-3°/ Influence des matières organiques sur les propriétés des sols

Les matières organiques présentes au incorporées dans le sol exercent des effets sur ses propriétés en modifiant sa fertilité.

Les actions sont attribuées globalement aux matières organiques bien que la nature, l'intensité et la durée dépend de la fraction considérée ; les effets des matières organiques s'exercent sur les propriétés chimiques, physiques, biologiques et plus globalement sur la fertilité du sol. Villain, (1989).

3-3-1°/ Action de la matière organique sur les propriétés physique du sol

Les effets des matières organiques appliquées aux sols se manifestent sur différentes propriétés physiques notamment :

- Une augmentation de la capacité du sol à retenir l'eau.
- Une augmentation de l'aération du sol.
- Une augmentation de la résistance du sol à l'érosion éolienne et hydrique.
- Une augmentation de la résistance du sol à la compaction par des machines agricoles.
- Une réduction des pertes d'effets fertilisants dues aux différentes migrations
- Une augmentation de la formation d'agrégats stables \rightleftarrows bonne stabilité structurale.

3-3-2°/ Action de la matière organiques sur les propriétés chimiques du sol

Les matières organiques agissent sur la fourniture et la disponibilité des éléments minéraux à l'égard des plantes ainsi que sur la capacité d'échange du sol. (M.Villain 1987).

Les éléments nutritifs seront disponibles aux plantes selon les phénomènes suivants :

1. Les matières organiques subissent une fermentation en libérant dans le sol le CO_2 qui va solubiliser ces éléments à partir des minéraux du sol.

2. L'eau va entraîner les composés solubles en libérant les éléments qu'il renferme, en plus de leur action solubilisatrice sur les composés minéraux.
3. Les complexes « organo minéraux » formés à la suite d'apports de matières organiques augmenteront la capacité d'échange cationique du sol, de ce fait

C'est à dire le nombre de sites ou les plantes peuvent puiser leur éléments nutritifs : (site Internet 2003.<http://cap.mcgrill.ca/publication/cap.foot>).

3-3-3°/ Action de la matière organique sur les propriétés biologiques du sol

L'activité biologique d'un sol est au même titre que ses propriétés physiques et chimiques, déterminantes sur sa productivité. En fait, la plupart des avantages d'ordres physiques et chimiques sont liés à l'activité biologique du sol puisque ces nombreux avantages résultent principalement de l'action des micro-organismes sur la matière organique, la décomposition de cette dernière aboutit aux sous produits suivants :

- Substances nutritives (organiques et inorganiques) pour les plantes.
- Gommés microbiennes.
- Hormones de croissance.
- Antibiotiques.
- Dioxyde de carbone.....etc.

3-4°/ Effet des matières organiques sur le cycle interne de l'azote

La matière organique du sol, qui résulte des transformations du carbone et de l'azote apportés par des débris organiques d'origine animale ou végétale (fumier – résidus de culture, exsudats racinaire...) est pour la plupart non vivante et présente sous forme de composés organiques regroupés sous le terme d'humus.

La stabilité biologique de ces composés est liée soit à la nature complexe (macromolécules aromatiques difficiles à dégrader) soit à leur association avec les particules minérales (argiles, calcaire, ions métalliques); l'autre partie (5 à 10% de l'azote) est constituée par les êtres vivants Recous, (1996).

3-4-1° / Minéralisation de l'azote organique

La minéralisation de l'azote organique résulte de la dégradation des matières organiques riches en azote : matières organique endogène du sol, matière organiques fraîche et corps microbiens par les micro-organismes et la microfaune du sol.

L'intensité de la minéralisation dépend du type de sol notamment de la teneur en matière organique, des teneurs en argile et en calcaire, éléments qui protègent la matière organique contre la dégradation microbienne.

En fait, la matière organique est hétérogène du point de vue de sa dynamique; d'une manière simplifiée, il existe deux « compartiment » de matière organique, l'un se minéralisant rapidement et l'autre souvent considéré comme biologiquement inerte ou se dégradant très lentement.

D'après Mary et Guerif, (1994), de nombreuses études ont tenté de caractériser du point de vue biochimique ce compartiment et d'en estimer l'importance dans les sols ; la proportion des deux compartiments de matière organique actif et stable, varie en fonction des restitutions organiques.

Laurent et col., (1995) dans la majorité de leur essais conduits pendant ces dernières années pour quantifier la libération d'azote à court terme ont eu plutôt recours à des suivis d'azote minéral du sol après enfouissement du produit (cultures intermédiaires , couvert de jachère). Après l'incorporation, on observe généralement une minéralisation rapide , la quantité d'azote minéralisé étant d'autant plus importante que la teneur en azote du couvert enfouis est élevée pour chaque espèce Machet et al.,(1996).

3-4-2° / L'organisation microbienne de l'azote

L'organisation microbienne de l'azote est le processus parallèle mais opposé à la minéralisation.

Nicolardot et al., (1997) rapportèrent que la décomposition des résidus incorporés au sol s'accompagne d'un blocage de l'azote minéral sous forme organique par la microflore du sol, il y aurait alors un phénomène d'immobilisation microbienne ainsi l'organisation correspond à l'assimilation de l'azote par des micro-organismes très diversifiés et hétérotrophes.

Les sources d'azote pour la biomasse microbienne pour satisfaire ses besoins énergétique et sa croissance, peuvent être le résidu végétal lui même, l'azote minéral présent dans le sol et l'azote microbien disponible par le recyclage de la micro-flore du sol.

Les besoins en azote nécessaire à cette croissance sont importants, de sorte que la décomposition de tous les résidus de culture dans le sol s'accompagne toujours d'une organisation d'azote minéral du sol.

Cette phase d'organisation est très variable en durée et en intensité selon la nature des résidus [pailles de céréales, de pois, de colza] particulièrement en fonction de leurs proportions de composés solubles, de cellulose, d'hémicellulose et de lignine. (Robin, 1994 ; Recous et al, 1995 in Machet et al, 1996).

3-5°/ Les relations entre cycle de l'azote et du carbone dans le sol

3-5-1°/ Mécanismes

Pour expliquer dans quelles conditions apparaissent des phénomènes de minéralisation nette ou d'organisation nette , il faut comprendre en quoi les dynamiques du carbone et de l'azote sont étroitement liées lors de la décomposition des matières organiques dans le sol . Recous, (1995).

Le carbone d'un substrat disponible pour les organismes du sol (décomposition), est en partie utilisé (assimilé) pour constituer des cellules et des métabolites microbiens.

Une grande partie est oxydée (minéralisée) pour assurer les besoins énergétiques de l'organisme.

Une petite partie enfin contribue directement à la formation de l'humus la proportion de carbone décomposé par les micro-organismes qui est assimilé [C assimilé/C décomposé] est appelée le rendement d'assimilation (Y). Ce rendement varie généralement entre 0,4 et 0,6 ce qui signifie que 40% à 60% du carbone décomposé est assimilé par la micro-flore.

Le complément (1-Y) représente essentiellement la fonction minéralisée, il en résulte que chaque fois qu'un substrat carboné est décomposé , une fraction non négligeable (1- Y), soit 60 à 40% du carbone quitte le du système sol en se dégageant sous forme de CO₂.

Les pertes d'azote sont beaucoup plus faibles c à d que l'azote minéralisé au cours de la décomposition, s'accumule dans le sol sous forme minérale et peut être réutilisé par les micro-organismes du sol.

3-5-2°/ Rapport C/N

Le rapport des quantités de carbone (C) et d'azote (N) contenues dans les substrats à décomposer et dans la biomasse microbienne du sol ou rapport C/N est un facteur essentiel de la dynamique du carbone et de l'azote.

Le C/N est très variable pour les résidus végétaux, il va de 10 à 30 pour des résidus riches et jusqu'à plus de 100 pour des résidus matures.

Le C/N de la matière organique ancienne (ou humus) est beaucoup plus stable autour de 9 et le C/N moyen de la biomasse microbienne du sol, qui est difficile à apprécier est probablement proche de 8.

Tableau n°01 : Quelques valeurs moyennes de restitution organiques à la récolte de cultures principales ou de cultures intermédiaires.

Cultures	M.S totale (t/ha)	Carbone restitué (kg/ha)	Azote restitué (kg/ha)	Rapport C/N
Blé	9.5	4000	35	115
Maïs	13.5	6000	120	50
Betterave (verts)	4.5	2000	105	19
Pois	5.4	2400	95	25
Seigle	3.0	1300	55	23

Perspectives agricoles (1996)

L'effet net de l'incorporation de résidus sur la dynamique de l'azote dans le sol , peut être décrit par les trois paramètres que sont le rendement d'assimilation y ,le rapport C/N des résidus et le rapport C/N de la biomasse microbienne .

- Dans le cas de la dégradation de la matière organique du sol (humus) qui possède un rapport C/N bas , les quantités d'azote libérées au cours de cette

dégradation sont supérieures aux besoins en azote de la microflore , il y a donc minéralisation nette d'azote et accumulation dans le sol.

- Au cours de la décomposition d'un résidu végétal pauvre en azote c à d ayant un rapport C/N haut, l'azote libéré par le résidu ne sera généralement pas en quantité suffisante pour assurer les besoins en azote des décomposeurs ; l'azote minéral du sol sera utilisé et on observe alors une disparition nette d'azote ; c'est la prédominance de l'organisation nette de l'azote minéral.
- Dans le cas d'un résidu végétal riche en azote : C/N > à 10 une partie de l'azote du résidu libéré sera assimilée par les micro-organismes et l'autre partie s'accumulera dans le sol sous forme minérale.

Ainsi l'organisation nette d'azote minéral au cours de la décomposition d'un tel résidu est généralement faible ou nulle et on observe une minéralisation nette d'azote.

Contrairement au cas de l'humus une biomasse microbienne importante se développe aux dépens du carbone et d'azote apporté, alors que l'on observe dans le sol une minéralisation nette d'azote (Recous, 1995).

- Dans le cas de résidus plus riche en azote, cet effet est moindre, voire nul; c'est l'exemple des feuilles de blé en phase végétative ou des résidus de seigle mené en culture intermédiaire (tableau 2),

Tableau n°02 : Organisation nette maximale d'azote minéral du sol et assimilation microbienne totale d'azote durant la décomposition de divers résidus végétaux en incubation contrôlées à 25°C.

Matériel végétal	Rapport C/N du résidu	Organisation nette mg n .g ⁻¹ c	Assimilation microbienne mgN/gI
• feuille de blé	13	0	48
• racines de maïs	14	19	66
• racines de blé	28	23	nd
• racines de seigle	34	27	50
• racines de ray-grass	51	24	nd
• mucilage racines	61	72	88
• paille de blé	100	28	32
• paille de maïs	130	27	nd
• glucose		61	61

nd: non déterminé

Données de MARY et al ; 1995 in perspectives agricoles1995.

Pour les raisons évoquées précédemment, la contribution de l'azote du résidu à la formation de la biomasse microbienne peut être mise en évidence par l'utilisation du traçage isotopique ^{15}N des résidus Mary et al., (1995). Dans ce cas, on observe que les « besoins » en azote de la micro-flore (exprimés en quantité d'azote assimilé par quantité de carbone décomposé) sont moins variables que l'organisation nette de l'azote minéral du sol.

3-6°/ Impact de l'incorporation des pailles sur l'azote minéral du sol

Les pailles de céréales et particulièrement celles de blé ont fait, l'objet de nombreuses études, Simon, 1960 ; Jacquin et Vong, 1991.....

Pour les pailles de blé , le potentiel d'organisation que l'on peut mesurer au laboratoire atteint environ 15 kg d'azote minéral par tonne de paille Robin,(1994) soit 120 kg N/ha organisé pour 8 t/h de paille incorporée.

Cette quantité d'azote est prélevée sur le stock d'azote minéral du sol et provient en partie aussi de l'azote organique contenu dans le résidu végétal.

Ainsi Mary (1987) ; Robin, (1994).Mary et al (1996) étudièrent l'effet des pailles de blé sur l'azote du sol dans deux expérimentations conduites sur champ durant la période 1990-1991. (348jrs) et 1991 – 1992 (285jrs); il se dégage une phase d'organisation rapide après l'incorporation de la paille (en été et en automne) suivie d'une phase plus lente en hiver et au printemps.

Cependant, cet effet peut être plus important si le sol contient beaucoup d'azote minéral du sol qui assure également une vitesse de décomposition des pailles plus rapide Darwis, 1991 ; Mary et al. ,1996.

L'organisation de l'azote sous l'effet de la paille ne se produit que dans la couche de sol dans laquelle sont incorporées les résidus ; il en résulte que l'azote présent dans les horizons sous jacents du sol ainsi que celui produit dans la couche arable non mélangée avec les résidus ne peuvent pas être concernés par cette organisation .de ce point de vue, les modalités de gestion des pailles ont une forte influence sur l'organisation de l'azote surtout durant la période d'automne.

Aussi, travail du sol, la profondeur d'incorporation (épaisseur de couche de sol concerné), le mode de broyage qui joue sur la finesse des résidus et leur homogénéité de réparation Machet et al., (1996).

3-7°/ L'impact de l'incorporation des engrais vert sur l'azote minéral du sol

La culture d'engrais vert est un procédé qui consiste à enfouir dans le sol des plantes herbacées à l'état vert en vue d'augmenter la quantité de matière organique dans le sol ; il en résulte une augmentation d'azote et une plus grande disponibilité de certains nutriments, ce qui améliore la productivité du sol. (Warman, 1981)

Les principaux avantages de l'utilisation des engrais verts dans un système de rotation des cultures, sont l'apport de la matière organique et d'azote, la conservation des nutriments, et la protection de la surface du sol pendant les périodes d'érosion.

La quantité de matières organiques qui peut s'accumuler dans le sol par décomposition des tissus végétaux utilisés en engrais vert peut être considérable, il n'est pas rare qu'une à deux tonnes de matières sèches par acre (20-40 kilos/100 m²) soient ainsi ajoutées [le poids humide des cultures d'engrais vert est de 4 à 10 fois le poids sec].

La matière organique apportée par l'enfouissement de jeunes tissus végétaux stimulent l'action microbienne particulièrement des micro-organismes hétérotrophes responsables de la décomposition générale des matières organiques, mais aussi les autres micro-organismes qui peuvent fixer l'azote de l'atmosphère (Azotobacter, Clostridium,...).

Les résidus organiques des engrais verts aident aussi à stabiliser la structure du sol, à augmenter la capacité de rétention en eau du sol, et à accroître l'infiltration de l'eau et la percolation dans le sol.

Selon les agronomes, l'engrais vert peut augmenter soit la quantité d'humus, soit le taux d'azote disponible dans le sol, mais rarement les deux en même temps.

La quantité d'azote disponible n'augmente que si des matières facilement décomposable et riches en azote, comme de jeunes plantes vertes, sont incorporées dans le sol.

Si l'azote apporté par les engrais verts est insuffisant (avec un ratio C/N supérieur à 30 ou inférieur à 1.5) les bactéries utiliseront l'azote disponible dans le sol ou elles risquent de l'épuiser dans une proportion telle que la récolte suivante sera compromise.

S'il existe une longue période d'humidité entre l'enfouissement de l'engrais vert et l'établissement de la culture suivante, particulièrement dans les sols, l'azote, sera éliminée par lixiviation et profitera très peu à la culture suivante.

3-8°/ Transformation et devenir de l'azote « engrais » dans le sol

Les deux principales sources d'azote pour les cultures sont l'azote minéral résultant de la décomposition des matières organiques du sol, ou des matières exogènes et l'azote minéral apporté par les engrais chimiques azotés.

La dynamique de l'azote « engrais dans le système sol plante ne se raisonne pas indépendamment de la dynamique de l'azote du sol. Les études doivent ainsi être approfondies, de manière à acquérir une vision plus dynamique et annuelle de ces processus, sur les cycles culturaux et inter culturaux.

L'utilisation par la plante des différents sources d'azote (engrais, azote provenant de la minéralisation de la matière organique ou de matières exogènes...) va dépendre de la synchronisation de l'offre d'azote de ces différentes sources avec les besoins des végétaux ainsi, « l'offre » représentée par la minéralisation peut contribuer de façon plus importante à la satisfaction des besoins d'une culture de printemps que d'une culture d'hiver (Recous et al.,1997).

3-8-1°/ Biodisponibilité de l'azote minéral apporté par l'engrais

L'utilisation de l'azote par les végétaux est toujours incomplète en raison des processus concurrents qui affectent simultanément l'azote minéral.

D'après Strong, (1995), la disponibilité de l'azote de l'engrais (Fig : 04, 06) pour les racines et les micro-organismes dans le sol est d'abord régie par les conditions initiales d'application que sont principalement sa forme physique et sa localisation.

Dans la solution du sol, l'azote minéral évolue rapidement sous l'action de micro-organismes les quels sont sous contrôle de facteurs abiotiques telles que l'humidité, la température, la disponibilité en nutriments. Nicolardot et al.,(1997.).

Ainsi, l'hydrolyse de l'urée est relativement rapide et ne constitue jamais l'étape limitante des transformations d'un engrais uréique jusqu'à la forme nitrique.

La nitrification est potentiellement rapide et elle aboutit à la productivité de 3 kg N/ha/jour pour une température d'environ 10°C Recous et al.,(1996b).

Dans les sols cultivés sans engorgement d'eau et à pH 6,5-7, un engrais apporté sous forme uréique, ammoniacal et/ou nitrique se trouvera alors intégralement sous forme nitrique en quelques semaines. (Recous et al.,1992; Recous et al.,1996b)

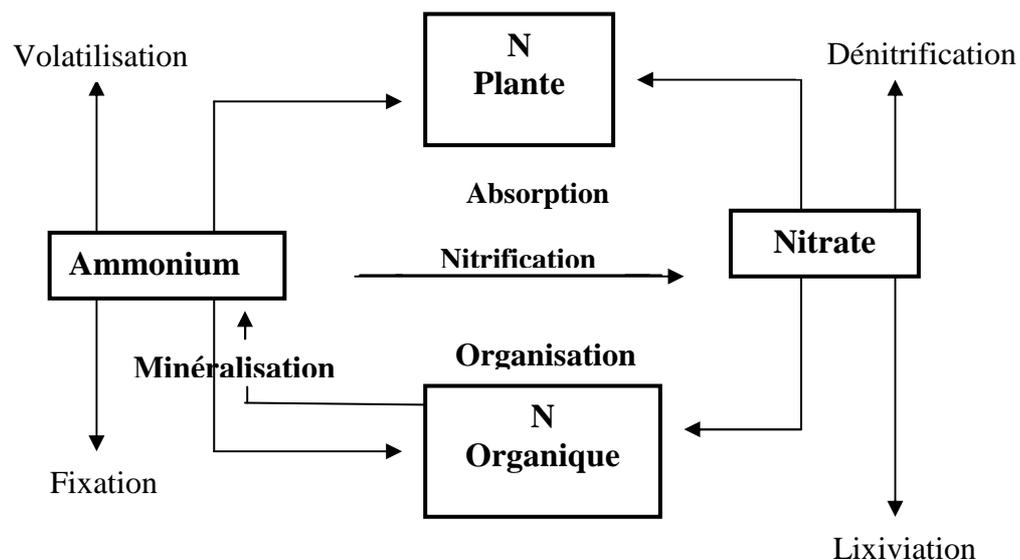


Figure n° 04 : Formes d'azote et transformations dans le système Sol – Plante.

Il est constaté, en parallèle, et dans toutes les situations, que la quantité totale d'azote minéral disponible, provenant de l'engrais diminue rapidement au cours du temps.

Loiseau et Decau., (1995) dans leur études ont apporté que la migration de l'azote de l'engrais dans le profil est faible parce que les processus concurrents interviennent précocement et plus rapidement que les transferts de cet élément

3-8-2°/ Interactions avec le cycle interne de l'azote dans le sol:

Au même titre que l'azote produit par minéralisation de la matière organique du sol, l'azote introduit par l'engrais minéral est impliqué dans le cycle interne (Fig : 05) de l'azote constitué par les deux processus opposés de minéralisation et d'organisation

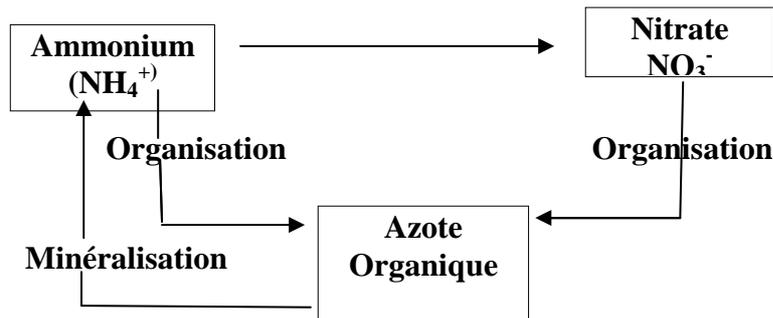


Figure n° 5: Cycle interne de l'azote dans le sol

Les interactions à court terme entre l'apport d'azote minéral (engrais) et le fonctionnement du cycle interne de l'azote concernent essentiellement ce processus d'organisation microbienne de l'azote.

En effet, il semble établi que si l'apport d'engrais azoté peut accélérer la dégradation des matières organiques lorsque celle-ci est limitée par la disponibilité de l'azote minéral (notamment pour les matières organiques fraîches), cet apport entraîne rarement une surminéralisation de l'azote contenu dans la matière organique ancienne. Loiseau et Decau., (1995.)

Cependant Mary et al.,(1995) ont noté que l'apport d'azote (engrais) peut d'une part accélérer la décomposition du carbone, et d'autre part augmenter l'organisation microbienne d'azote par unité de carbone décomposé.

L'essentiel des interactions n'est pas en fait qu'apparent et correspond à des effets de "substitution", entre l'azote du sol et l'azote de l'engrais principalement à travers ce cycle interne de l'azote du sol.

En effet, les contributions respectives de l'azote de l'engrais et de l'azote du sol à l'organisation microbienne dépendent des quantités respectives des deux sources dans la

solution du sol et donc des quantités d'azote apporté et d'azote minéral présentes dans le sol au moment de l'apport.

De manière corrélée, les quantités d'azote de l'engrais et d'azote du sol susceptibles d'être utilisés par la plante (déterminant respectivement "le coefficient réel d'utilisation " de l'engrais et la fourniture du sol en azote) dépendent de la contribution des deux sources d'azote à l'organisation microbienne.

Ainsi on constate assez fréquemment que des apports croissants d'azote augmentent la quantité d'azote du sol absorbé par une culture; ceci suggère apparemment une sur minéralisation de l'azote organique du sol due à l'apport de l'engrais azoté.

En fait, l'absorption accrue de l'azote du sol est la conséquence d'une moindre organisation microbienne de cette source d'azote. Une partie de plus en plus importante des "besoins" en azote apporté assurée par l'azote de l'engrais.

Ce processus de substitution est également vrai entre formes ammoniacales et les formes nitriques.

La forme ammoniacale est préférentiellement organisée et laisse l'autre forme, le nitrate plus disponible pour l'absorption, sans que l'organisation totale en soit modifiée Recous et al., (1992)

En raison de ces processus de substitution, l'interprétation d'un coefficient apparent d'utilisation (CAU) comporte moins de biais, que celle d'un coefficient réel d'utilisation (CRU).

Cependant, dans de nombreuses situations de plein champ, l'azote apporté par l'engrais et l'azote minéral du sol se mélangent peu, parce qu'ils ne sont pas disponible au même endroit dans le profil ni au même moment comme l'avaient déjà souligné Machet et al.,(1987).

Les substitutions sont alors forcément limitées, ceci signifie également qu'il n'y a pas de biais majeur à la modélisation, pour la fertilisation des terres concernant l'azote engrais et l'azote du sol Meynard et al.,(1997).

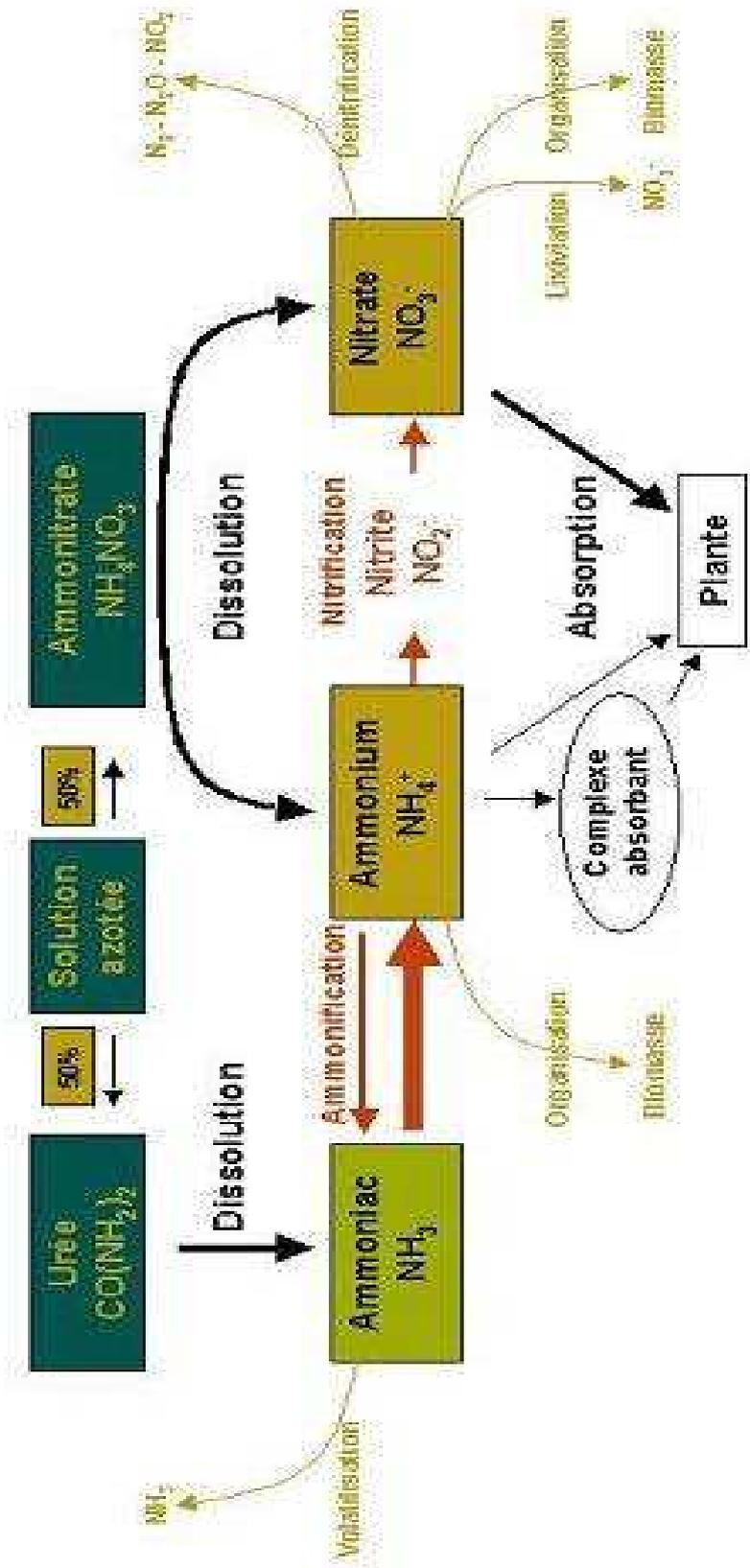


Figure n°06 : Dynamique des engrais azotés dans le système sol – plante

DEUXIEME PARTIE
ETUDE EXPERIMENTALE

INTRODUCTION

La dynamique de l'azote dans les sols sous l'effet des matières organiques pose la problématique des quantités d'azote assimilable enregistrées après minéralisation des matières organiques, et mises à la disposition des plantes dans les agro systèmes ; cette approche nécessite d'une part, la quantification de l'azote minéral (ammoniacal et nitrique) et d'autre part la localisation de l'azote labile au sein des composés humifiés pouvant être du a l'influence des résidus de récoltes à savoir la paille et l'engrais vert ; ceci suggère aussi à envisager l'étude de la localisation, des quantités d'azote minéral et organique dans les différentes fractions granulométriques du sol.

Aussi et afin d'apprécier le flux d'azote entre les différents compartiments organiques existante dans le sol ; nous avons procédé aux dosages des différentes formes d'azote organique à trois intervalles de temps d'incubation des sols 0- 42- 84 jours c à d pour caractériser la cinétique des formes d'azote en présence des matières organiques.

L'importance de cette étude réside dans le fait que la bio disponibilité de l'azote minéral pour les végétaux n'est pas liée uniquement aux conditions pédoclimatiques et physico chimiques du sol mais aussi et surtout aux quantités des formes organiques susceptibles de se transformer en azote facilement assimilable par les plantes.

1°/ Matériel d'étude

1-1°/ Le sol

Pour réaliser cette étude expérimentale relative à la dynamique de l'azote et ses différentes formes dans un sol agricole dans une région du semi aride au plan climatique, nous nous avons pris l'horizon Ap d'un sol céréalier de type brun calcaire (sols calcimagnésique) de la région de Ain El Assafire de la wilaya de Batna.

L'échantillon de sol a été prélevé sur une épaisseur de 0 - 30 cm qui représente la couche hémi organique dans laquelle se manifeste généralement une activité biologique intense; due en grande partie à la rhizodéposition très importante dans les sols céréaliers.

Les caractéristiques sont indiquées dans le tableau N° 3.

Tableau N° 03 : Les caractéristiques bio physicochimiques de l'échantillon du sol.

Profondeur		0 – 20cm
pH		8,21
CE (mmhos/cm ²)		0,19
Calcaire total (%)		32,61
Calcaire actif (%)		21
CR (%)		40,82
Granulométrie	A%	21,16
	L%	46
	S%	32,84
Caractéristiques biologiques	N%	0,76
	C%	1,65
	C/N	8,68
	MO%	2,8
	Pt (ppm)	1100,56
	Pa (ppm)	51,61
Bases échangeables	Ca ²⁺ (meq/100g)	16,81
	Mg ²⁺ (meq/100g	6,93
	K ⁺ (meq/100g	2,17
	Na ⁺ (meq/100g	1,86
V%		78,99
C.E.C (meq/100g		35,4

A) Les fractions granulométriques du sol utilisées

Conformément au protocole expérimental établi et par lequel nous voulons caractériser l'évolution de l'azote minéral et du pool d'azote sous l'effet de matière organique dans les différentes fractions granulométriques du sol, et pour une meilleure compréhension des processus de décomposition et d'humification des résidus de récolte, il nous est apparu nécessaire de préciser la technique de fractionnement au plan granulométrique.

La méthode de fractionnement granulométrique du sol est basée sur un simple tamisage du sol à sec et a permis l'obtention de trois fractions bien distinctes (50 μ - 200 μ - 2000 μ) rappelant quelque, peu les différentes classes texturales des sols (F argilo limoneuse, sableuse : sable fin et sable grossier).

Les caractéristiques sont indiquées dans le tableau suivant :

Tableau N° 04 : Caractéristiques biologiques des différentes fractions granulométriques du sol.

Echantillons de sol	C%	N%	MO%	C/N
Fractions 50μ (G1)	0,73%	0,14%	1,25	5,21
Fractions 200μ (G2)	0,55%	0,11%	0,94	5
Fractions 2000μ (G3)	0,35%	0,056%	0,6	6,25

1-2°/ les matières organiques

1-2-1°/ La paille

L'apport organique utilisé dans nos expériences consiste en une incorporation au sol d'une paille de blé, découpée et calibrée et ce avec des doses fixées de façon à atteindre des taux de matière organique dans le sol de 5% et 10%.

Le matériel végétal enfoui dans le sol est constitué de débris végétaux modérément décomposés ; la matière végétale a été broyée et tamisée à fin d'obtenir deux fractions granulométriques distinctes: la fraction $\varnothing=2\text{mm}$ et la fraction $\varnothing=0,1\text{mm}$. On répartit uniformément la matière organique dans le sol à fin de favoriser une stimulation des micro-flores telluriques.

Cette paille incorporée au sol se caractérise sur le plan chimique par un rapport C/N de 52.3 : c'est à dire une matière organique fraîche très faiblement évoluée dont les teneurs en carbone et azote sont comme suit.

Tableau N° 05 : Caractéristiques biologiques de la paille

Type de matière organique	C %	N%	C/N
Paille	48.64	0.93	52.3

1-2-2°/ L'engrais vert

L'engrais vert utilisé est constitué de tiges et de feuilles de blé prélevées au stade épisaison. Ces débris organiques ont été prélevé en plein champ, puis ont été séchés broyés et tamisés.

Au plan chimique l'engrais vert employé se caractérise par un rapport C/N de 16.82

c à d une matière organique améliorante susceptible de stimuler fortement l'activité biologique dans les sols .

Tableau N° 06 : Caractéristiques biologiques de l'engrais vert

Type de matière organique	C %	N%	C/N
Engrais verts	44.08	2.62	16.82

1-2-3°/ Les doses des matières organiques enfouis

Les doses des matières organiques enfouies (paille- engrais vert) dans le sol ont été estimées selon l'abaque RML (Remy et Marin Laflèche. ,1974) ces auteurs ont déterminé les teneurs en matière organique considérées comme satisfaisantes dans les sols et cela en fonction de leur teneur en argile et en calcaire. (Roussel, 2001.)

En tenant compte de ces deux facteurs (% Argile et % Calcaire) ; nous avons considéré le taux de 5% comme une teneur satisfaisante de matière organique dans notre sol (Ann.Rennée Larouche, 1983).une dose double 10% a été définie de manière à tester l'action d'un apport organique quantitatif.

De ce fait; les doses des matières organiques rapportées pour chaque traitement sont déterminées comme suit :

Tableau N°07 : La masse de paille et d'engrais vert enfouis dans le sol.

	Paille		Engrais vert
	Dose1=5%	Dose2 = 10%	Dose =5%
Taux de M.O souhaité dans le sol .	Dose1=5%	Dose2 = 10%	Dose =5%
Taux de MO endogène du sol	2.8%	2.8%	2.8%
Taux de MO à apporter	$5 - 2.8 = 2.2\%$	$10 - 2,8 = 7,2\%$	$5 - 2.8 = 2.2\%$
La quantité de M.O à enfouir	0,655g/25g sol	2,15g/25g sol	0,72g/25g sol

Comme, il a été établi dans le protocole expérimental où l'on dégage l'évolution de l'azote (minéral et organique) sous l'effet de matière organique (paille) dans les différentes fractions, granulométrique du sol ; les doses de matière organique déterminés dans chaque fraction (50 μ -200 μ -2000 μ) sont comme suit:

Tableau N° 08 : Les doses de paille enfouis dans les différentes fractions granulométriques du Sol.

	<i>Fraction 50μ</i>	<i>Fraction 200μ</i>	<i>Fraction 2000μ</i>
Taux de M.O souhaité dans les sols	5,00%	5,00%	5,00%
Taux de MO endogène	1.26%	0.95%	0.61%
Taux de MO à compléter	3.74%	4.05%	4.39%
La quantité de paille à enfouir	1.1176 g/25g	1.2102g/25g	1.31g/25g

1-3°/ L'engrais azoté

L'engrais azoté utilisé dans notre expérience est l'urée ; le plus riche des engrais azotés, de formule CO (NH₂)₂, ajouté sous forme de granules dans le sol ; sa teneur en azote est de l'ordre de 46% ; la quantité d'urée enfouie dans le sol est de : 2 mg d'urée par 25g de sol sec soit l'équivalent de 110 kg/ha ou bien 80 mg/ kg de sol.

1-4°/ Le matériel végétal test

La plante test choisie comme extracteur biologique de l'azote est le ray- grass d'Italie (**Lolium multiflorum**) ; cette plante est utilisée dans l'expérimentation à cause de son utilisation comme plante fourrage et de son aptitude à supporter une série de coupes.

Les graines du ray-grass d'Italie employées présentent une faculté germinative élevée (taux de germination : 60%) de ce fait la densité de semis enfouis dans les pots de 1kg est de 160 mg /kg de sol

II-/ Méthodologie

Cette étude expérimentale relative à l'évolution de l'azote (minéral et pool organique) dans un sol brun calcaire sous l'influence des résidus organique et d'un engrais (Urée), et leur incidence sur le comportement d'une graminée fourragère a été réalisée en conditions de laboratoire et a nécessité l'utilisation de modèles expérimentaux d'incubation distincts (deux modèles en système incubation – percolation et un modèle en incubation simple).Un suivi de la plante a été effectuées au moyen de la méthode des vases de végétation.

Dans les deux modèles d'incubation, les échantillons de sol avec ou sans apport organique sont mis à incuber à une température de $28^{\circ} \pm 2^{\circ}\text{C}$ et l'humidité est maintenue au 2/3 de la capacité de rétention en eau.

Comme, il a été décrit, nous avons adopté quatre dispositifs expérimentaux séparés.

II- 1°/ Modèles d'incubation - percolation

1-/ Schéma du premier dispositif expérimental:

Dans ce dispositif on y suit l'influence des matières organiques (paille – fraction de paille, dose de paille, et de l'engrais vert) sur le processus de minéralisation de l'azote organique ainsi que l'évolution des différents compartiments d'azote organique dans le sol de type brun calcaire

Les traitements adoptés sont les suivant :

Sol- témoin.....3 rép	
Sol - paille (D1).....3rép	
Sol - paille (D2)..... 3rép	
Sol- engrais vert.....3rép	
Sol-P (0.1mm).....3rép	

Avec D1 : dose (5%) de paille = **0,655g/25g sol.**

D2 : dose (10%) de paille= **2,15g/25g sol.**

2-/ Schéma du deuxième dispositif expérimental:

Dans les mêmes conditions expérimentales, un deuxième dispositif a été mit au point et il permet d'étudier l'évolution de l'azote organique et minéral dans les différentes fractions granulométriques du sol (F2000 μ -F200 μ -F50 μ) et cela sous l'influence d'un substrat carboné « la paille »

Pour cela les traitements effectués sont comme suit:

- Sol G1 seul (50μ).....3 répétitions □_--- □_--- □_---
- Sol G1 + paille (2mm).....3 répétitions □_--- □_--- □_---
- Sol G2 seul (200μ)..... 3 répétitions □_--- □_--- □_---
- Sol G2 + paille (2mm)..... 3 répétitions □_--- □_--- □_---
- Sol G 3 seul (2000μ).....3 répétitions □_--- □_--- □_---
- Sol G 3 + paille (2mm)..... 3 répétitions □_--- □_--- □_---

II- 2°/ Modèle d'incubation simple

1-/ Schéma du troisième dispositif expérimental

Dans ce dispositif, le modèle d'incubation adopté est celui de l'incubation simple des sols à l'étuve: (T 28°C - H 80%). On vise à tester l'effet combiné de l'urée et des matières organiques (paille, engrais vert) sur la minéralisation de l'azote organique dans le sol.

Les traitements effectués sont comme suit:

Sol seul.....3rép	□	□	□	□	□	□	□	□	□
Sol - Urée 3rép	□	□	□	□	□	□	□	□	□
Sol-Paille – Urée..... 3rép	□	□	□	□	□	□	□	□	□
Sol–Engrais vert-Urée...3rép	□	□	□	□	□	□	□	□	□

Nous avons procédé conformément au protocole établi à l'extraction des formes ammoniacales et nitriques a diffèrent pas cinétiques lesquels traduisent une certaine activité minéralisatrice dans le sol : 0 – 3 – 7 – 11 – 14 – 21 – 28 – 42 – 56 – 84 jours.

II- 3°/ Culture en vase de végétation

1- Schéma du quatrième dispositif expérimental

Dans ce dispositif, relatif au comportement de la graminée fourragère « ray-grass » en condition de laboratoire ; on vise à quantifier l'azotomasse exportée dans la matière sèche (partie aérienne) chez la plante test, et d'évaluer le rendement de cette plante dans différents systèmes expérimentaux (matières organiques, urée), sur une période de 9 semaines ;Trois coupes ont été effectuées durant cette période et ce , à raison d'une coupe pendant 3 semaines.

Les traitements effectués sont les suivants :

Sol seul.3rép	<input type="checkbox"/> - - -	<input type="checkbox"/> - - -	<input type="checkbox"/> - - -
Sol- Paille.....3rép	<input type="checkbox"/> - - -	<input type="checkbox"/> - - -	<input type="checkbox"/> - - -
Sol – Paille –Urée.....3rép	<input type="checkbox"/> - - -	<input type="checkbox"/> - - -	<input type="checkbox"/> - - -
Sol- Paille G1.....3rép	<input type="checkbox"/> - - -	<input type="checkbox"/> - - -	<input type="checkbox"/> - - -
Sol- engrais vert.....3rép	<input type="checkbox"/> - - -	<input type="checkbox"/> - - -	<input type="checkbox"/> - - -
Sol- engrais vert- urée.... 3rép	<input type="checkbox"/> - - -	<input type="checkbox"/> - - -	<input type="checkbox"/> - - -

II-4°/ Technique d'incubation des sols au laboratoire

II-4-1°/ Technique d'incubation percolation proprement dite :

La technique d'incubation percolation nous permet de suivre et de quantifier l'azote minéral des échantillons de sols mis dans des colonnes de percolation en verre, avec ou sans apport de matières organiques (paille – engrais vert).

La méthode d'incubation percolation est une variante de la technique de Vong et ses collaborateurs (1989) ; Cette technique a déjà été utilisée précédemment par Stanford et Smith (1972) et Mary et Remy (1979) dans leurs travaux de recherche.

L'azote minéral résultant de l'activité microbienne est extrait par une solution saline de KCl puis dosé dans les différents percolats aux points cinétiques adoptés 0 – 3 – 7 – 11 – 14 – 21 – 28 – 42 – 56 – 84 jours. Les sols qui ont été percolés par une solution de KCl (0,1N) et sont par la suite lessivés par une autre solution saline exempte d'azote (Ca, Mg, K.....) et cela pour reconstituer une l'ambiance chimique favorable à l'activité des microflores telluriques.

II- 4-2°/ Technique d'incubation dans des flacons non drainés

A) Principe et intérêt de la technique

La technique simulant l'incubation simple consiste à suivre la minéralisation de l'azote organique du sol avec ou sans apport de matières organiques et à effectuer le dosage de l'azote sous ses deux formes ammoniacales et nitriques aux points cinétiques indiqués et cela sur une période 84 jours.

L'intérêt de ce modèle d'incubation réside dans le fait que les sols placés dans des récipients clos non drainés ne sont soumis ni aux effets du lessivage ni à celui des racines.

L'azote minéral dosé est lié à l'activité de la μ flore ammonifiante et nitrifiante qui assure la production de l'azote mais aussi à l'utilisation de l'azote minéral par les micro-organismes telluriques pour leur propre synthèse.

Cette technique à l'avantage d'éviter complètement les apports et les pertes non biologiques d'azote cependant, elle ne permet en fait qu'une évaluation potentielle de la minéralisation de l'azote dans les sols traité par tamisage, par homogénéisation, et par élimination des racines.

B) Description du dispositif expérimental

La méthode consiste à mettre en place dans des flacons en plastique non drainés des échantillons de 25g de sol tamisé à 2mm, et repartis en 96 échantillons. Nous avons apporté de la matière organique sous forme de paille d'engrais vert et un engrais azoté sous forme d'urée. $[O=C \begin{array}{l} \swarrow NH_2 \\ \searrow NH_2 \end{array}]$

Les échantillons déposés dans ces flacons sont placés dans l'étuve régulée à $28\text{ C}^{\circ}\pm 2$ et dont l'humidité a été relevé à 80% de la CR. Pour ce dispositif, nous avons retenu quatre traitements :

- Sol témoin (3rép)
- Sol - Urée (3rép)
- Sol - paille - Urée (3rép)
- Sol - engrais vert - Urée. (3 rép.)

II - 4-3°/ Etude du comportement de la graminée fourragère (ray-grass)

➤ Technique en vase de végétation

Des échantillons d'un kilogramme de sol séché et tamisé ont été mis dans des pots cylindriques en polychlorure – vinyle (P.V.C) aux dimensions suivantes : diamètre supérieur=12cm, diamètre inférieur = 8cm, hauteur = 13,5cm,

Nous avons incorporé aux sols déposés dans les pots les matières organiques (paille, engrais vert) et l'engrais azoté ; les graines de ray-grass sont enfouies à une profondeur de 3cm et réparties d'une façon homogène sur toute la surface du pot.

L'expérience à été conduite en conditions de laboratoire,et l'humidité des sols a été ajustée à 80% de la capacité au champ, par simple pesée, en arrosant tous les 2 à 3 jours avec l'eau du robinet (analyse en annexe) et cela durant toute la période expérimentale.

Ce dispositif a été utilisé sur une période de deux mois et demi (9 semaines), et durant laquelle nous avons effectué trois coupes successives de la plante test espacées chacune de l'autre de trois semaines.

Le suivi de la plante a porté sur la mesure du poids de matière sèche et la quantification de l'azotomasse (azote exporté) dans la matière végétale.

III-/ Techniques analytiques

1°/ Etude des différentes formes de l'azote organique

1-1°/ Principe :

Après l'extraction des formes minérales d'azote, nous procédons au fractionnement et au dosages des différentes formes d'azote organique et ce à trois intervalles de temps:(0-42-84 jours) c'est à dire au début au milieu et à la fin de la période expérimentale.

Le fractionnement est réalisé en utilisant une technique d'hydrolyse acide généralement adoptée dans différents travaux : Bremner (1965); Janel et al.(1978);Akroum (1985), Barruissio (1990) ; Vong et al (1990); Cheloufi (1991) ; Bensid (1996); Bounouara (1998) ;Cherak (1999) et Zidou (2001).

1-2°/ Aspects généraux du fractionnement de l'azote organique

L'importance de cette étude réside dans le fait que la disponibilité de l'azote minéral pour les végétaux n'est pas liée uniquement aux conditions pédoclimatiques et physico-chimique du sol, mais aussi et surtout aux quantités des formes organiques azotés susceptibles d'être transformés en azote facilement utilisable (Sorensen in Bensid, 1996).

La nature des composés dans les sols peut être déterminée par l'étude des produits d'hydrolyse qui permettent une meilleure connaissance, non seulement des formes d'azote mais également de leur stabilité. Janel et col, (1978).

Cependant, la majeure partie des constituants azotés des sols est sous forme organique ou du moins associée aux composés organiques; les protéines en sont la source principale puisque 20 à 40% de l'azote total du sol se trouvait sous les formes d'acides-amino, 5 à 10% à d'osamines (Bremner, 1965), l'azote des protéines et de leur dérivés (peptides, acides-amino, ammonium) peuvent être engagés dans des liaisons stables avec d'autres composants de la biomasse du sol.

Davies et al (in Janel et col, 1978); ont montré que, dès la lyse des cellules végétales, les tannins vacuolaires sont susceptibles de réagir avec les protéines en formant de véritables complexes.

Cette hydrolyse acide n'est pas sans inconvénients puisqu'elle peut engendrer la néoformation d'ions ammonium (Bremner, 1965); la présence d'azote hydrolysable non identifié, Kai (in Janel et col, 1978), et enfin la formation de composés insolubles au cours de l'hydrolyse, James (in Janel et col, 1978).

Ces artefacts semblent être dus pour une grande part au contact prolongé des produits de l'hydrolyse, très réactifs et instables qui peuvent réagir entre eux ou avec la matrice minérale (Janel et col, 1978).

1-3°/ Technique de l'hydrolyse acide

➤ Aspect biochimique

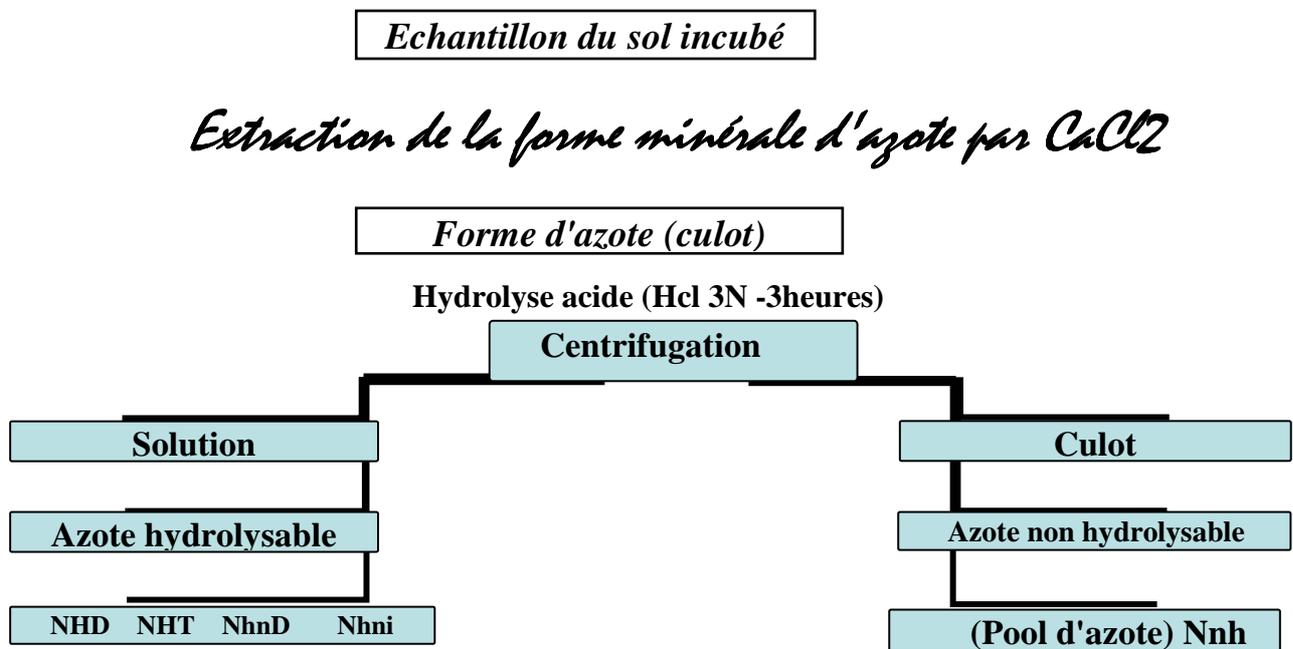
Cette technique correspond à un fractionnement classique des protéines, en employant l'acide chlorhydrique qui correspond en fait à un composé azéotropique lequel peut être facilement éliminé à la fin de l'opération.

En effet, cette technique d'extraction et de dégradation des protéines est utilisée pour l'étude des dérivés organique de l'azote des sols

Le principe repose sur une hydrolyse avec de l'acide (HCl 3N) sous reflux d'un échantillon de sol pendant 3 heures; en s'inspirant de la technique séquentielle décrite par Janel et al (1979).

Après 3 heures, l'hydrolysate est séparé du résidu solide par centrifugation; le surnageant qu'on obtient représente la phase liquide qui est constituée des formes d'azote organique hydrolysable tandis que le culot est constitué de composés azotés ayant résisté à l'attaque acide et représente de ce fait le pool d'azote le plus stable.

Figure N° 07 : Schéma général des différentes étapes d'hydrolyse acide



NHD: Fraction azotée soluble dans l'HCl et distillable (hydrolysable)

NHT: Fraction azotée totale hydrolysable.

Nhd: Fraction azotée hydrolysable non distillable.

Nhni: Fraction azotée hydrolysable non identifier

NnH: Fraction azotée non hydrolysable.

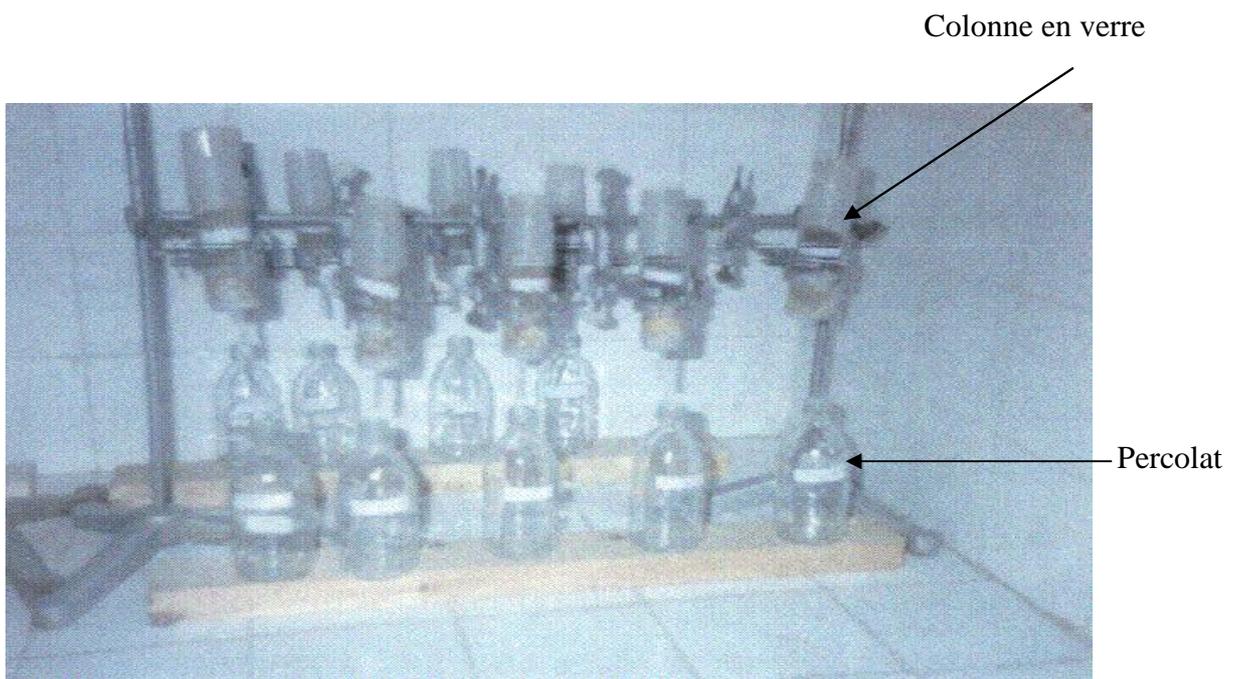


Figure N° 8 : Dispositif expérimental de la technique d'incubation-percolation

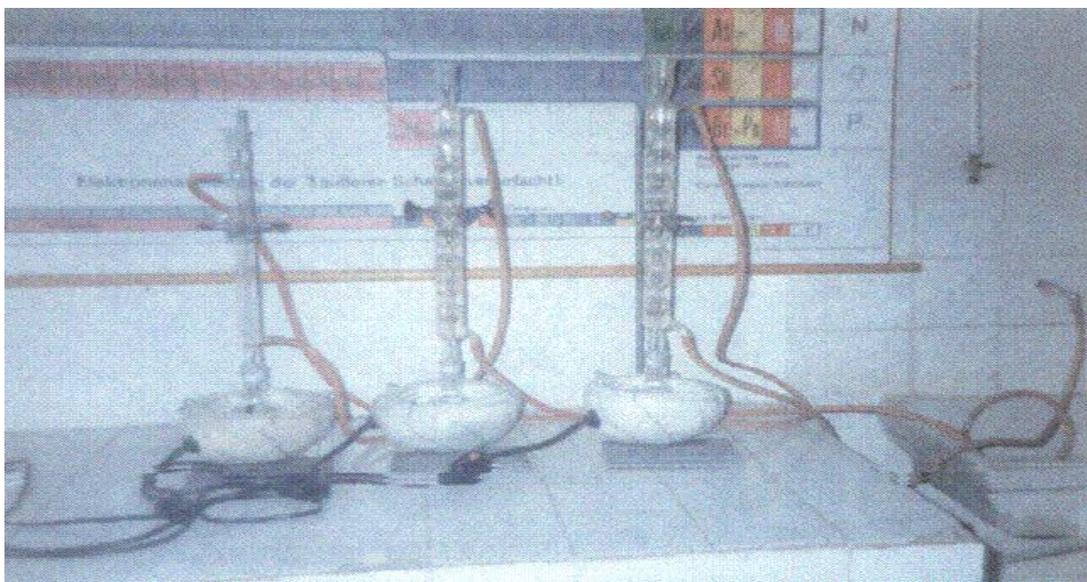


Figure N° 9 : Dispositif expérimental de la technique d'hydrolyse acide.

III-2°/ Méthodes analytiques et dosages

2-1°/ Dosage de l'azote ammoniacal et nitrique (Drouineau et Gouny in Bouneau et Souchier, 1979)

Le percolat récolté, après chaque lessivage et le filtrat après agitation sont soumis à une distillation par entraînement à la vapeur.

L'azote ammoniacal est piégé dans de l'acide borique (2%) en présence d'un indicateur coloré mixte (réactif de Tashiro), et dosé par une solution d' H_2SO_4 (0,05N).

Cependant, l'azote nitrique est dosé en ajoutant à la solution précédente 2g d'alliage de Dewarda qui à la propriété de réduire l'azote nitrique en azote ammoniacal, nous procédons alors à une deuxième distillation dans les mêmes conditions que précédemment.

2-2°/ Dosage de l'azote total

La méthode utilisée est KJELDHAL-Olsen in Aubert (1967)

2-3° / Dosage de l'azote organique

L'azote organique constitue la différence entre l'azote total et l'azote minéral "Norg =Nt -Nmin"; comme on peut s'obtenir par minéralisation selon la méthode KJELDHAL, mais après extraction complète de l'azote minéral.

***Dosages des différentes fractions organiques**

L'échantillon de sol (incubé); équivalent à 1g de sol sec est débarrassé de la fraction minérale par agitation et percolation (1 heure) avec 200 ml de CaCl_2 . Le culot est ensuite hydrolysé avec 20ml d'HCL 3N sous reflux pendant 3 heures de temps.

Par la suite, on effectue une série de centrifugation (3fois) c'est-à-dire un véritable rinçage à l'eau distillée à fin de récolter toutes les formes hydrolysables de l'azote ; ces eaux de rinçage s'ajoutent au surnageant qu'on ajuste à un volume de 150 ml. On dispose alors de la solution d'azote hydrolysable total et du résidu sec correspondant à l'azote non hydrolysable.

Par distillation directe à la vapeur d'une aliquote de 10ml, on obtient la fraction acide soluble et distillable.

Une autre aliquote de 20ml du surnageant est minéralisé selon la méthode KJELDHAL-Olsen, pour obtenir l'azote hydrolysable total (NHT) quant à la fraction dite soluble dans l'acide et non distillable elle correspond à la différence entre l'azote hydrolysable total (NHT) et l'azote hydrolysable distillable (NHD).

La fraction "azote non hydrolysable" (Nnh) s'obtient par minéralisation selon la méthode Kjeldhal ou par différence entre l'azote organique total et l'azote hydrolysable total.

2-4°/ Analyse du végétal

Après coupe, les échantillons du végétal ont été séchés dans une étuve (80°C) pendant 24 heures, et feront l'objet après, pesage et broyage très fin, d'analyse de l'azote total selon la méthode Kjeldahl (in Bremner, 1965).

III-3°/ Autres méthodes analytiques des sols.

*** Le carbone organique**

Le dosage du carbone organique est réalisé par la méthode Anne.

*** La matière organique:**

Elle est obtenue en multipliant le taux de carbone par la facteur 1,72, MO% = teneur en C x 1,72.

*** La granulométrie**

Elle a été effectuée par la méthode à la pipette de ROBINSON qui comprend les étapes suivantes :

- Destruction de la matière organique par de l'eau oxygénée
- Dispersion des argiles par l'héxamétaphosphate de sodium et agitation.
- Prélèvement des argiles et des limons par la pipette de Robinson à une profondeur et à des moments précis.
- Tamisage des particules de sable fin et grossier.

*** La conductivité électrique (CE)**

La CE du sol est déterminé selon le rapport 1/25 (sol-eau).

*** C.E.C et cations échangeables**

Cela consiste à effectuer un déplacement des cations Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+ avec une solution d'acétate d'ammonium et une saturation au KCL, nous dosons les ions NH_4^+ déplacés sont dosés par distillation selon un entraînement à la vapeur.

*** Capacité de rétention en eau**

La méthode utilisée consiste à saturer le sol avec de l'eau et à le laisser réessuyer pendant 48 -72 heures, on effectue par la suite une pesée à l'état humide et une autre à l'état sec. (à la température de 105°C); la différence de poids correspond à la quantité d'eau retenue par le sol.

*** Calcaire total :** Technique calcimètre de BERNARD.

*** Phosphore total :** dosage par colorimétrie (méthode d'OLSEN).

TROISIEME PARTIE
RESULTATS ET DISCUSSIONS

CHAPITRE I

*Influence des matières organiques (paille, engrais vert)
sur l'évolution des formes d'azote dans le sol*

I°/ Effet des matières organiques sur la cinétique de minéralisation de l'azote organique dans le sol

I-1°/ Effet de la paille sur la cinétique de minéralisation de l'azote organique dans le sol

I-1-1°/ Effet de la paille sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans le sol

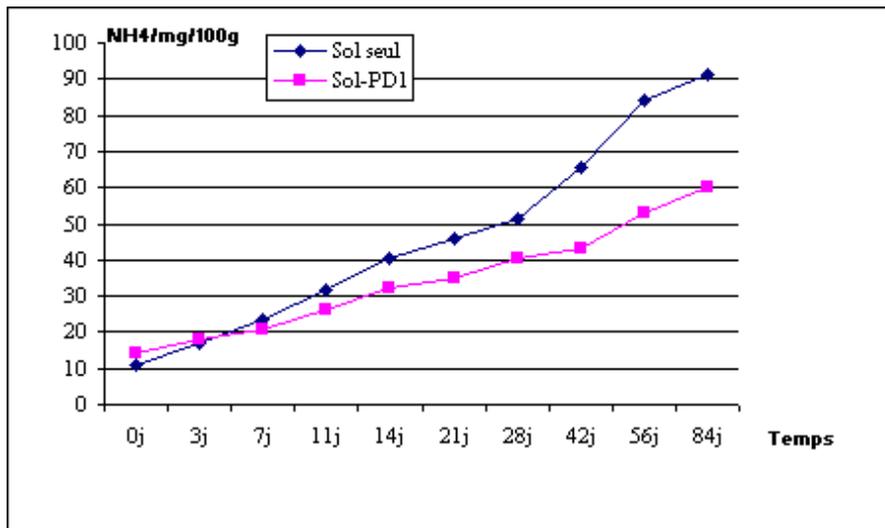
L'analyse des quantités moyennes cumulées de l'azote minéral dans le dispositif I (incubation percolation), représentés sous forme de courbes cumulatives (Fig : 12) révèle, au plan évolutif et, après 84 jours d'incubation dans les conditions expérimentales adoptées, un rythme de minéralisation assez lent en présence de paille additionnée à la dose de 5% et cela en comparaison avec le sol témoin ne recevant aucun apport organique.

Ainsi, sur le plan quantitatif; il s'est minéralisé durant la période allant de 0 à 3 jours d'incubation dans le système Sol- Paille dose (5%) une quantité d'azote minéral très peu différente de celle du sol témoin et les valeurs enregistrées sont respectivement de 43,4 mg et 44,8 mg.

Cependant, la différence notée entre ces valeurs cumulées sur une période de 14 jours d'incubation atteint 20 mg d'azote minéral entre les deux traitements sol seul et Sol- Paille D1.

Du point de vue analytique, cette différence au plan de la production de l'azote minéral percolé dans le système sol – paille dose 5% comparativement au sol seul démontre indiscutablement que l'adjonction de la paille, c'est à dire un substrat carboné à C/N élevé (>50) a induit un phénomène de réorganisation ou d'immobilisation de l'azote minéral, un phénomène que Jacquin et Vong (1991), Cheloufi et Jacquin (2003) et Recous et al ; (1996) avaient remarqué dans leurs travaux.

Cependant, en examinant plus spécialement le rythme de l'ammonification (Fig : 07) ainsi que les quantités cumulées de l'azote ammoniacal enregistrées sous l'effet de la paille, on dénote un phénomène de réorganisation de cette forme d'azote minéral au détriment du processus de minéralisation.



Sol – PD1=Sol - Paille 5%
Temps = nbre de jours

Figure N°10 : Evolution des quantités cumulées de l'azote ammoniacal dans le système Sol -

Paille dose 5%

En effet, au cours de la première décade, nous avons noté la production de 26,6 mg d' NH_4^+ alors que dans le sol seul qui ne reçoit aucun amendement, il y a une production de 31,8 mg d' NH_4^+ . L'analyse du rythme de production et d'évolution de l'azote ammoniacal (Fig : 10) révèle que la paille est loin de stimuler les germes ammonificateurs mais plutôt elle favorise l'activité des germes immobilisateurs dès le début de l'incubation des sols.

Ainsi Méridja, (1995), en incorporant de la paille de blé selon un taux de 3% à un sol calcimagnésique, enregistrait un taux d'immobilisation de l'azote ammoniacal de 42,85% et cela après une semaine d'incubation. Au bout de 84 jours, nous avons enregistré un stock de 60,2 mg d' NH_4^+ ; alors que dans le témoin il est noté 91 mg de NH_4^+ .

L'examen de ces résultats montre une différence significative de l'ordre de 30mg entre les deux systèmes expérimentaux; de leur côté, Jacquin et al. (1991) notèrent un taux d'immobilisation de 17% pour un engrais ammoniacal dans un sol de la région de Lorraine (France), assez riche en matières organiques.

Parallèlement, l'analyse des quantités cumulées d'azote nitrique (Fig : 11) dans le traitement S- Paille dose 5% révèle la prédominance de l'immobilisation et cela s'observe dès le début de la période expérimentale. En effet, nous constatons au cours de la première décade, la production de 46,2 mg dans le traitement Sol – Paille alors que dans le témoin, il est enregistré la libération de 53,2 mg soit un écart de 7 mg d' NO_3^- entre les deux traitements adoptés.

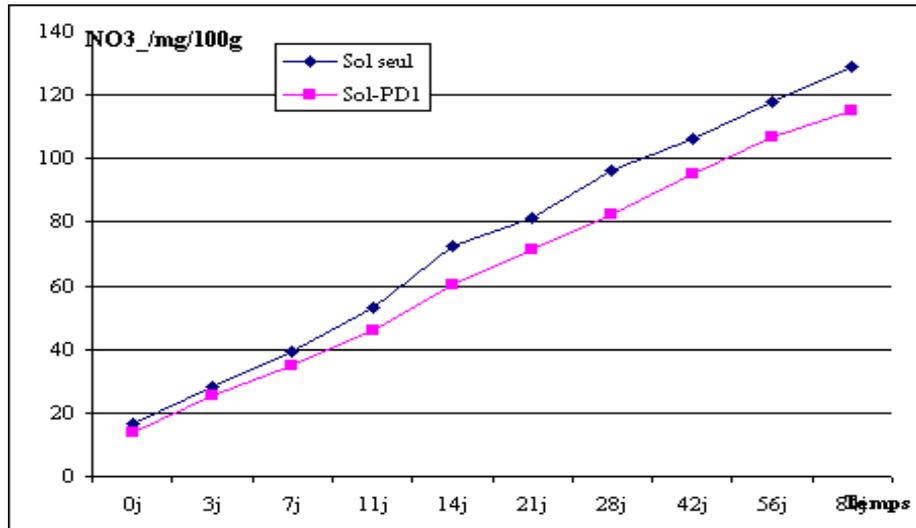


Figure N°11: Evolution des quantités d'azote nitrique dans le système Sol –Paille 5%

Concernant l'importance du phénomène, Méridja, (1995) a enregistré un taux de réorganisation de 70,18% de l'azote nitrique après une semaine d'incubation des sols.

Ce phénomène de l'immobilisation des nitrates se poursuit dans le temps et il est dû à la présence de la matière organique à C/N élevé.

Ainsi, nous enregistrons au bout de 84 jours d'incubation une libération relativement faible de NO_3^- dans le système Sol - Paille dose (5%) : 115 mg alors que dans le sol témoin, il est noté la libération de 128,81 mg soit un écart de 13,81 mg entre les deux systèmes expérimentaux.

Dans l'étude de la dynamique d'un engrais, Jacquin et al (1991) notaient de leur côté un taux d'immobilisation de 8% pour un engrais nitrique.

Plus récemment Cheloufi et Jacquin (2003) en étudiant l'effet dépressif de la paille sur la lixiviation des nitrates ont démontré qu'une tonne de paille peut immobiliser environ 8,5 kg d' NO_3^- .

Au plan écologique, ce résultat met en relief l'effet bénéfique sur l'environnement de ce type de matières organiques (C/N élevé) dans la réduction éventuelle du processus de lixiviation des nitrates et la lutte contre la pollution chimique des nappes souterraines.

Ainsi, l'azote minéral subit sous l'effet de la paille une réorganisation le long de la période d'incubation.

D'après Jacquin et Vong (1990), l'organisation de l'azote minéral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) prend en compte à la fois l'organisation microbiennes et l'adsorption physico-chimique.

Au plan cumulatif, nous observons après 84 jours d'incubation en condition de laboratoire la production d'une quantité d'azote minéral dans le traitement Sol - Paille dose1 évaluée à 175,2 mg.

Cependant, il est noté dans le témoin qui ne subit aucune influence organiques exogène une production de 219.8 mg d'azote minéral faisant ressortir un écart de 44,6 mg entre les deux système expérimentaux.

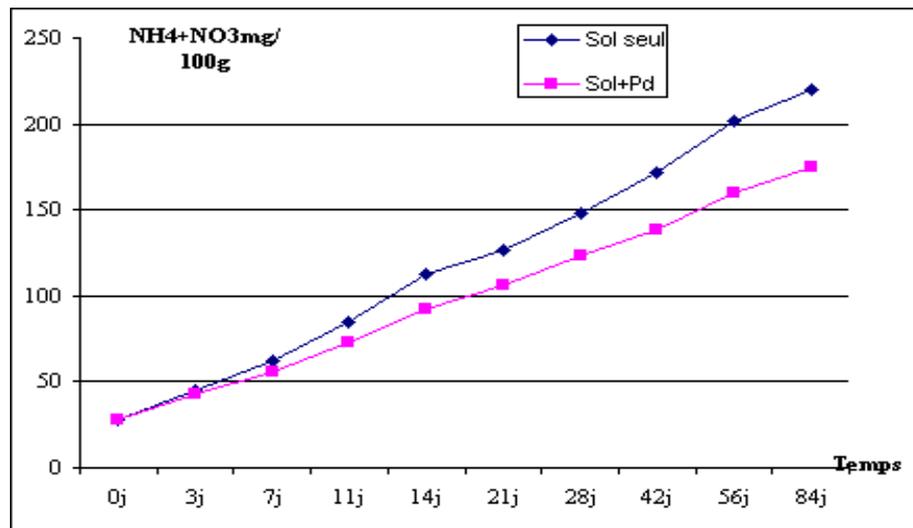


Figure N°12 : Evolution des quantités d'azote minéral dans le système Sol-Paille 5%₁

Plusieurs auteurs comme Remy et Hébert, 1977; Jawson et al, 1986; Recous 1996; Mary et Juste 2001; Jedidi et al 2002; Cheloufi et Jacquin, 2003 ont mis en évidence que l'organisation de l'azote minéral dans le sol lors de l'enfouissement d'un substrat carboné à C/N élevé s'accompagne très vite de l'installation d'une μ flore spécifique dans la décomposition des composés cellulosiques.

Les produits hydrosolubles et cellulosiques qui représentent 75 à 60% du poids de la paille sont une source énergétique pour la biomasse fongique et microbienne, celle ci augmente considérablement sa population et par conséquent immobilise une quantité conséquente d'azote minéral pour leur propre biosynthèse.

I-1-2°/ Effet de la "dose de paille" sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans le sol

L'examen de l'évolution des quantités d'azote minéral dans le sol sous l'effet de la paille (D₂) en fonction du temps, représentés sous forme de courbes cumulatives (Fig : 15) obtenues après 84 jours d'incubation en condition du laboratoire révèle un rythme de minéralisation relativement lent en comparaison avec le phénomène observé dans le sol témoin et le traitement Sol - Paille dose 1.

En effet, au plan évolutif, il est enregistré durant la 1^{ière} décade de l'incubation la libération d'une quantité d'azote minéral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) de 63 mg alors que dans le sol témoin, nous avons enregistré une quantité de 85 mg et dans le système recevant de la paille dose 1 la libération d'une quantité équivalente à 72,8 mg.

Au plan des processus biologiques, il est noté au cours du processus de l'ammonification (Fig : 13) une production assez importante par rapport au sol seul et au sol recevant de la paille dose 1 et qui est équivalente à 23,8 mg et ce au cours de la première semaine d'incubation.

Cette différence marquée dans la production d'azote minéral entre les différents systèmes, exprime clairement la prédominance du processus d'immobilisation de l'azote minéral et ce des le début de l'incubation des sols.

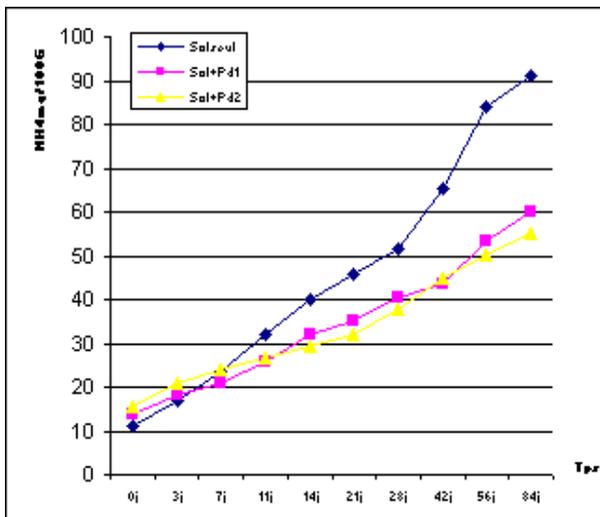


Figure N°13 : Evolution des quantités d'azote ammoniacal dans le système Sol-Paille 10%

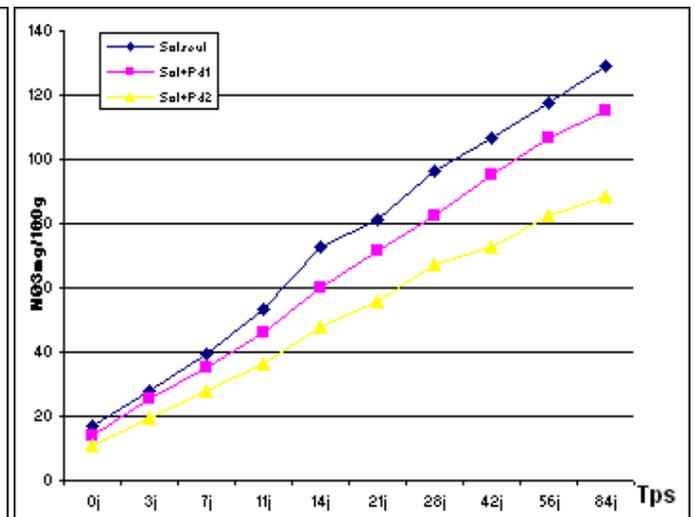


Figure N°14 : Evolution des quantités d'azote Nitrique dans le système Sol-Paille 10%

Sol – PD1=Sol - Paille 5%
 Sol – PD2= Sol – Paille 10%
 Temps = nbre de jours

Cette immobilisation est beaucoup plus marquée pour l'azote nitrique que l'azote ammoniacal. Nous enregistrons au cours de la première semaine d'incubation une quantité de 23,8 mg d' NH_4^+ .

D'après Recous et al. ,(1996); l'incorporation de 8 tonnes de paille/ha provoqua l'immobilisation de 120 kg N/ha, la paille elle même apporte 40 kg d'N/ha.

Cependant, la faible production de l'azote minéral dans le système sol + double dose de paille qu'on observe des le démarrage de l'incubation revient à l'installation d'une microflore spécifique immobilisant l'azote minéral en présence d'un substrat carboné : "la paille" qui a été additionné dans cette étude selon un dosage important (10%).

Ainsi Jacquin et Vong (1990) ont rapporté que l'ajout d'une paille entraîne une réorganisation et dont l'effet croit avec la dose et le niveau de paille apportée.

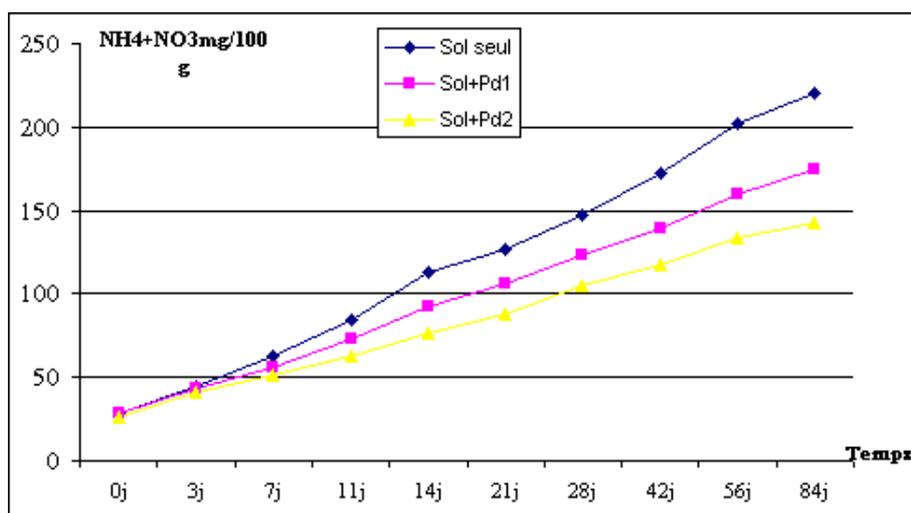


Figure N°15: Evolution des quantités d'azote minéral dans le système S-Paille 10%

Sur le plan cumulatif, nous observons après 84 jours d'incubation une faible libération d'azote minéral dans le système sol- paille 10% et dans lequel, les quantités atteignent un stock de 143,2mg; cependant nous notons dans le sol témoin qui ne subit aucune influence des matières organiques exogènes et dans le traitement sol-paille 5%, recevant de la paille à une dose de 5%, les valeurs respectifs de 219,8 mg et 175,2 mg d'azote minéral soit un écart de (32 mg).

Auparavant Ganry et al ; (1978), avaient mis en évidence un effet dépressif de l'enfouissement croissant des pailles de mil sur les rendements des cultures.

Ainsi la faible production d'azote dans le traitement Sol - double dose de paille peut être éventuellement due aux pertes par dénitrification qui s'accroît au détriment de l'organisation lorsqu'on augmente les quantités de paille ajoutées Redy et al, (1980), Germon et (1981); El Demerdash et Ottow (1983); Batonda et Waring (1984) in Cheloufi et Jacquin, (2003)

I-1-3°/ Effet de la granulométrie de la paille sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans le sol

L'examen des courbes cumulatives (Fig : 18) relatives à l'effet de la taille de la paille ($\varnothing=0,1\text{mm}$) sur les quantités d'azote minéral après 84 jours d'incubation, en conditions de laboratoire révèle un rythme de minéralisation plus intense et un effet très significatif de la taille de ce substrat sur la production d'azote minéral dans les sols.

Cet effet très significatif de la taille de paille est remarqué dès le démarrage de l'incubation (à 0j) par la libération d'une quantité importante de l'azote nitrique de l'ordre de 29,87 mg alors qu'il n'est noté dans le traitement recevant de la paille de granulométrie de 2 mm qu'une quantité de 14 mg.

De ce fait, en conditions aérobies la quantité d'azote minéral observé au début de l'incubation est très importante dans le traitement sol + fraction de paille est de l'ordre de 47,61mg tandis que dans le sol additionnée de paille ($\varnothing=2\text{mm}$) nous avons enregistré une quantité de 28 mg d'azote.

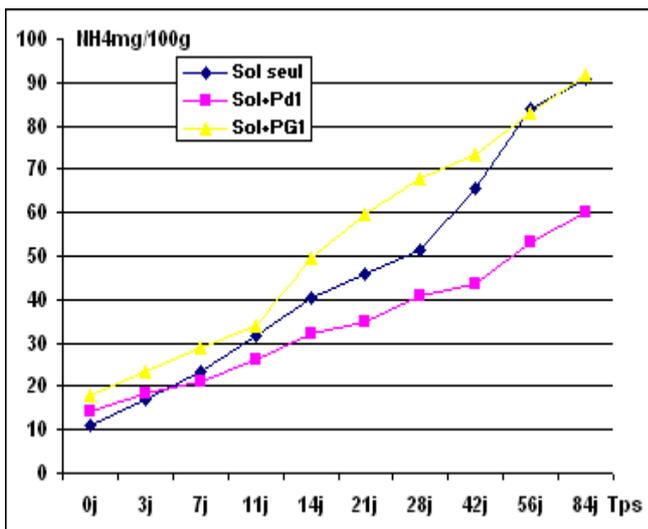


Figure N°16 : Evolution des quantités d'azote ammoniacal dans le système Sol - P($\varnothing=0,1\text{mm}$)

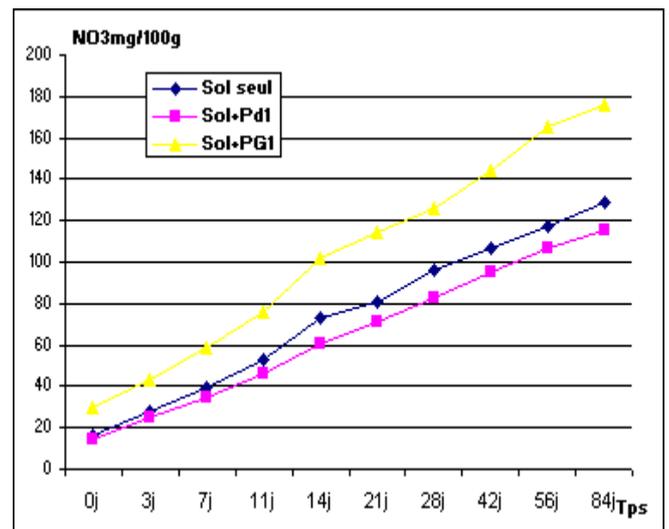


Figure N°17: Evolution des quantités d'azote nitrique dans le système Sol - P($\varnothing=0,1\text{mm}$)

Sur le plan dynamique et quantitatif, il s'est minéralisé durant la 1^{ère} décade de l'incubation une quantité importante d'azote minéral de l'ordre de 109,5 mg en comparaison avec le système sol- paille dose1 :72 ,8.

Ainsi apparaît une minéralisation très intense grandement favorisée par l'addition de la paille dont la granulométrie est inférieure à 2mm.

Dans les observations effectuées Guiraud et Marol ; (1982), avaient qualifié ce phénomène «extra minéralisation» par le "priming effect" qu'ils ont constaté lors de l'addition d'une paille composté et d'un engrais nitrique à un sol brun calcaire.

Sur le plan cumulatif nous observons après 84 jours d'incubation la libération d'une importante quantité d'azote minéral dans le système sol-Paille ($\varnothing=0,1\text{mm}$); qui atteignent un stock de 267, 24 mg.

Cependant nous enregistrons dans le système sol - paille dose 1 la production de 175,2mg; l'écart entre les deux traitements est de 47,44mg.

Il a été démontré en conditions contrôlées, que plus le mélange était intime entre résidu et sol, et plus la minéralisation (décomposition) était rapide. (Sims et Frédrick, 1970 ; Bremner et al, 1991)

Ceci a été également confirmé en plein champ par Darwis, (1993) qui a obtenu un meilleur rendement en incorporant une paille à l'état de particules fines.

Finalement, le broyage suffisamment fin des pailles est un gage d'efficacité: il se produit une augmentation de la surface de contact entre le résidu et la microflore minéralisatrice. Laurent ; (1996)

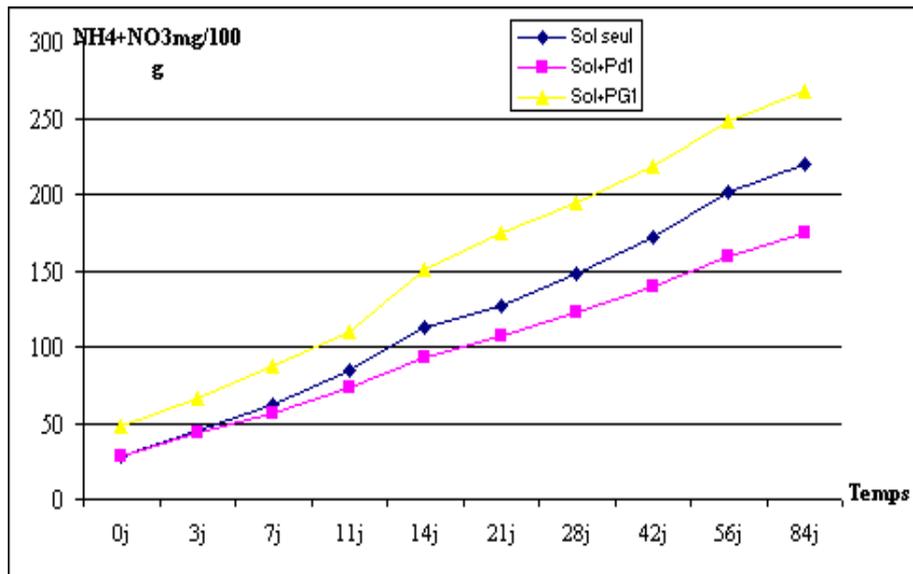


Figure N°18: Evolution des quantités d'azote minéral dans le système Sol - P (Ø=0,1mm)

I- 2°/ Effet de l'engrais vert sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans le sol

Les résultats figurant sous la forme de courbes cumulatives par l'utilisation de l'ajustement graphique (exprimés en mg de $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ en fonction du temps) Fig : 21, nous révèlent après 84 jours d'incubation un rythme de minéralisation relativement plus intense dans le sol amendé par de l'engrais vert comparativement au sol témoin.

Sur le plan évolutif, il s'est minéralisé durant la première décade de l'incubation une quantité très importante d'azote minéral dans le système sol engrais vert : 184,3 mg parallèlement, il se produit dans le système sol témoin la libération de 85 mg d'azote minéral.

Nous constatons que la production d'azote minéral sous l'effet de l'engrais vert est supérieur a celui enregistré dans le sol ne recevant pas d'amendement organique.

Cette significative quantité d'azote minéral produite lors de la première décade de l'incubation est liée à la forte production d'azote nitrique (Fig 20) ; aussi il est noté aussi la libération de 127,3 mg d' NO_3^- .

La nitrification semble donc être favorisée par l'apport des engrais vert celle-ci s'effectue dans le sol sous l'action des bactéries chimiolithotrophes telles que ; Nitrosomonas Nitrobacters etc. qui sont par ailleurs actives à des pH basique et en présence de CaCO_3 (Dommergues et Mangenot, 1970)

Toutefois, lors des processus de minéralisation, la production d'azote ammoniacal (Fig : 19) semble plus faible comparativement à celles de l'azote nitrique d'où la production de 57 mg d'N ammoniacal lors de la première décade dans le système sol+engrais vert alors que dans le sol –seul, il est noté la production de 31,8mg d' NH_4^+ .

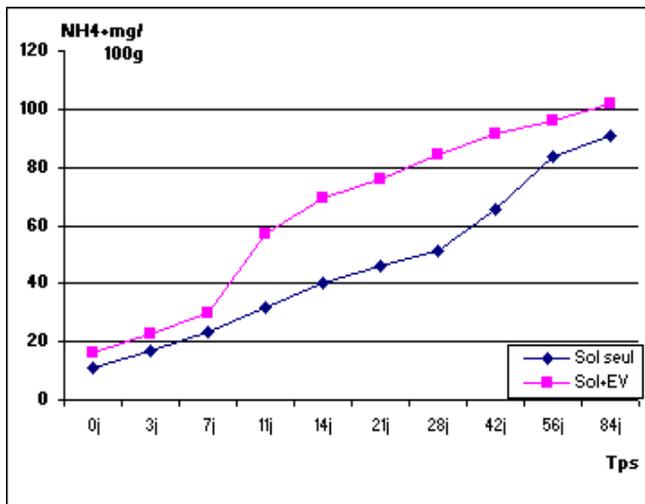


Figure N°19 : Evolution des quantités d'azote ammoniacal dans le système Sol-Engrais vert

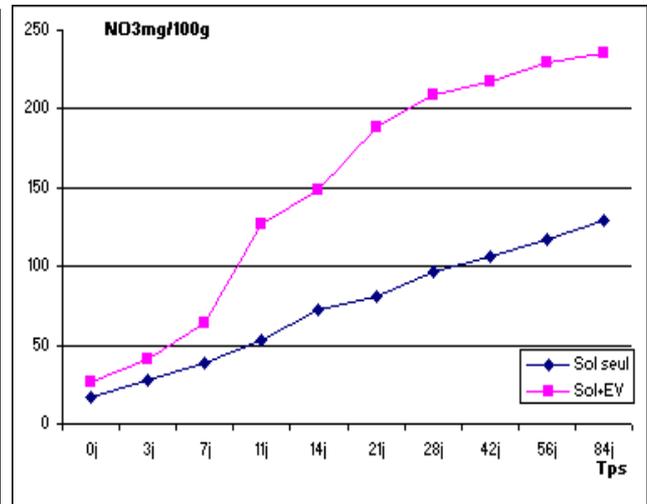


Figure N°20 : Evolution des quantités d'azote nitrique dans le système Sol-Engrais

Ceci semble être dû à un affaiblissement de la fixation des nitrates par le complexe adsorbant, ce qui induit alors une forte lixiviation de ces composés par les eaux ; aussi cette faible persistance dans le sol revient aux caractéristiques de l'azote ammoniacal plus volatiles et la rapide oxydation microbienne de l'ion ammonium en nitrite et en nitrate ainsi une son immobilisation par les microflore qui préfère la forme ammoniacale à la forme nitrique (Dommergues et Mangenot 1970).

Cette production importante de l'azote minéral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) au cours de la première décade correspond à la minéralisation de l'azote organique facilement minéralisable. En effet ce phénomène à été observé auparavant par de nombreux chercheurs (Stanford et Smith 1972 ; Vong et al., 1989).

Cette minéralisation rapide de l'azote organique sous l'influence de l'engrais vert se poursuit avec une amplitude assez importante elle représente environ deux fois plus d'azote minéral que dans le traitement témoin et persiste durant toute la période de l'incubation.

Nos résultats sont conformes avec ceux de Guiraud et Marol ; (1982) qui en incorporant du ray- Grass dans le sol comme engrais vert ont constaté une forte minéralisation des le premier mois de l'incubation qui représente trois fois plus d'azote minéral que dans le témoin.

De son côté Grafin ; (1970) avait constaté une minéralisation très importante dans les sols sous l'effet du ray grass, incubé à long terme comme engrais vert. Cela se manifeste par une forte intensité minéralisatrice des le début.

Auparavant Guiraud et Marol ; (1982) ont rapporté dans leurs travaux que ce phénomène correspond au « priming effect » et l'on peut admettre qu'il a pour origine le développement de la flore minéralisatrice favorisée par l'apport de matière organique riche en azote (C/N faible).

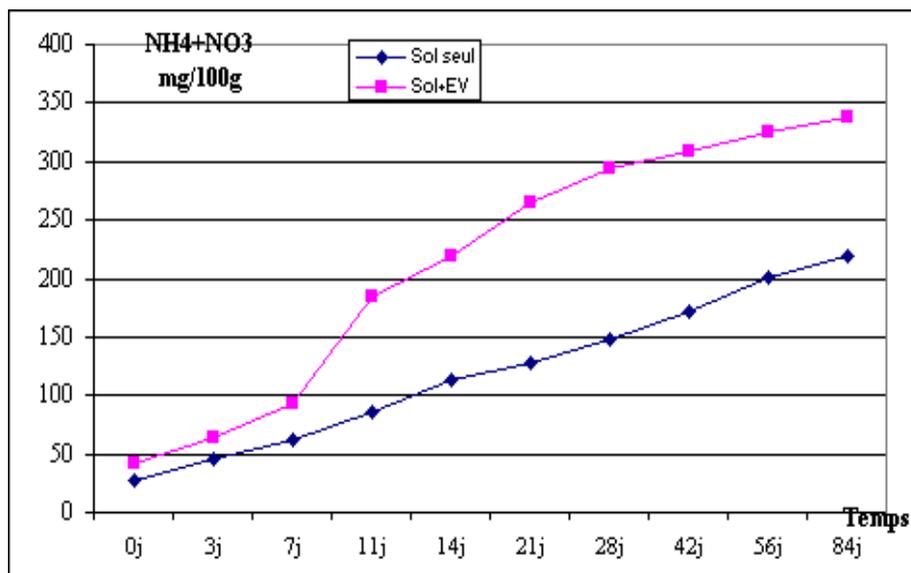


Figure N°21: Evolution des quantités d'azote minéral dans le système Sol-Engrais vert

Sur le plan cumulatif, nous observons en fin d'incubation (après 84 jours), une libération importante d'azote minéral dans le système sol- engrais vert dans lequel les quantités d'azote minéral atteignent un stock de 337,74 mg tout fois, nous notons dans le témoin une production de 219,8mg.

L'étude statistique basée sur l'analyse de la variance et le classement des moyennes (test NEWMAN KEULS) laisse apparaître un effet très significatif de l'engrais vert.

Nos résultats sont en concordance avec ceux de Bounouara, (1996) qui a constaté une extra minéralisation dès la première semaine d'incubation.

Ces considérations suggèrent que les engrais verts ont pour effet d'augmenter le pouvoir minéralisateur de l'azote, contribuant à la formation d'une microflore minéralisatrice très active stimulée par la richesse de ce produit en substances énergétiques.

II°/ Effet des matières organiques (paille, engrais vert) sur l'évolution de l'azote organique et ses différents compartiments dans le sol

II-1°/ Effet de la paille sur l'évolution de l'azote organique et ses différents compartiments dans le sol

II-1-1°/ Effet de la paille sur l'évolution des quantités d'azote organique et ses différents compartiments dans le sol

L'observation des résultats obtenus après 84 jours d'incubation illustrés dans le graphique (Fig : 22-23) du système sol additionné de paille de blé, fait ressortir la prédominance de la forme hydrolysable de l'azote comparativement à la forme non hydrolysable.

Nos résultats sont conformes à ceux observés auparavant par Janel et col, (1978); Akroum, (1985); Bounouara, (1998) et Cherak, (1999) ces derniers ont signalé que la teneur en azote hydrolysable représente plus de 80% de l'azote total.

Concernant, l'effet de la paille sur cette fraction de l'azote organique, nous notons, la formation plus ou moins importante de cette forme d'azote hydrolysable; les quantités notées au démarrage de l'incubation (0j) sont respectivement de 918,4mg contre 349,98 mg dans les systèmes Sol-Paille et sol- seul.

Toutefois, l'effet de la paille ne semble pas se manifester de manière particulière sur la fraction d'azote non hydrolysable ; les quantités enregistrés dans les systèmes Sol-Paille dose 1 et Sol seul sont respectivement 116 mg et 140 mg/100g de sol soit des taux respectifs de 10,64% et 27,13 % de l'azote total.

Cette augmentation de la fraction hydrolysable totale sous l'effet de la paille serait due d'une part à l'azote contenu dans cette matière organique elle même (teneur de la paille en azote:0,93%) et d'autre part à l'activité réorganisatrice de l'azote minéral que les différents groupes microbiens réalisent dans le sol après enfouissement de cette matière organique (C/N élevé) ou encore à des synthèses microbiennes. (Cheloufi et Jacquin, 2003)

Parallèlement, il se produit au cours du temps une diminution des deux fractions (azote hydrolysable total Nht et azote non hydrolysable Nnh) et cela dans les deux traitements Sol seul; Sol - Paille; cette diminution graduelle ne peut être le résultat que de l'activité minéralisatrice des différents groupes microbiens du sol.

En outre, l'effet de la paille va favoriser le développement au sein de cette fraction de l'azote hydrolysable total (Nht) un compartiment azote non distillable (Nnd) relativement important ainsi la quantité d'azote hydrolysable non distillable (Nhnd) atteint 603,4 mg sous l'effet de la paille alors qu'elle n'est que de 87,4 mg dans le sol seul, dans le même temps, l'effet de la paille est peu prononcé à l'encontre de l'azote hydrolysable distillable (Nhd) 315 mg > 262,48mg.

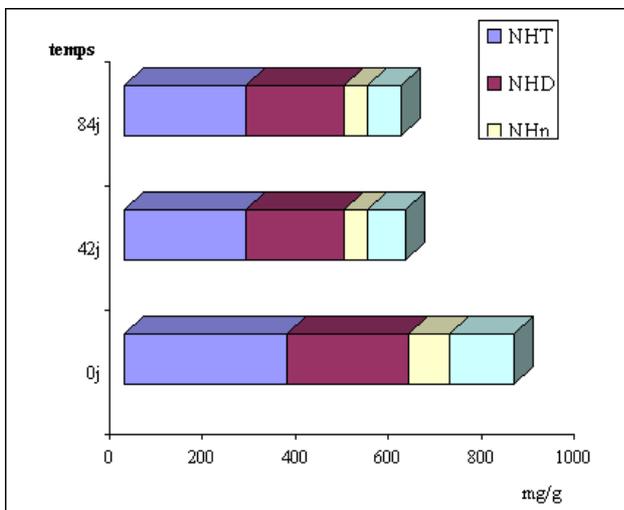


Figure N°22 : Les différentes fractions de l'azote organique dans le système sol – seul
5%

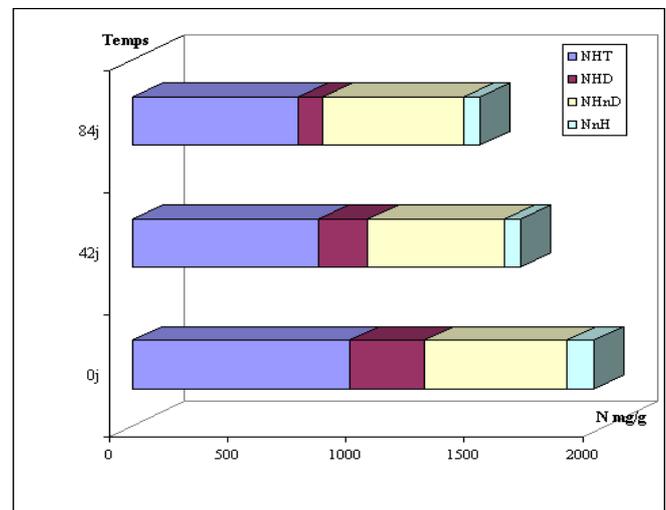


Figure N°23 : Les différentes fractions de l'azote organique dans le système S – Paille dose

Cet azote hydrolysable non distillable (Nhd) est, selon Cheloufi, (1991) assimilé aux protéines microbiennes, ou encore il est issu de la décomposition des substrats organiques (protéines-peptides-amides-amines); c'est en fait le résultat d'une double activité microbienne, d'une part d'une activité de protéosynthèse et une activité hydrolytique à l'encontre de macromolécules protéiques.

II -1-2°/ Effet de la "dose "de paille sur l'évolution de l'azote organique et ses différents compartiments dans le sol

Il ressort qu'à travers l'examen des résultats illustrés dans le tableau de l'azote organique dans un sol amendé avec de la paille à double dose (10%) et illustrés dans la Fig : 24 que des quantités assez importantes ont été produites en comparaison avec celles enregistrées dans le système Sol -Paille à 5% ; les mêmes phénomènes ont été remarqués pour le traitement précédent Sol -Paille dose 1 ; dans le système Sol-Paille dose 2 le compartiment azote non hydrolysable.

En effet , les valeurs moyennes enregistrées en début d'incubation (0j) sont de l'ordre de 1137,48 mg et 918,4 mg respectivement dans les traitements Sol – Paille D2 et Sol – Paille D1 soit des taux de 88% et 65% de l'azote total du sol.

Concernant l'effet dose de paille sur le compartiment azote non hydrolysable (Nnh), il semble que l'apport de la paille à une double dose n'exerce pas d'effet remarquable, les quantités ainsi enregistrées dans les systèmes Sol – Paille D2 et Sol – Paille D1 sont respectivement 104mg et 116 mg /100g de sol soit des taux respectifs de 8% et 27% de l'azote total (Nt).

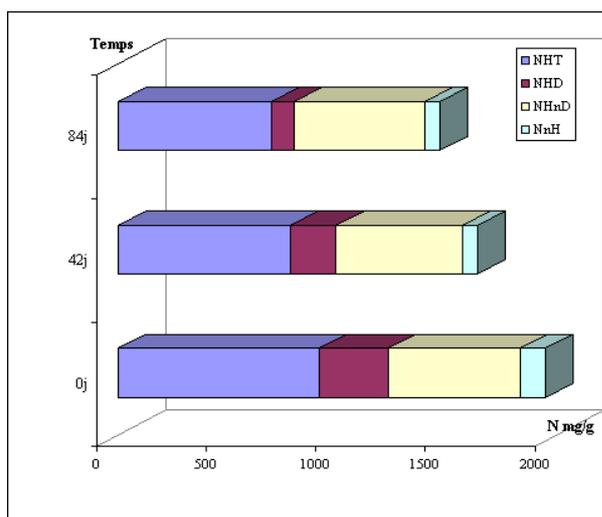


Figure N°23 : Les différentes fractions de l'azote organique dans le système sol – Paille 5%

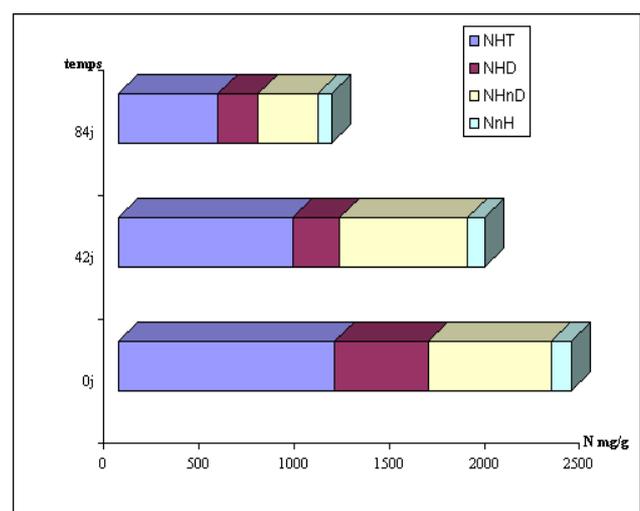


Figure N°24 : Les différentes fractions de l'azote organique dans le système S – Paille 10%

Nos résultats rappellent ceux de Vong et al., (1990) qui ont trouvé que la teneur de l'azote non hydrolysable (Nnh) dans un sol brun lessivé varie entre 10% et 35% de l'azote organique.

Cette différence assez remarquable au plan quantitatif (1137,48 / 918,4) de la fraction hydrolysable de l'azote organique (Norg) sous l'effet de la paille (dose1) et la double dose pourrait être due à l'apport d'éléments azotés par la quantité de paille enfouis ainsi qu'à une activité immobilisatrice (réorganisatrice) effectuée par la μ flore tellurique (Cheloufi et Jacquin 2003).

Au plan évolutif, nous remarquons dans les systèmes Sol- Paille dose 1, Sol-Paille dose 2 au cours de la période d'incubation une diminution des quantités des deux fractions azotés (azote hydrolysable total Nht et azote non hydrolysable Nnh).

Toutefois, l'apport de la paille à double dose a contribué à l'augmentation des quantités d'azote hydrolysable non distillable (Nhnd) ; cette forme d'azote est représentée essentiellement par les amino acides, les autres formes non distillables correspondent aux hexo amines et aux amino-sucre qui ont pour origine les amino-polysaccharides. Akroum, (1985).

Ainsi les quantités d'azote hydrolysable non distillable (Nhnd) atteignent 647,4mg dans le système S- Paille dose 2 alors que dans le système S- Paille dose 1, elle n'est que de 603 ,4 mg de l'azote hydrolysable non distillable (Nhnd).

Au cours de l'incubation, cette quantité d'azote hydrolysable non distillable (Nhnd) connaît une sensible augmentation, et nous enregistrons après 42 jours d'incubation la quantité de 673 mg ces résultats ne peuvent être que l'indice d'une réorganisation microbienne causée par l'incorporation de substrat carboné (paille D2) comme l'avait rapporté Jacquin et al., (1985) ; cette répartition au cours du temps de la forme azote hydrolysable non distillable est liée à la nature des différents substrats carbonés, donc à leur transformation microbienne.

Cette quantité diminue en fin d'incubation et atteint après 84jours une quantité de 489,76mg ; ceci peut indiquer une reprise des processus de minéralisation, et une désamination partielle des sucres aminés et des amino-acides, résultant de l'hydrolyse acide des composés azotés. Vong et al., (1990)

II-1-3°/ Influence de la granulométrie de la paille sur l'évolution des quantités d'azote organiques dans le sol

L'examen des résultats, obtenus après 84 jours d'incubation et représentés par le graphique (Fig : 25) relatifs à l'effet de la taille des particules de la paille ($\varnothing=0,1\text{mm}$), fait ressortir que la forme hydrolysable de l'azote organique est prédominante, comparativement à la forme de l'azote non hydrolysable.

En effet, les valeurs moyennes enregistrées, des le début de l'incubation (0j) dans le système S- P ($\varnothing=0,1\text{mm}$), sont bien inférieures à celles notées dans le système recevant de la paille $\varnothing=2\text{mm}$ (S- Paille dose1); toutefois elle est supérieure à la quantité moyenne enregistrée dans le témoin (Sol seul).

Au plan quantitatif, nous avons enregistré les valeurs de 787,48mg d'azote hydrolysable dans le traitement S-P ($\varnothing=0,1\text{mm}$), soit ainsi un taux de 82% de l'azote total.

Dans le traitement recevant de la paille calibrée ($\varnothing=2\text{mm}$) la valeur enregistrée dans les mêmes conditions expérimentales est nettement supérieure 918,4 mg ; cependant cette quantité représente un taux de 81% de l'azote total du traitement.

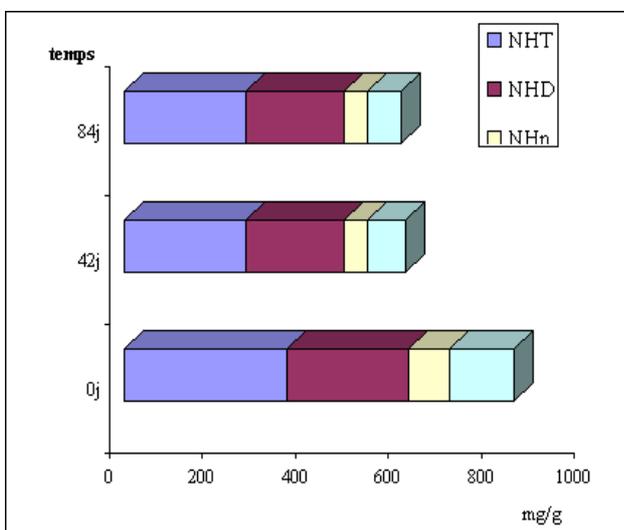


Figure N°22 : Evolution des différentes fractions de l'azote organique dans le système S- seul ($\varnothing=0,1\text{mm}$)

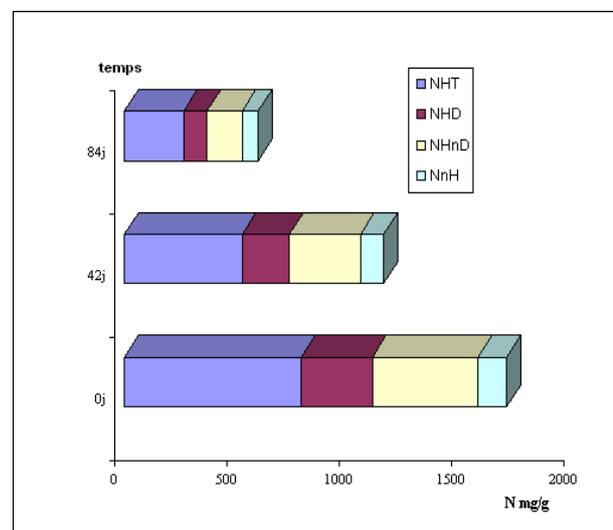


Figure N°25 : Evolution des différentes fractions de l'azote organique dans le système S- P ($\varnothing=0,1\text{mm}$)

Nos résultats corroborent avec ceux de plusieurs travaux réalisés sur ce phénomène.

Ainsi Velly et Longueval, (1979) ; Janel et col., (1978) ; Akroum, (1985) ; Cherak, (1999) et Alfaia, (2006); ont signalé que la teneur en azote hydrolysable représente plus de 85% de l'azote total du sol.

En outre, l'effet de la fraction granulométrique ($\phi=0,1\text{mm}$) de la paille, se traduit par une accumulation de la forme non hydrolysable (Nnh) de l'azote organique, dont la quantité atteint 128mg, soit un taux de 13% de l'azote total. Dans le système sol – paille D1 la quantité moyenne d'azote non hydrolysable (Nnh) est évaluée à 116 mg soit un taux de 10,64% de l'Nt.

Comme l'ont rapporté Velly et Longueval, (1979), l'enfouissement de la paille à un sol tropical a favorisé la création des formes stables de l'azote avec un taux de 12% de l'azote total.

Cette différence au plan quantitatif de la fraction hydrolysable enregistrée entre le système sol- paille G1 et le système sol – paille dose 1 est de 787,48/918,4mg et pourrait être due à une meilleure biodégradabilité de ce substrat et une moindre libération des composés azotés plus ou moins labiles.

Par ailleurs, les mesures de minéralisation et de l'organisation brute par traçage isotopique N^{15} indiquent que des quantités importantes d'azote sont mises en jeu lors de la décomposition du carbone par les microorganismes hétérotrophes du sol. (Aita et Mariotti, 1996)

Au plan évolutif, nos résultats indiquent que la cinétique d'évolution des formes hydrolysables et non hydrolysable se caractérise par une baisse au cours de l'incubation.

Cependant, la fraction fine de la paille semble favoriser l'augmentation de la forme hydrolysable non distillable de l'azote organique.

La prédominance d'une nature protéique, corrélée à son origine essentiellement microbienne, fait que cette fraction représente le siège biologique le plus actif de l'azote organique Jocteur-Monrozier et Andreux, (1981).

Comparativement, au témoin (sol seul), l'organisation de l'azote minéral dans la fraction azote hydrolysable non distillable (Nhnd) en présence de la paille ($\varnothing = 0,1$ mm) est de 472,48 mg dès le début de l'incubation alors que dans le témoin nous enregistrons seulement 87,48mg.

Cette réorganisation de l'azote minéral s'intensifie sous l'influence de la paille à 2mm et nous enregistrons une quantité moyenne de 603,4mg ; et sur le plan biomoléculaire, les amino- acides représentent le siège principal de la minéralisation- organisation ; ce fait est confirmé par les travaux de Vong et al.,(1990) qui ont montré une corrélation hautement significative entre la biomasse microbienne et le compartiment azote non hydrolysable non distillable.

II-2°/ Effet de l'engrais vert sur l'évolution des quantités d'azote organique et ses différents compartiments dans le sol

L'analyse des résultats (Fig :26) établis sur 84 jours d'incubation en conditions contrôlées de température et d'humidité, relatifs à l'effet d'un engrais vert, révèle tout d'abord une prédominance du compartiment "azote hydrolysable" au sein du pool organique de l'azote du sol, en comparaison avec la forme d'azote non hydrolysable (Nnh)

Nos résultats sont en concordance avec les travaux réalisés sur cet aspect ; ainsi Schnitzer (1981) ; Akroum, (1985) et Bounouara, (1996), ont montré que l'azote hydrolysable total (Nht) représente plus de 80% de l'azote total (Nt).

Il apparaît claire que cet effet de l'engrais vert se traduit par une accumulation relativement importante de cette forme d'azote hydrolysable ; les quantités enregistrées au démarrage de l'expérience sont respectivement de 1443,88 mg contre 349,98 mg dans les traitement sol – engrais vert et sol- seul, soit les taux respectifs de 88% et 61% de l'azote total (Nt) du sol. Cependant, cet effet ne semble pas être prononcé sur l'azote non hydrolysable (Nnh), les quantités de cette forme d'azote dans les deux traitements et qui sont de l'ordre de : 140 mg / 100g de sol, sont semblables.

En effet, après 42 jours d'incubation, une augmentation substantielle est enregistrée, laquelle est évaluée à 104 mg/100g de sol dans le traitement sol – engrais vert contre 80 mg dans le Sol- seul.

De son côté, Bounouara, (1998) avait remarqué, après 42 jours d'incubation une sensible augmentation de cette fraction d'azote non hydrolysable (Nnh) qui reste comparable aux flux d'azote observés dans ces compartiments d'azote résistant à l'hydrolyse acide.

D'après Schnitzer, (1990), cette fraction azotée "non hydrolysable" résulte, soit de la condensation de l'azote dans des structures phénoliques, ou encore dans des combinaisons organiques difficilement dégradables.

Plus précisément, cette forte résistance de cette forme d'azote correspond aux associations de type phénol, ou quinone- amino-acide, et hydrate de C-amino-acide, naturels ou encore des composés remaniés par l'action hydrolytique et se caractérise généralement par une certaine labilité vis-à-vis de l'action microbiologique, cela pourrait expliquer les variations quantitatives qui théoriquement correspondent à la fraction la plus stable des composés humiques présents dans les sols.

Une telle élévation de ces formes d'azote azote hydrolysable total (Nht) et azote non hydrolysable (Nnh) par rapport au témoin est vraisemblablement due à la richesse de l'engrais vert en composés azotés azote hydrolysable (Nh) et azote non hydrolysable (Nnh) ; dans notre cas, cet engrais vert contient 2,26% d'azote total (Nt), or cette teneur est de 3,9% dans l'engrais vert utilisé par Bounouara, (1998).

Au plan chimique, cet engrais vert est constitué essentiellement d'azote organique labile et moyennement stable. Il se pourrait également que cette augmentation de l'azote soit liée à une plus grande protéosynthèse microbienne stimulée par une matière organique améliorante (engrais vert).

Par ailleurs, au plan évolutif nous remarquons une diminution graduelle de cet azote organique ; ainsi les quantités d'azote hydrolysable ont évolué de 349,98 à (0j) vers 262,48 mg à (84 j), tandis que dans le sol additionné d'engrais vert la quantité évolue de 1443,88mg à 525mg ; cette réduction de l'azote organique dans le temps ne peut être due qu'à une hydrolyse active, elle-même liée à une stimulation des différents groupes microbiens par l'apport d'un substrat carboné à C/N relativement faible (C/N=16,8).

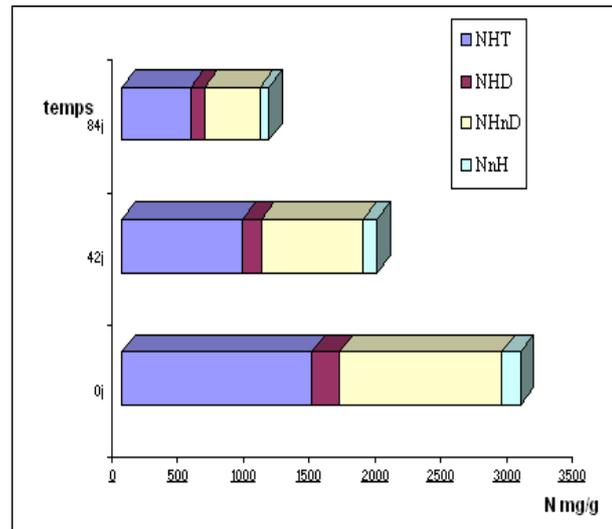
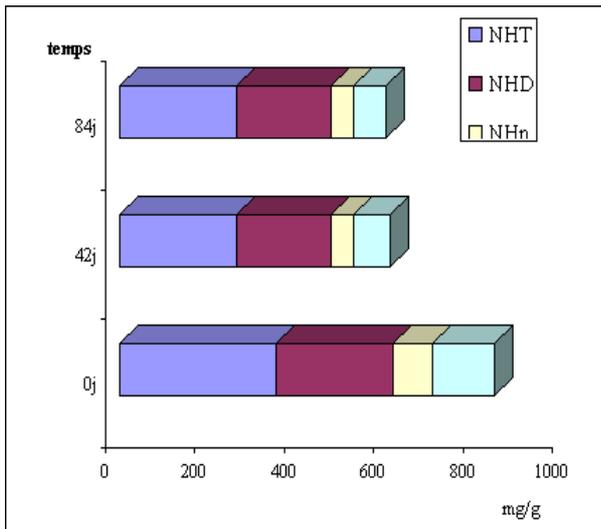


Figure N°22 : Evolution des différentes fractions de l'azote organique dans le système S -seul **Figure N°26 : Evolution différentes fractions de l'azote organique dans le système S- Engrais vert**

Un tel résultat rappelle quelque peu les travaux de Duthil et al., (1981), dans lesquels la matière organique employée est une paille de céréales.

Parallèlement, l'effet de l'engrais vert se traduit au niveau du sol par la dominance de l'azote hydrolysable non distillable (Nhnd) qui est en majeure partie constituée d'acides α -aminés, mais elle contient néanmoins des formes non identifiées. Stevensen in Guiraud, (1984)

Ainsi les quantités de cette forme d'azote enregistrés dans le système sol – engrais vert sont de loin très supérieures (14 fois) à celles observées dans le système sol témoin.

Les différences entre les quantités d'azote hydrolysable distillable (Nhd) et les quantités d'azote hydrolysable non distillable (Nhnd) en faveur du système Sol- engrais verts ne peuvent être que le fait d'une forte activité réorganisatrice des microflore telluriques à l'encontre spécialement des formes ammoniacales ; cette action des μ flore est relancée par l'apport carboné facilement minéralisable en début d'incubation, cela a été observée par Guiraud et Marol, (1982) mais toutefois en proportion moindre (601>370mg).

Dans leurs études ces auteurs ont utilisé du ray-grass comme apport organique pour Jocteur et al., (1981) cette fraction représente le siège biologique le plus actif de l'azote organique dans les sols.

III / Influence comparée des matières organiques (paille, engrais vert) sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans le sol

Les courbes cumulatives (Fig :27), représentant la cinétique de minéralisation de l'azote organique dans le sol révèlent une bonne activité minéralisatrice de l'azote dans le système Sol – engrais vert et cela en comparaison avec les différents systèmes adoptés dans les mêmes conditions expérimentales.

Tableau N°09: Analyse de la variance de l'azote minéral

FACTEURS	S.C.E	DDL	CARRES MOYENS	TEST F	PROBA
VAR. TOTALE	348080.72	49	7103.69		
VAR. FACTEUR 1	106189.47	4	26547.37	30.33	0.0000
VAR. FACTEUR 2	210384.86	9	23376.10	26.71	0.0000
VAR. RESIDUELLE 1	31506.39	36	875.18		

Tableau N°10 : Classement des groupes homogènes concernant l'azote minéral

(Test de Newman-Keuls – seuil= 5%)

TRAITEMENTS	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES
S – EV	213.39	A
S – PG1	156.39	B
S – seul	120.10	C
S – PD1	99.58	C D
S – PD2	84.60	D

En effet, après 84 jours d'incubation l'azote minéral, produit dans les différents systèmes expérimentaux présente l'ordre décroissant suivant : S – EV > S – PG1 > S – Seul > S – PD1 > S – PD2. Cet ordre révèle que la minéralisation de l'azote des amendements dépend de la nature et de la qualité de l'amendement.

Selon certains travaux relatifs au processus de minéralisation et d'organisation de l'azote sous l'effet de matière organique, nous avons remarqué que la minéralisation de l'azote des amendements organiques est en relation avec la nature de l'amendement et sa richesse en azote (Jedidi et al., 1995); par ailleurs, Guiraud (1984) et Jacquin et Vong (1990) ont souligné surtout l'effet du rapport C/N sur les phénomènes bruts; Guiraud (1984) a défini un rapport C/N seuil qui

se situait entre 20 et 25, permettant une minéralisation partielle et rapide et une organisation suffisante de l'azote ; Jacquin et Vong (1990) ont montré que l'addition de doses croissantes de paille (C/N maximum 25) induit moins de vitesse sur la cinétique de la réorganisation brute de l'azote.

On outre, d'autre chercheurs ont soulevé l'effet d'autres caractéristiques des amendements organiques sur la minéralisation de l'azote, notamment la teneur en azote total de l'amendement, les teneurs en lignine, cellulose et hémicellulose et leurs rapports sur la teneur en azote.(Muller et al.1988 ;Douglas et Magdoff 1991 ; Constantinides et Fowenes 1994 ;Jedidi et al.1995 in Jedidi et al.2002).

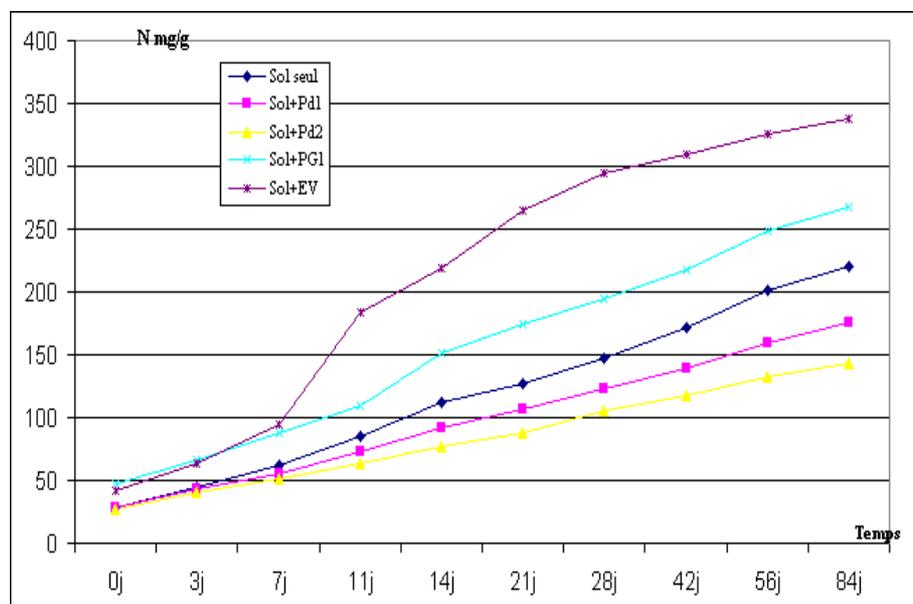


Figure N°27: Evolution des quantités cumulées d'azote minéral dans les systèmes expérimentaux.

Sol seul
 Sol – Pd1= sol – paille 5%.
 Sol – Pd2 = sol – paille 10%.
 Sol – PG1 = sol – paille Ø=0,1mm.
 Sol – EV = sol – engrais vert.

IV°/ Evolution comparée de l'azote organique et ses différentes formes dans le Sol.

Les hydrolyses chlorhydriques (HCl 3N et 6N), sont souvent utilisées pour caractériser les différentes formes de l'azote organique des sols. (Bremner, 1965b ; Decau, 1968 ; Jocteur-Monrozier et Andreux, 1981 ; Egouménidés et al., 1987....)

Aussi elles précisent d'avantage, les comportements biochimiques relatifs à l'organisation de l'azote minéral dans les trois compartiments du pool organique de l'azote. (Cheloufi et Jacquin, 2003)

Dans ce but, on a procédé à un fractionnement hydrolytique (3N), dans 5 systèmes expérimentaux distincts : Sol seul ; Sol- P ; Sol-PD2 ; Sol- PG ; Sol- EV, ces derniers présentent des différences au plan de la distribution des compartiments azotés dans le sol.

IV- 1°) Compartiment hydrolysable de l'azote organique

Les formes hydrolysables représentent généralement la majeure partie de l'azote organique total : plus de 85% ; vue nos résultats représentés par le graphique (Fig : 28) révèlent que les quantités moyennes les plus élevés de ces formes sont enregistrés dans le système amendé par une double dose de paille S-PD2.

En effet, nous notons durant la période d'incubation des quantités relativement importantes d'azote hydrolysable distillable dans ce système S-PD2 : (490- 210) mg soit les taux de 38% à 21,3% de l'azote total.

Toutefois nous enregistrons dans les systèmes adoptés dans ce protocole les quantités moyennes d'azote hydrolysable distillable suivant :

- S- PG1..... (315 -105) mg
- S- PD1..... (315 -105) mg
- Sol- Seul..... (262,48 - 210) mg
- S- EV..... (210 - 108) mg

Par ailleurs, l'analyse statistique basée sur l'analyse de la variance ne fait pas ressortir des effets significatifs entre les différents systèmes étudiés (voir annexes)

Le classement des moyennes effectué par la méthode de NEWMAN – KEULS (5%) laisse apparaître un effet remarquable de la paille (dose et taille) sur l'organisation de l'azote minéral dans ce compartiment (Nhd) de l'azote organique ; alors que l'engrais vert semble constituer le substrat le moins approprié à l'enrichissement de ce compartiment azoté de nature essentiellement ammoniacale ; le classement des moyennes s'établit comme suit :S-PD2 (A)> [S-seul (A-B) > S-PD1 (A-B) >S – PG1 (A-B)] > S-EV (B).

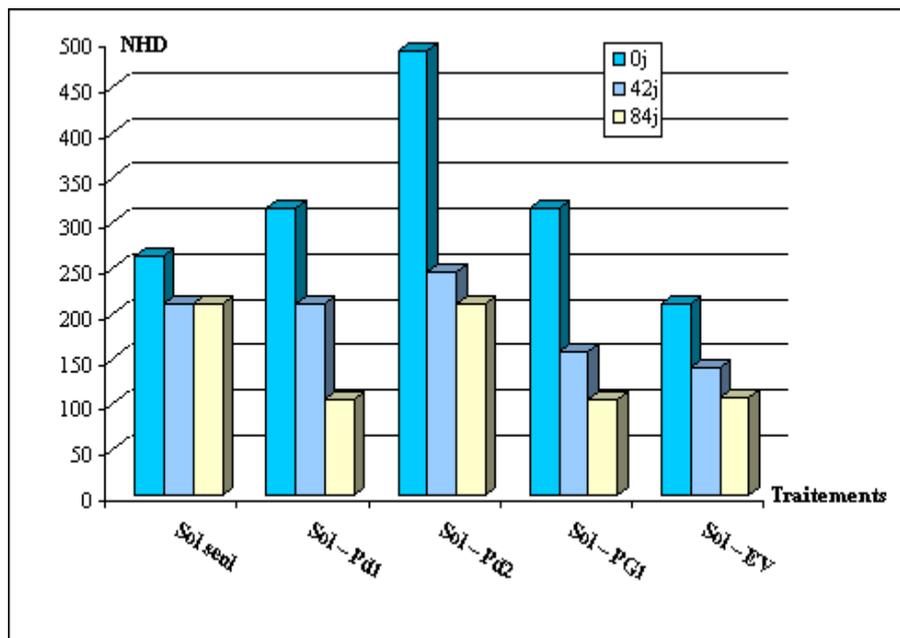


Figure n°28 : Répartition de l'azote hydrolysable distillable (NHD) dans les traitements expérimentaux

IV -2°) Compartiment hydrolysable non distillable (Nhnd)

Cette fraction de nature aminée et biomoléculaire est plus importante dans le système S-Paille dose 1 après 84 jours comparativement aux autres systèmes, comme le démontre le graphique (Fig : 29) ; présentant ainsi des taux de 53% - 66% de l'azote total au cours de la période expérimentale.

D'après Jacquin et al., in Bensid, 1996), la prédominance de l'azote protéique ($N\alpha$ aminée) est due essentiellement à leur origine microbienne et fait de cette forme le siège biologique le plus actif de la matière organique.

Comme l'ont signalé Cheloufi et Jacquin, (2003), l'enfouissement de la paille riche en carbone, induit une rupture de l'équilibre biologique et l'on assiste à une prolifération de la microflore privilégiant l'organisation de l'azote minéral nécessaire pour leur propre biosynthèse.

Les travaux récents à l'aide de N^{15} sur l'étude des mécanismes d'immobilisation et de reminéralisation de l'azote en présence de substrat carboné soulignent l'importance de l'immobilisation de l'azote minéral et son stockage dans la fraction α -aminée démontrant ainsi l'importance du compartiment "biomasse microbienne."(Kai, 1975 ; Guiraud, 1984 ; Vong et al., 1990)

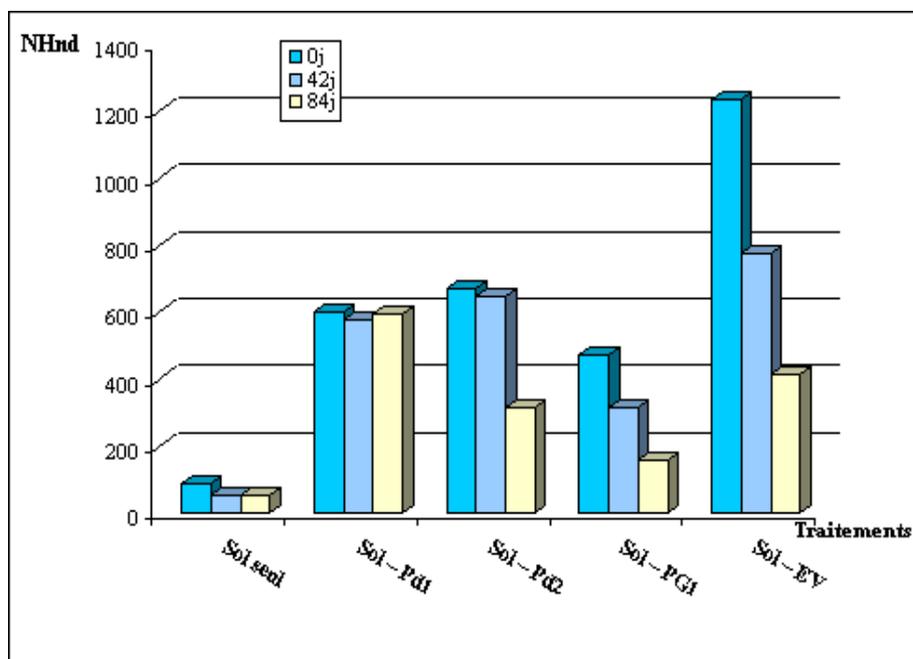


Figure N°29: Répartition de l'azote hydrolysable non distillable (NHnd) dans les traitements expérimentaux.

Cependant, il est noté au début de l'incubation (0j) dans le système recevant de l'engrais vert S-EV une quantité relativement importante d'azote hydrolysable non distillable (NHnd) de 1233,8mg- 417mg soit des taux de 76%- 44%

Comme le démontre l'analyse de variance, nous n'enregistrons pas de différence significative entre les traitements relatifs à la fraction hydrolysable non distillable.

Le classement des moyennes effectué par le test de NEWMAN – KEULS (5%) fait ressortir un effet positif de l’engrais vert et de la paille et de la dose de paille ($\emptyset=2\text{mm}$) sur l’accumulation de l’azote hydrolysable non distillable (Nhnd) dans les sols ; ainsi , le classement s’effectue dans l’ordre décroissant suivant :S-EV (A)> [S-PD1 (A-B) > S-PD2 (A-B)]> S-PG1(B-C) >S- seul (C).

Cette réorganisation, de l’azote minéral dans le sol suite à l’enfouissement de l’engrais vert est principalement liée à la nature des constituants qui entrent dans la composition biochimique des engrais verts enfouis dans le sol.

Ainsi, Vang Praag, in Pesson, 1980 avait signalé que 50% de l’azote organique environ se trouve sous la forme d’acide aminé et que 2 à 5% sont sous la forme d’osamines.

De son côté, Alfaia, (1999), enregistra des taux d’organisation dans trois sols d’Amazonie, Gley peu humique 45,5% ; Oxisol 39% et l’Ultisol 28,5% et cela après enfouissement du ray-grass sur une période de 60 jours d’incubation.

IV- 3°) Le compartiment non hydrolysable

Cette fraction correspond théoriquement à l’azote hétérocyclique résistant à l’hydrolyse acide.

D’après les résultats enregistrés (Fig : 30), nous constatons que la forme non hydrolysable de l’azote organique se trouve en quantité plus importantes dans le système sol-seul et le système sol-engrais vert des le début de l’incubation où nous avons notés les mêmes quantités dans les deux traitements 140 mg.

Cependant, après 84jours d’incubation, ces quantités connaissent une baisse dans tous les systèmes et nous enregistrons les quantités suivantes :

Sol- seul.....	70mg
S- PD1.....	70 mg
S- PD2.....	70mg
S- PG1.....	52mg
S- EV.....	70mg

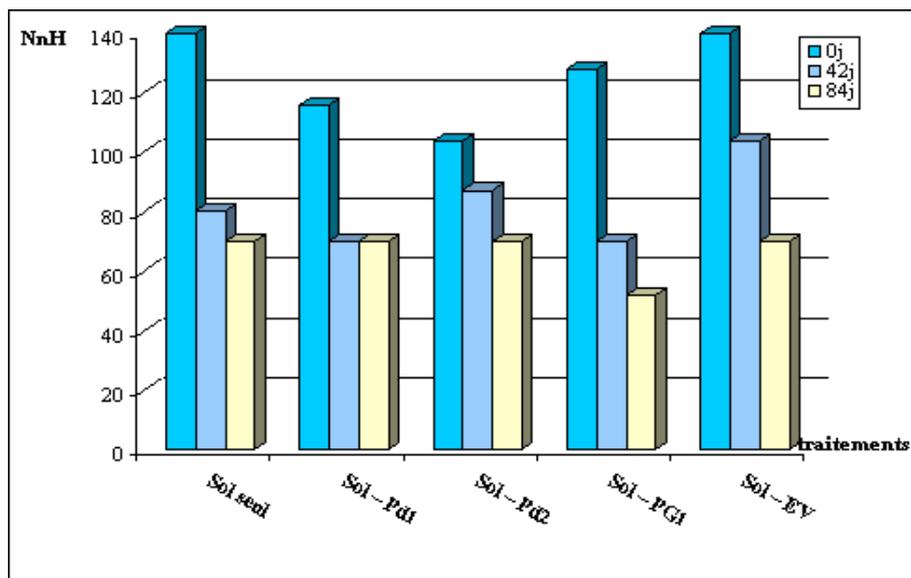


Figure N°30 : Distribution de l'azote non hydrolysable (Nnh) dans les systèmes.

L'analyse de variance n'a montré aucun effet significatif des matières organiques sur ce compartiment de l'azote organique.

En effet, la nature de cette forme (NnH) est encore discutable ; c'est ainsi que, Schmitze et Hindle in Vong et al., 1990, ont prouvé qu'une proportion notable de cet azote hydrolysable se libère sous forme gazeuse après oxydation par l'acide paracétique. Ceci est lié à la nature essentiellement non protéique de cette forme d'azote.

Quant aux différentes combinaisons chimiques pouvant engendrer une résistance à l'hydrolyse acide, elles correspondent essentiellement aux associations de types phénols ou quinone-amino-acide, et hydrate de carbone amino-acides, cette dernière association aboutit à la formation de mélanoidines, composés noirs, qui s'ajoutent au cours de l'hydrolyse à la fraction non hydrolysable. Vong et al., (1990)

Ces faits permettent d'expliquer les variations quantitatives et saisonnières de cette fraction qui correspond théoriquement à la fraction la plus stable des composés humifiés présents dans les sols.

CHAPITRE II

*Influence de la paille sur l'évolution des différentes formes
d'azote dans les fractions granulométriques du sol*

I°/ Influence de la paille sur la cinétique de minéralisation de l'azote organique dans les fractions granulométriques du sol

I-1°/ Effet de la paille sur l'évolution de l'azote minéral dans la fraction fine du sol (50 μ)

La minéralisation potentielle de l'azote organique a été suivie à court et moyen terme dans les trois fractions granulométriques du sol brun calcaire (F50 μ - F200 μ -F2000 μ) sous l'influence de la paille qu'on a décomposé en fraction fine (<50 μ) et en fraction grossière (<200 μ).

De ce fait on a procédé au dosage des quantités d'azote minéral dans les traitements suivants : SG1 seul et SG1- Paille.

Les résultats exprimés sous forme de courbes cumulatives (Fig : 33) après la technique d'ajustement graphique [exprimés en mg de $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ par 100g de fraction de sol en fonction du temps] nous révèlent un rythme de minéralisation plus ou moins lent dans le traitement SG1-P par rapport au témoin SG1 seul.

En examinant les tendances évolutives de la minéralisation de l'azote organique après apport de paille (5%), nous constatons qu'au cours de la première décade il s'est minéralisé dans le traitement SG1- P une quantité de 72,4mg d'azote minéral/100g du sol F50 μ , parallèlement dans le système "fraction 50 μ seul", il se produit la libération de 86,4mg /100g de F50 μ .

Cette faible production de l'azote minéral dans la fraction fine du sol est essentiellement due à l'adjonction de la paille (matière organique à C/N>50), cette dernière engendre un phénomène de réorganisation de l'azote minéral et limite de ce fait sa libération.

En effet, ce phénomène a été observé auparavant par de nombreux chercheurs : Vong et al (1989), Jacquin et Vong (1990) ; Guiraud et Marol (1982) ; Jacquin et Cheloufi (2004), Recous et al.,(2006), Nicolardot et al.,(2001), Jacquin et al.,(1991)...

D'après ces chercheurs, la décomposition des pailles incorporées au sol s'accompagne souvent d'un blocage des processus de minéralisation de l'azote organique et c'est la réorganisation qui prédomine régie par des micro-organismes hétérotrophes. Nicolardot et al., (1997)

Par ailleurs, Jacquin et Vong (1990) ont rapporté que l'action de la structure d'un sol conditionné par une forte teneur en argile correspond au paramètre ayant le plus d'influence sur la cinétique de minéralisation.

Dans le cas d'un composé non azoté comme la cellulose, la phase d'organisation de l'azote minéral du sol s'achève, d'après Mary. (1987), lorsque environ 40% du carbone assimilable est perdu sous forme de CO_2 c'est à dire lorsque la plus grande partie du substrat est dégradée.

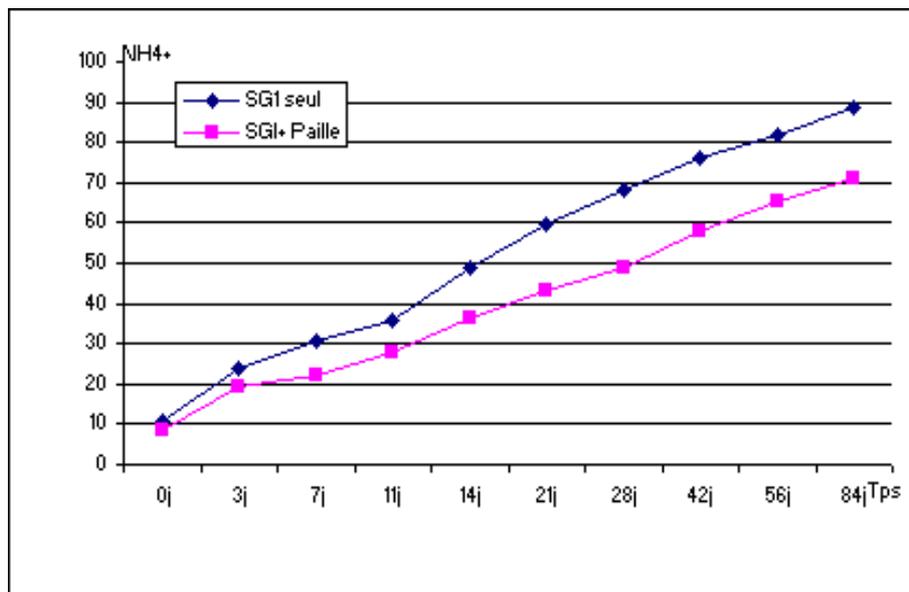


Figure N°31: Courbes cumulatives des quantités d'azote ammoniacal dans le système SG1-Paille

Cependant, l'analyse des quantités moyennes (Fig: 31) de l'azote ammoniacal enregistrées dans la « fraction fine du sol » c'est à dire (Argile +Limon) en présence de paille semblent plus faible comparativement à celles de l'azote nitrique ; ceci semble être due à un affaiblissement de la fixation des nitrates par le complexe adsorbant, ce qui conduit à une lixiviation de ces ions par les eaux.

En présence de paille la quantité d'azote ammoniacal ($\text{N}_{\text{NH}_4^+}$) enregistré au bout d'une semaine d'incubation est de 22,4 mg d' NH_4^+ /100g de la fraction du sol tandis que dans le sol témoin il est noté une quantité de 30,7 mg/100g de la fraction 50 μ .

Ceci traduit indiscutablement l'effet dépressif de l'incorporation de ce substrat carboné sur le processus d'ammonification dans la fraction fine du sol.

Parmi les caractéristiques qui limitent la persistance de l'azote ammoniacal dans le sol on peut citer l'état gazeux qui serait provoqué par la biodégradation de la matière organique.

En effet, nous avons observé que l'azote ammoniacal augmente tout au long de la période d'incubation, et que le processus d'ammonification semble lent dans le traitement SG1- P comparativement au traitement SG1seul. Ainsi, nous notons après 84jours d'incubation des quantités cumulées de 71,13mg d'azote ammoniacal ($N_{NH_4^+}$) et 88,5mg d' $N_{NH_4^+}$, respectivement dans les systèmes SG1-P et SG1 seul. Ces résultats traduisent clairement un effet défavorable de la paille sur l'activité ammonifiante régie par une μ flore immobilisatrice dans la fraction fine du sol.

Parallèlement, l'analyse des quantités cumulées de l'azote nitrique représentées par la (Fig : 32) de la fraction fine du sol et en présence de paille (F50 μ -P) révèle la prédominance de l'immobilisation de cette forme d'azote par rapport au témoin c à d F50 μ seul (SG1).

En effet, nous constatons au cours de la première décade, la production de 44,6mg dans le système SG1-P, alors que dans le témoin qui ne reçoit aucun apport SG1 il est enregistré la libération de 50,4mg soit un écart de 5,8mg d'azote nitrique ($N_{NO_3^-}$) entre les deux traitements adoptés.

Cette différence au plan quantitatif de la production de l'azote nitrique se poursuit le long de la période d'incubation, et au bout de 84 jours nous avons enregistré une quantité relativement faible d'azote nitrique ($N_{NO_3^-}$) dans le traitement SG1-Paille comparativement au sol seul SG1 seul, évaluée à 106,1mg dans le traitement SG1-Paille et 116,2mg dans le traitement SG1 seul.

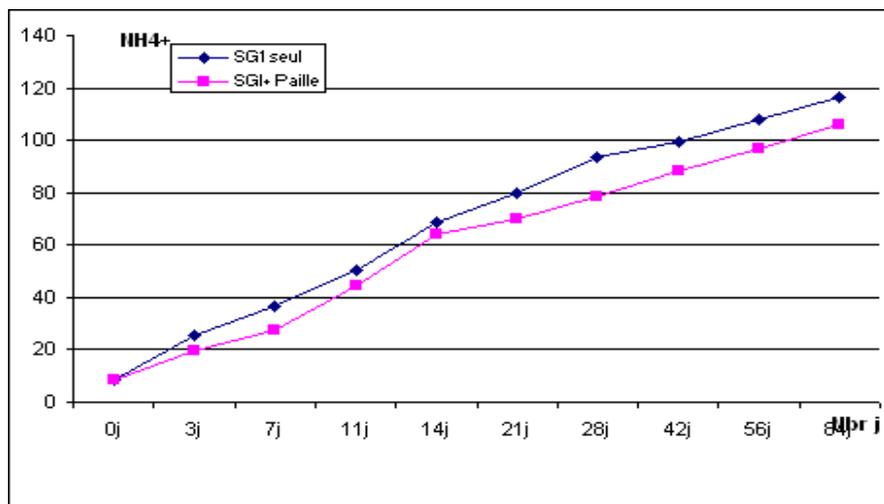


Figure N°32: Courbes cumulatives des quantités d'azote nitrique dans le système SG1-Paille

Au plan cumulatif et après 84 jours d'incubation la quantité d'azote minéralisé dans le système SG1- Paille est bien inférieure à celle notée dans la fraction fine seul. En effet nous enregistrons la quantité de 177,3mg d'Nmin dans le système SG1-Paille alors que dans le sol F50 μ seul, la production d'azote minéral est plus importante dans lequel les quantités atteignent un stock de 204,7 mg.

D'après Kai, (1975) ; Cheloufi, (1991), la nature du complexe organo-minéral est déterminante dans le processus d'immobilisation.

De même, la texture argileuse génératrice d'hydromorphie et d'un ressuyage très lent, entraîne un ralentissement de l'activité microbienne et favorise la dénitrification Craswell,(1978) ; Scaglia et al.,(1985) ;Suerrin,(1986) ; in Cheloufi et Jacquin, (2003) ;Cellier et al.,(1996)

De leur côté et dans les sols à texture fine (Argile + Limon) Redy et al.,(1980) ,Germon et al.,(1981) ; El Demerdash et Ottow, (1983) ; Batonda et Waring,(1984) ont souligné le rôle amplificateur de substrats carbonés labiles dans la dénitrification.

Ces considérations suggèrent que la paille et tout autre type de matière organique à C/N élevé, ont pour effet de diminuer le pouvoir minéralisateur de l'azote dans la fraction fine [argile + limon] du sol et de favoriser la réorganisation des formes minérales (ammoniacal et nitrique) de l'azote.

Mary et Justes. (2001), ont démontré qu'en présence de paille dans un sol de limon, l'azote est réorganisé alors que dans le sol sans paille la minéralisation est régulière et cela sur une période de 12 mois d'expérience.

Nos résultats ont été observés également par Bernart-Reversat et al.,(1999) qui, en étudiant la dynamique de l'azote sous acacia, ont observé que la teneur en azote total du sol dépend fortement de sa teneur en argile qui agit comme système piège à l'égard de la matière organique.

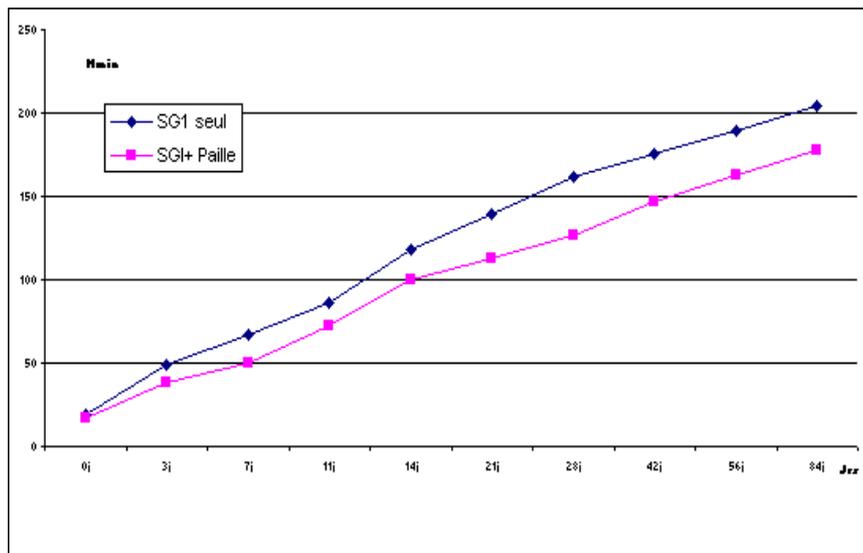


Figure N°33: Courbes cumulatives des quantités d'azote minéral dans le système SG1- Paille

I-2°/ Influence de la paille sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans la fraction grossière du sol (200 μ -2000 μ)

L'observation des résultats cumulés (Fig:34) indiquant la cinétique de minéralisation de l'azote organique de la fraction grossière¹ du sol (200 μ et 2000 μ) additionnée de paille, exprimé en mg d'azote minéral pour 100g de fraction, nous montre une grande minéralisation de l'azote organique dans la fraction (SG₂-Paille) et cela en comparaison avec la fraction "sable grossier" du sol (SG₃-Paille).

En effet, au plan cumulatif, il s'est minéralisé durant la première décade de l'incubation dans le système sable fin additionné de paille (SG₂-P) une quantité de 75,5 mg d'azote minéral alors qu'il se produit dans le système témoin (SG₂ seul) la libération de 86,16mg d'azote minéral soit un écart de 10,66 mg.

Parallèlement, dans la fraction "sable grossier" du sol (SG₃ - P), il est noté une quantité plus faible d'azote minéral, soit un écart de 30,53 mg.

¹ La fraction grossière du sol se compose de sable fin : 50 μ à 200 μ et de sable grossier : 200 μ à 2000 μ représentées dans l'expérimental par SG₂ et SG₃.

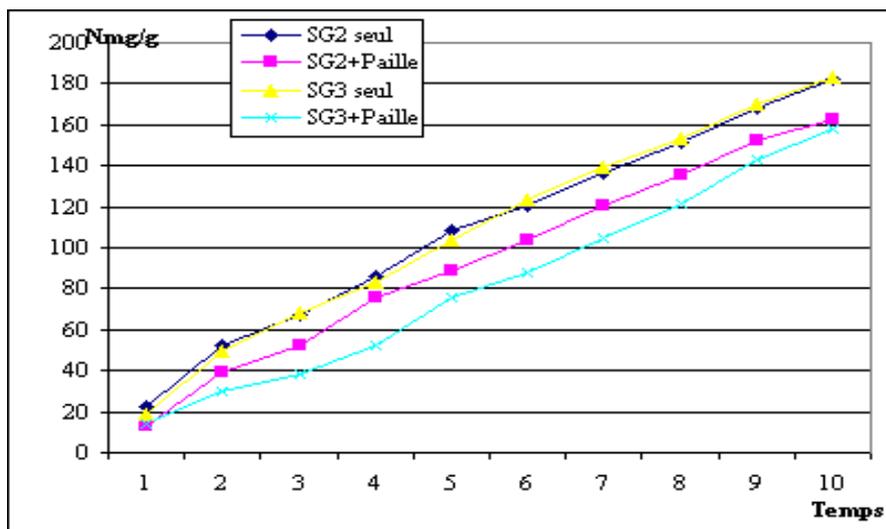


Figure N°34 : courbes cumulatives des quantités d'azote minéral dans la fraction grossière du sol

Ainsi nous constatons qu'au vu des écarts enregistrés entre les différents traitements liés à la fraction grossière du sol une plus grande quantité d'azote immobilisé dans le traitement SG₃-P ; ceci pourrait être due à un potentiel biologique faible de cette fraction, et à sa faible teneur en azote et en carbone, le C/N de la fraction SG₃ est de 6,25, le taux de MO est de 0,6%.

D'après Vong et al (1989), la production d'azote minéral à une période donnée dépend étroitement des conditions climatiques [T°, H] mais est aussi fonction des caractères physiques et chimiques propres des sols.

Cependant, l'analyse des quantités moyennes de l'azote ammoniacal enregistrés dans la fraction grossière du sol représenté par la (Fig:35 -36) en présence de paille révèle la prédominance du phénomène de réorganisation de cette forme d'azote minéral comparativement au témoin.

En présence de paille, les quantités d'azote ammoniacal fluctuent en fonction de la taille des particules dans la fraction grossière du sol (SG₂ et SG₃).

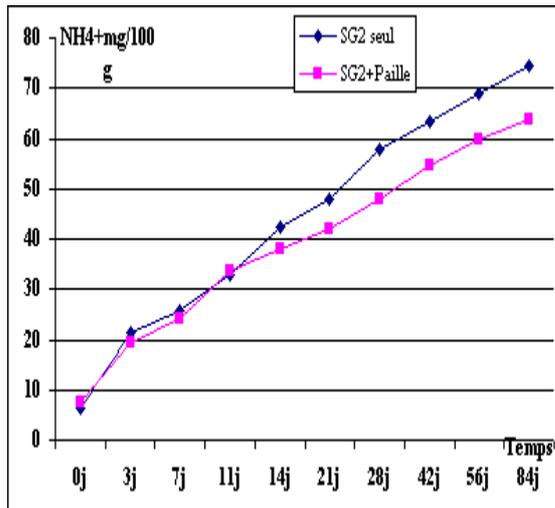


Figure N°35: Courbes cumulatives des quantités d'azote Ammoniacal dans le système SG₂- Paille

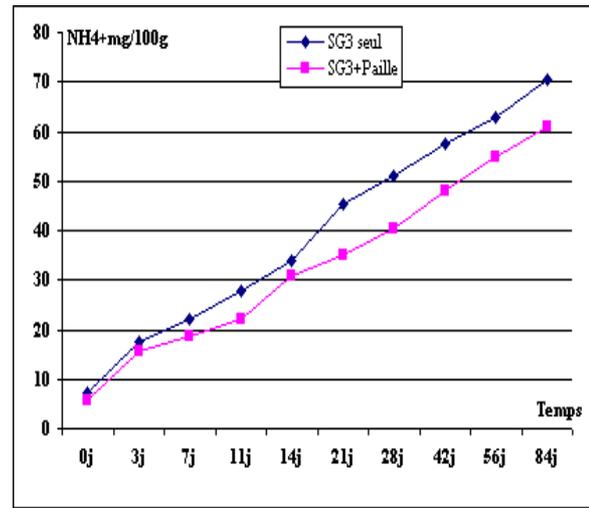


Figure N°36: Courbes cumulatives des quantités d'azote Ammoniacal dans le système SG₃-Paille

En effet après 84 jours d'incubation, nous avons enregistré les quantités respectives de 63,7 mg d' $N_{NH_4^+}$ et 60,9 mg respectivement dans les systèmes (SG₂-P) et (SG₃-P) ; toutefois, dans les systèmes témoins nous remarquons la production de 74,6 mg et 70,6 mg.

Ainsi, les écarts notés entre le traitement seul et le traitement plus paille dans les deux systèmes de la fraction grossière sont similaires : 10,9 pour (SG₂) et 10,3 pour (SG₃).

D'après Jacquin et Vong, (1990), l'organisation de l'azote englobe à la fois l'adsorption physico-chimique (cas des sols à texture lourde) et l'immobilisation biologique (cas des sols à texture légère).

Outre le fait que la forme ammoniacale est utilisée préférentiellement à la forme nitrique par les micro-organismes, elle subit une réorganisation plus élevée que la forme nitrique pour une même quantité de carbone décomposé c'est ce qu'ont démontré Ahmed et al in Mary, (1987) avec du glucose apporté à différentes doses sur plusieurs sols.

Parallèlement, et en observant les valeurs cumulées représentées par les (Fig:37-38) de l'azote nitrique enregistrées dans la fraction grossière du sol, nous remarquons qu'elles sont plus importantes que l'azote ammoniacal.

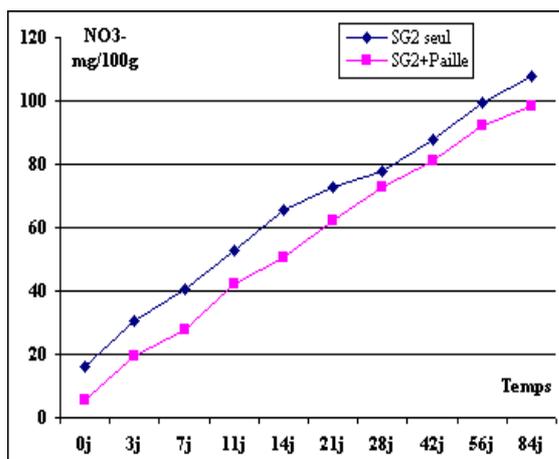


Figure N°37: Courbes cumulatives des quantités d'azote Nitrique dans le système SG₂-Paille

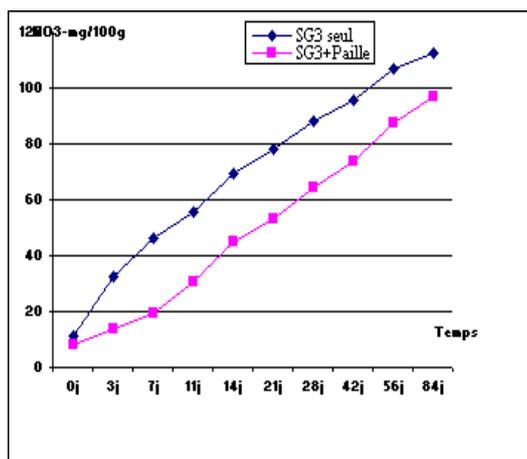


Figure N°38: Courbes cumulatives des quantités d'azote Nitrique dans le système SG₃-Paille

Etant entendu que l'azote nitrique est la forme la plus mobile et directement assimilable par les plantes. Toutefois, nous notons après 84 jours d'incubation une activité nitrifiante légèrement supérieure dans le traitement SG₂-P par rapport au traitement SG₃-P ; ceci se traduit par la libération de 98,6 mg d'azote nitrique (N_{NO3-}) à la fin de l'incubation, tandis que dans le sol (SG₃-P) il est noté une quantité de 97 mg.

Les quantités enregistrées dans les deux fractions grossières du sol en présence de paille sont en deçà de celles obtenues dans les témoins, en effet nous notons les valeurs de 108 mg et 112,39 mg respectivement dans les traitements SG₂ seul et SG₃ seul.

Cette différence au plan quantitatif de l'azote nitrique en présence de paille dans les systèmes adoptés par rapport aux témoins est le résultat d'une immobilisation de cette forme minérale de l'azote due à l'amendement du substrat carbonés à C/N > 50.

D'après Cheloufi et Jacquin, (2003), l'enfouissement d'un substrat carboné (paille d'un précédent orge) dans la rendzine, sol le plus soumis au risque de pollution, a permis de limiter la lixiviation des nitrates d'environ 25% sur une année culturale.

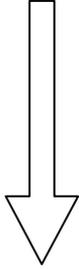
Par ailleurs les intensités d'immobilisation variables selon le type de sol, mettent en évidence l'influence du complexe organo-minéral, en effet les sols les plus riches en carbone et en argile provoquent une plus grande capacité d'immobilisation Cheloufi et Jacquin, (2003).

Au plan cumulatif et après 84 jours d'incubation les stocks d'azote minéral enregistrés sont plus importants dans les témoins de la fraction grossière que dans les systèmes recevant de la paille. En effet nous notons les quantités respectives de 182,66 mg et 183 mg dans les

traitements SG2 seul et SG3 seul alors que dans les systèmes recevant de la paille (SG2-P) et (SG3-P) il est noté les valeurs respectives de 162,3 mg et 158mg ces quantités mentionnent bien l'effet dépressif de la paille sur la minéralisation de l'azote qui semble bien évidemment d'un certain intérêt dans ce genre de sols filtrant et bien aéré.

Morel.R (1996) : a rapporté que la texture des sols est en relation avec la capacité au champ des sols ; des sols à texture grossière ont une faible capacité au champ par contre les sols à texture fine ont une plus grande capacité au champ. C'est pour cette raison que les sols légers (sableux) sont plus sensibles au lessivage des nitrates que les sols lourds (argileux).

Texture du sol	Capacité au champ %	Risque de lessivage
Sable	13,5	Elevé
Sable loameux	21,0	
Loam sablonneux	24,5	
Loam	36,0	
Loam limoneux	33,0	
Argile	40,0	Faible



I-3°/ Influence de la paille sur l'évolution de l'azote minéral dans les différentes fractions granulométriques du sol.

La minéralisation potentielle de l'azote organique a été suivie à court et moyen terme dans six systèmes expérimentaux : (SG1, SG1+P, SG2, SG2+P, SG3 et SG3+P) en conditions de laboratoire où la température est de $30 \pm 2^\circ\text{C}$, l'humidité $\frac{2}{3}$ CR et la durée d'incubation de 84 jours.

Toutefois les courbes cumulatives (Fig : 39) indiquant l'évolution de l'azote minéral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) révèlent une activité minéralisatrice élevée dans les systèmes témoins SG₁ >SG₂>SG₃ et ce par rapport aux systèmes recevant de la paille SG₁- P > SG₂ - P > SG₃ - P.

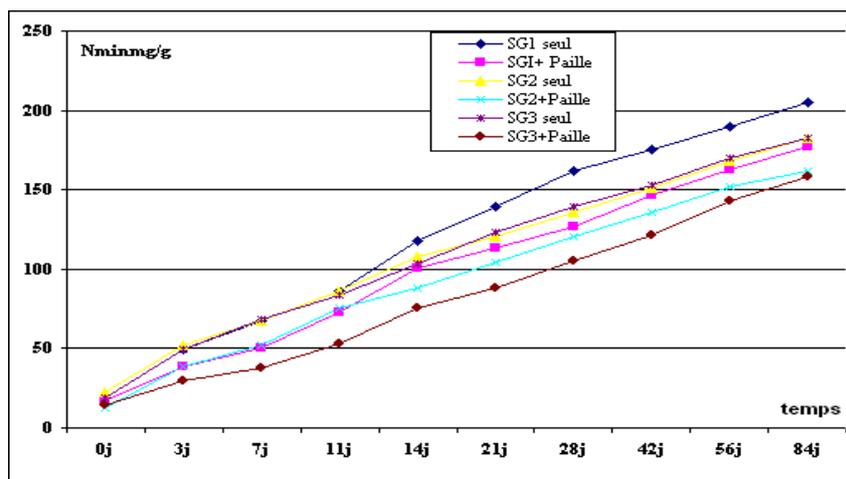


Figure N°39: Courbes cumulatives des quantités d'azote minéral dans les différents traitements.

De ce fait nous notons après 84jrs d'incubation les quantités d'azote minéral cumulées suivantes :

Traitements	Nmin : $(\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)$
SG1	204,7 mg
SG1 -Paille	177,23 mg
SG2	182,66 mg
SG2 - Paille	162,3 mg
SG3	183 mg
SG3 - Paille	158mg

Pour ce qui est de l'importance relative du phénomène, l'étude statistique basée sur l'analyse de la variance fait, ressortir une différence remarquable entre les différents systèmes étudiés.

Tableau N°11 : Analyse de la variance de l'azote minéral

Fac	S.C.E	DDL	CARRES MOYENS	TEST F	PROB
VAR.TOTAL	167184.19	59	2833.63		
VAR.FAC1	9064.20	5	1812.84	45.08	0.0000
VAR.FAC2	156310.17	9	17367.80	431.84	0.0000
VAR.RESIDUELLE	1809.81	45	40.22		

Le classement des moyennes effectué par la méthode “ NEWMAN- KEULS –5%, laisse apparaître l’effet dépressif de la paille sur l’accumulation de l’azote minéral dans les différentes fractions granulométriques du sol ; le classement des moyennes s’établit dans l’ordre décroissant comme suit : SG1 (A) > [SG2 (B) >SG3 (B)]> SG1 - P (C) > SG2 - P (D) > SG3 - P (E).

Tableau N°12 : Classement des groupes homogènes concernant l’azote minéral

(Test NEWMAN- KEULS – seuil = 5%)

Traitements	Moyennes	Groupes homogènes
SG1	121.04	A
SG2	109.53	B
SG3	109.19	B
SG1 - Paille	100.47	C
SG2 - Paille	94.29	D
SG3 - Paille	82.6	E

Ainsi, nous constatons que la plus forte production d’azote minérale se produit dans la fraction fine du sol (Argile +Limon) et particulièrement dans les sols témoins et même dans le sol recevant de la paille de la fraction fine SG1-P.

Cette différence d’activité est sans doute due en premier lieu à la forte teneur en argile, à la teneur en carbone et en azote de la fraction fine (voir tableau : N°13) et pourrait aussi être due à la richesse des fractions en éléments minéraux tels que le Ca^{2+} lesquels stimulent l’activité des micro-organismes minéralisateurs comme l’avait signalé Raju et Zougari, in Bounouara, (1998)

Tableau N°13 : Caractéristiques biologiques des fractions granulométriques du sol

Echantillons de sol	N%	C%	C/N	MO%
SG1<50µ	0,14	0,73	5,21	1,25
SG2<200µ	0,112	0,55	5	0,94
SG3<2000µ	0,056	0,35	6,25	0,6

Ainsi, Feller et al.,(1981) en étudiant la répartition de l'azote dans les différentes fraction (dans un agro système tropical) dans un sol sableux sous l'influence d'un amendement organique (paille de mil) ont noté que l'azote se répartit essentiellement entre les fractions [ML < 2mm de 6 à 26%] et dans la [FL fraction lié < 50µ de 72 à 94%].

De son coté, Akroum., (1985) dans son travail sur la distribution de la matière organique dans les différentes fractions granulométriques extraites a noté que la matière organique (carbone et azote) est principalement localisés dans les fractions (0 – 2µm) et (2 – 20µm).

Ces observations sont en accord aussi avec celles d'Andreux (1971) de Bruckert (1985) ; d'Andreux (1981) ; de Turchneck et Oades (1979) comme l'avait rapporté Akroum. (1985)

Il est établi que les argiles jouent un rôle dans la détermination de certaines propriétés chimiques du sol, notamment la CEC ; la relation entre la teneur en argile et la CEC est étroite Faurie et Bardin, (1979). En effet plus la CEC est élevée, plus il y a de rétention en NH_4^+ , moins la volatilisation est élevée.

Ceci démontre nettement la forte teneur en azote minéral notamment ammoniacal dans la fraction fine du sol.

Parallèlement, Morel, (1996) a rapporté que le taux d'azote du sol augmente avec la teneur en argile comme le souligne le tableau suivant :

Classes d'argiles Teneurs (‰)	Moyennes des teneurs en argiles (‰)	Moyennes des teneurs en Azote (‰)
Moins de 50	33	0,94
51 à 100	82	1,14
101 à 150	126	1,16
151 à 200	174	1,22
201 à 250	222	1,33
> 250	305	1,65

D'après Morel,1996

Il est bien connu que la teneur en matière organique et en argiles varie dans le même sens, et on attribue par ailleurs aux argiles des propriétés de protection des matières organiques contre la dégradation microbienne.

Par une approche globale Delphin (1986), a montré sur 16 sols incubés à 20°C que l'azote minéralisé entre 25 et 300 jrs était relié aux teneurs en azote total et en argile des sols selon des régressions suivantes pour ne citer que les significatives :

$$N_{\text{minéralisable}} = 12,5N_T - 0,056 \text{ Argile\%} + 32,2 \quad (R^2 = 0,86)$$

$$N_{\text{minéralisable}} = 11,6N_T - 0,047 \text{ Argile\%} - 0,62 \text{ Calcaire actif\%} + 34,6 \quad (R^2 = 0,86)$$

De même, Chaussod et al. ,(1986), en travaillant, sur 14 sols incubés à 28°C ont montré que l'azote minéralisé en % entre 0 et 28 jrs de l' N_T était relié à la teneur en argile dans le sol.

Un ajustement linéaire donne la relation :

$$N_{\text{minéralisable}} (\%N_T) = - 0,273 \text{ argile [\%]} + 17,1 \quad (R^2 = 0,885)$$

D'autres chercheurs, par une approche avec modélisation, obtiennent des résultats allant dans le même sens.

C'est le cas de Jones in Catroux et al ;(1987), qui a montré avec un modèle à deux compartiments que l'azote difficilement minéralisable est corrélé positivement à l'argile.

On outre, Herlihy (1979) sur 6 sols avec le modèle de Stanford et Smith (1972), a montré que le produit Nok (où N_0 est l'azote potentiellement minéralisable et k la constante de vitesse) est corrélé à l'argile ; il a noté que le produit Nok représente en fait la quantité d'azote minéralisé par unité de temps au début de la minéralisation.

Dans cet ordre d'idées, l'azote minéralisable dans nos différents traitements varie d'une part selon le rapport C/N de la fraction granulométrique et d'autre part selon le C/N du substrat enfouis (paille)

D'après, Ganry, (1977) l'azote minéralisable dans le sol augmente quand le rapport C/N diminue, le coefficient de minéralisation des différentes fractions granulométriques ou densimétriques de sols (Cameron et Posner,1971 ; Chichester 1969 ; Greenland et Ford, 1964) ou de compost (Suzuki et Kamada, 1976 ; Tester et al. ,1979) augmente aussi lorsque le rapport C/N (et /ou la taille des fractions) diminue.

La fraction organo-minéral présente toujours le plus fort coefficient de minéralisation (Bernhard – Reversât ,1981) et fournit 60 à 80% de l'azote minéralisable total Feller et al., (1981)

II°/ Influence de la paille sur l'évolution des quantités d'azote organique et ses différentes formes dans les fractions granulométriques du sol

II-1°/ Effet de la paille sur l'évolution des quantités d'azote organique et ses différentes formes dans la fraction fine (argile + limon) du sol

II-1-1°/Effet de la paille sur les formes hydrolysables et non hydrolysables de l'azote

Il ressort à travers l'examen des résultats (Fig : 40-41) relatifs à l'effet de la paille (5%) sur les quantités moyennes de l'azote organique et ses différents compartiment dans la fraction fine (argile + limon) de paille (5%) la prédominance des formes azotées hydrolysables comparativement aux formes non hydrolysables de l'azote organique.

Nos résultats sont en concordance avec ceux de Akroum (1985) ; Egouménidés et al., (1987) ; Feller (1995) ; Waneukem et Remy.,(1995) ; et Cheloufi et Jacquin (2003), qui ont signalé dans leur travaux liés à la répartition de la matière organique dans les différentes fractions des sols, une forte teneur de "l'azote hydrolysable" et lequel représente plus de 85% de l'azote organique des sols agricoles.

Concernant l'effet de la paille sur cette fraction hydrolysable de l'azote organique du sol <50 μ , nous constatons que les quantités moyennes enregistrées sont beaucoup plus importantes dans le système SG1-P que dans le système fraction fine seul SG1.

Ainsi, les quantités moyennes notées au démarrage de l'expérience sont de 1312 mg et 1050 mg respectivement dans les systèmes SG1-P et SG1-seul.

Il semble que l'apport de la paille au sol accroît relativement la fraction hydrolysable (Nht) dans la fraction (argile + limon) du sol traduisant en fait l'avènement d'un processus d'organisation de l'azote minéral sous la forme de composés azotés plus ou moins labiles.

En outre, d'après, Velly et Longueval, (1979), l'incorporation de paille à un sol tropical a provoqué un effet plus net sur les quantités d'azote aminé comparativement au système sol sans paille (478/404 ppm).

Selon Feller (1995), la fraction hydrolysable de l'azote organique est constituée de l'azote des acides aminés, des sucres aminés, de l'azote dégradé au cours de l'hydrolyse nommé N-ammonium et de l'azote non identifié.

D'autre part, l'enfouissement de la paille dans la fraction fine du sol laisse apparaître un effet dépressif de ce substrat carboné sur le compartiment non hydrolysable (Nnh) de l'azote organique.

En effet, les quantités moyennes notées dès le début de l'incubation (0j) sont de 106mg et 70mg respectivement dans les systèmes SG1 seul et SG1-P.

A la lumière de ces résultats, il ressort que les formes non hydrolysables se trouvent dans la fraction fine du sol en faibles quantités et sont moins importantes comme l'avait constaté Akroum (1985)

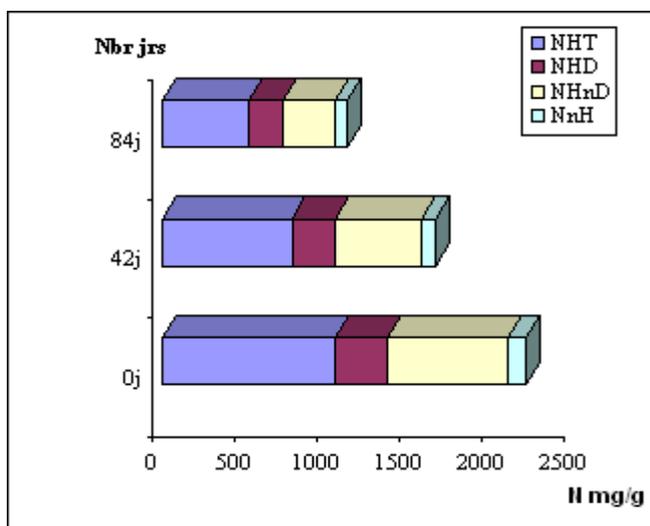


Figure N°40: les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG1 seul Paille

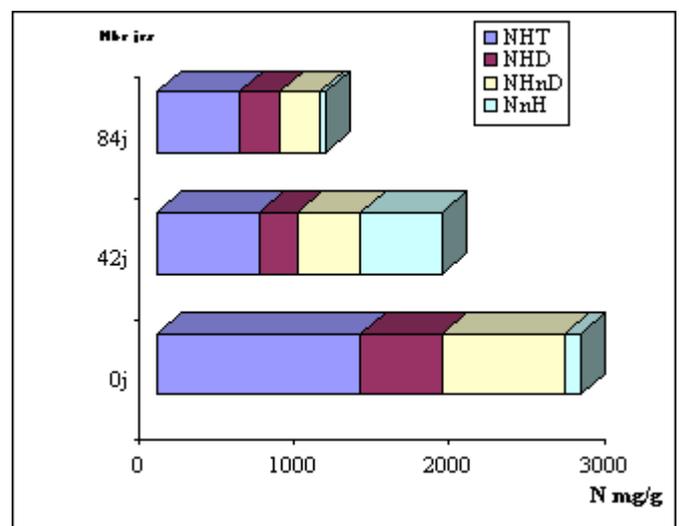


Figure N°41: les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG1-Paille

Cette importante production d'azote hydrolysable (Nht) dans la fraction fine du sol <math><50\mu</math> en présence de paille et sans doute liée à la richesse en azote de ce substrat carbonée, à la teneur élevée en carbone et en azote de la fraction fine (C/N=5,21), mais plus précisément à l'action immobilisatrice des microflore du sol à l'égard de l'azote minéral.

Dans leur travaux, Azam et al.,(1989) avaient noté un faible pourcentage de recouvrement de l'azote réorganisé dans le sol après 112jrs d'incubation, comparativement à l'azote natif du sol ; ils ont souligné qu'une plus grande part de cet azote fixé est libérée sous une forme soluble par hydrolyse acide, et qu'une plus grande partie est attribuable aux amino-acides.

Ainsi, les sols les plus riches en carbone et en azote et en argile sont le siège d'une plus grande capacité d'immobilisation de l'azote minéral. (Jacquin et Cheloufi 2003)

Toutefois, nous observons au cours de l'expérimentation une baisse des deux fractions [Nht et Nnh] de l'azote organique et cela dans les traitements " fraction fine du sol SG1et SG1-P".

Cette baisse au plan quantitatif se traduit par la libération d'une quantité de 34,8mg d'Nnh dans le système SG1-P alors que dans le témoin, il est noté 70 mg ; quant à l'azote hydrolysable (Nht) nous avons enregistré la même quantité dans le système SG1-P et dans le témoin SG1.

II-1-2°/ Effet de la paille sur les formes de l'azote hydrolysable (distillable et non distillable).

L'examen des graphiques (Fig : 40-41) relatifs a révélé que l'adjonction de la paille à la fraction fine du sol (Argile + Limon) favorise considérablement la production de l'azote hydrolysable non distillable (Nhnd) ; ce compartiment de l'azote organique correspond en fait à la différence entre l'azote hydrolysable total (Nht) et l'azote hydrolysable distillable (Nhd) Waneukem et Remy,(1995) ; il est constitué essentiellement d'amino-acides. Kai,(1975)

Selon Guiraud (1984) ; Jacquin et al.,(1985) et Vong, (1987) ; cette fraction représente un système biologique dans lequel se produit les processus d'organisation et de reminéralisation de l'azote.

En effet, nous notons au plan quantitatif, que les teneurs moyennes d'azote hydrolysable non distillable (Nhnd) enregistrées dès le début de l'incubation varient selon le traitement considéré et sont de 738mg d'azote hydrolysable non distillable (Nhnd) et 788mg/100g de fraction respectivement dans le système SG1 et le système SG1-P, ce qui constitue des taux respectifs de 62,8% et 55% par rapport à l'azote total de la fraction.

Cette augmentation de la teneur en azote hydrolysable non distillable semble se produire sous l'effet des germes protéolytiques assez actifs ; en ce qui concerne l'effet des matières organiques sur l'évolution des différentes fractions de l'azote, Akroum, (1985) avait constaté aussi que cette fraction « azote hydrolysable » était importante sur le plan quantitatif et elle variait de 75% (sol témoin) à 85% (sol sous pelouse).

Cette répartition des formes d'azote organique au cours du temps semble liée à la nature du substrat ainsi qu'à la texture du sol, mais plus particulièrement à la cinétique de leur transformation par voie microbienne (Ladd et al.,1977 ; Sorensen,1981)

Cependant, cet azote hydrolysable non distillable semble très labile puisqu'on le trouve en totalité dans l'hydrolysate dès les premières heures Feller, (1995)

De tels résultats sont en accord avec les observations de Kai, (1975) qui avait constaté que cette fraction de l'azote l'hydrolysable possède un turn-over aussi rapide que celui des amino-acides et que sa minéralisation s'effectue facilement dans le sol.

Aussi, la production d'ammoniaque au cours de l'hydrolyse acide semble être en rapport avec la teneur en minéraux des différentes fractions, ce qui pourrait confirmer une désamination due aux argiles évoquée par Parson et Tinsley, (1975)

Dans le même ordre d'idées, Jocteur -Monrozier et Andreux, (1981) ; ont considéré la production d'ammoniaque comme un indice d'instabilité chimique des produits azotés.

Au plan évolutif, il est remarqué après 84 jours d'incubation, une baisse des teneurs d'azote hydrolysable non distillables (Nhnd) dans les systèmes SG1 et SG1-P qui se traduit par la production des quantités de 316 mg et 263 mg respectivement dans les systèmes SG1 et SG1- P, dans le même sens, les taux par rapport à l'azote total sont respectivement de 39,5% et 35%.

Du fait, que la fraction hydrolysable non distillable (Nhnd) englobe essentiellement la biomasse microbienne, on peut préciser que l'azote minéral a été majoritairement organisé à l'intérieur des corps microbiens.

Ce fait, souligne toute l'importance du compartiment (Nhnd) dans les deux processus opposés qui sont l'immobilisation – reminéralisation de l'azote (Chaussod et Nicolardot, 1982)

II-2°/ Influence de la paille sur l'évolution des quantités d'azote organique et ses différentes formes dans la fraction grossière (<200 μ) du sol

II-2-1°/ Effet de la paille sur les formes hydrolysables et non hydrolysables de l'azote

Les résultats obtenus à partir du fractionnement hydrolytique selon la méthode (Bremner 1965) de notre échantillon de sol (fraction grossière) en présence de paille sur une période de 84 jours d'incubation indique des potentiels et des cinétiques de minéralisation des réserves organiques azotées différentes, ceci dépend étroitement des caractéristiques bio physico-chimiques des sols.

En effet, l'analyse des résultats représentés par les (Fig : 42, 43, 44, 45) fait apparaître à première vue, la prédominance des formes azotées hydrolysables par rapport à la forme non hydrolysable dans la fraction grossière du sol ; qui est essentiellement constitué de sables fins SG2<200 μ et de sables grossier SG3<2000 μ .

Par ailleurs, les quantités moyennes d'azote hydrolysable total (Nht) enregistrées dès le début de l'incubation (0j) sont beaucoup plus importantes dans les systèmes SG2-P et SG3-P en comparaison avec les témoins SG2 et SG3.

En effet, au plan quantitatif, les teneurs moyennes d'azote hydrolysable total notés dans les systèmes SG2-P et SG3-P sont respectivement de 2100mg et de 1908mg d'azote hydrolysable total (Nht) soit des taux respectifs de 87% et 90% de l'azote total du sol ; les teneurs moyennes produites dans les systèmes témoins de la fraction grossière du sol SG2, SG3 sont cependant de l'ordre de 787mg et 1443,72 mg soit ainsi des taux respectifs de 82% et 94% de l'azote total du sol.

Nos résultats semblent indiquer que l'azote organique qui se trouve dans la fraction grossière du sol est en grande partie non humifié, c'est à dire hydrolysables et qu'il se trouve à l'état moléculaires protéiques non condensés avec les composés phénoliques (Egouménidés et al., 1987)

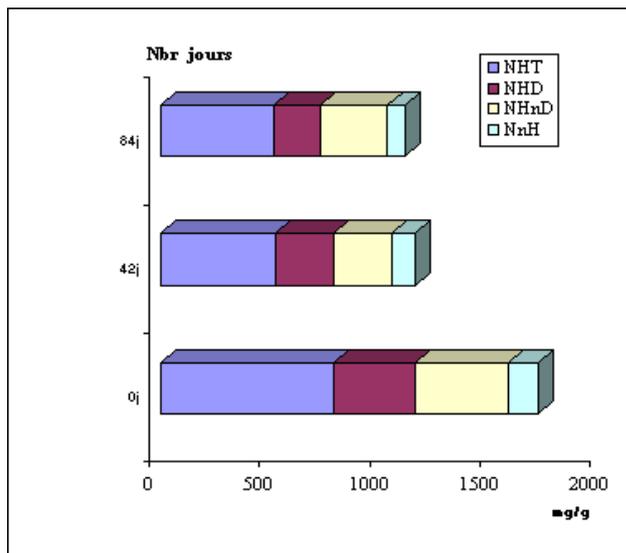


Figure N°42: les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG2 seul

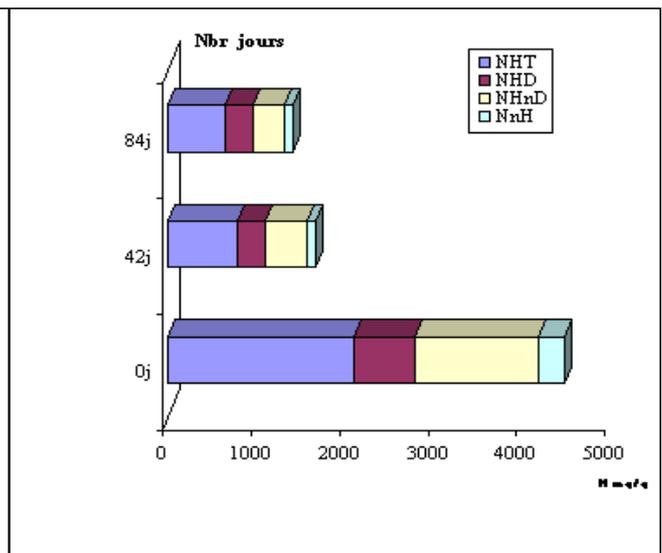


Figure N°43: les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG2-Paille

Ces mêmes résultats rappellent ceux notés dans plusieurs travaux de recherches se rapportant à la répartition des matières organiques dans les différentes fractions granulométriques du sol ; comme cela a été signalé dans différents travaux, l'azote hydrolysable représente la quasi-totalité de l'azote organique dans les sols avec une teneur qui dépasse les 85% de l'azote total (Feller 1981, Baycé 1998 ; Velly et Longueval 1979, Akroum 1985 ; Andreux et al 1987 ; Feller 1995)

Ceci a été également démontré par Hernandez et al.,(1987) qui ont étudié le processus d'humification et ont noté la prédominance du compartiment hydrolysable α aminé de l'azote organique dans un sol amendé par une paille de maïs.

De leur côté, Badiane et al.,(1993) dans leur étude relative au statut organique d'un sol sableux du Sénégal constatèrent que le travail du sol ; la rotation biannuelle arachide mil et surtout l'apport de fumier augmente de façon significative la teneur en azote α -aminé (α -aminé) du sol c'est à dire l'azote hydrolysable.

Cependant, il est remarqué que les quantités produites dans le compartiment azoté hydrolysable tendent à la baisse dans la fraction grossière du sol après une période de 84jours d'incubation.

Ce phénomène traduit indiscutablement un processus de minéralisation des composés azotés labiles et peu stables de ce compartiment malgré cela, il est remarqué que la plus importante quantité reste mentionnée dans le système SG2-P : 656 mg contre 515 mg dans le témoin.

A l'opposé, du compartiment hydrolysable de l'azote organique, le compartiment non hydrolysable, correspond à l'azote hétérocyclique, qui évolue en sens inverse de la fraction azote hydrolysable non distillable (Nhnd) Vong et al.,(1990)

Cette proportion est quantitativement peu importante par rapport à la fraction hydrolysable et ne représente que 11,7% de l'azote total et 5,13% de l'azote total respectivement dans les systèmes SG2-P et SG3-P tandis que, les taux enregistrés sont respectivement de 14,74% de l'azote total et 8,73% dans les traitements SG2 et SG3.

D'après Barruissio et ses collaborateurs. (1990) ce sont les formations colloïdales organo-minérales qui semblent contenir les constituants les plus condensés et induire la formation de complexes stables ; ceci se traduit par une augmentation du taux d'azote non hydrolysable et une plus grande résistance des chaînes hydrosolubles.

II-2-2°/Effet de la paille sur les formes de l'azote hydrolysables (distillable et non distillable)

Il est noté dans le système SG2-P des fractions grossière du sol, la prédominance de la fraction distillable au sein du compartiment azote hydrolysable comparativement aux divers systèmes : SG2, SG3, SG3 - P.

En effet, les quantités moyennes enregistrées au début de l'incubation (0j) sont de 697mg d'azote hydrolysable distillable (Nhnd) contre 367mg dans le système témoin SG2 ; cependant, nous avons enregistré dans les systèmes SG3 et SG3-P la même quantité d'azote hydrolysable distillable.

Selon Egouménidés et al., (1987) la fraction hydrolysable distillable (Nhnd) de l'azote organique d'un sol sableux tropical amendé de paille, est plus importante dans le sol que dans les végétaux, et présente une relation inverse avec le rapport C/N.

Au plan chimique l'azote hydrolysable distillable (Nhnd) est essentiellement de nature ammoniacal dans l'hydrolysate et représente une forme intermédiaire d'origine diverse (Vong, 1987)

Par ailleurs, les quantités de cette forme de l'azote organique tendent à diminuer au fur et à mesure que l'expérience se prolonge. Ainsi, après 84 jours d'incubation, nous notons respectivement les quantités de 310mg et de 210 mg d'azote hydrolysable distillable dans les systèmes SG2-P et SG3-P.

D'après, Jacquin et al., (1991) ; Sochitz (1980) cette forme d'azote hydrolysable évolue dans le sens inverse des autres formes de l'azote organique du sol.

Dans la fraction grossière additionnée de paille, nos résultats indiquent que la cinétique d'évolution de cette forme est plus intense dans la fraction sable fin - paille (SG2-P) que dans la fraction sable grossier - paille (SG3-P).

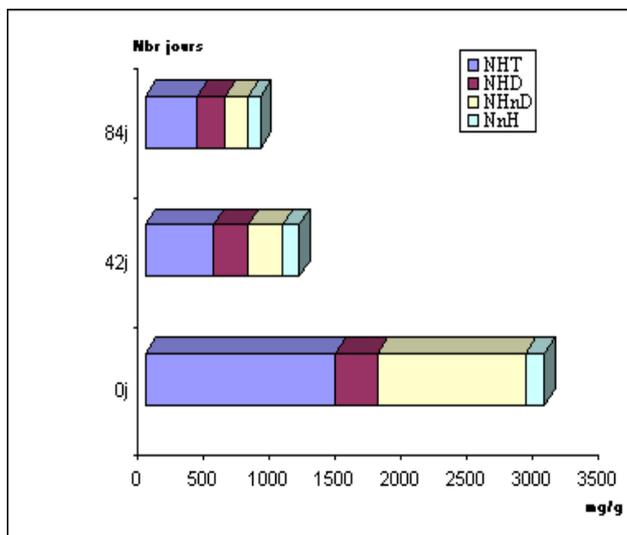


Figure N°44: les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG3 seul Paille

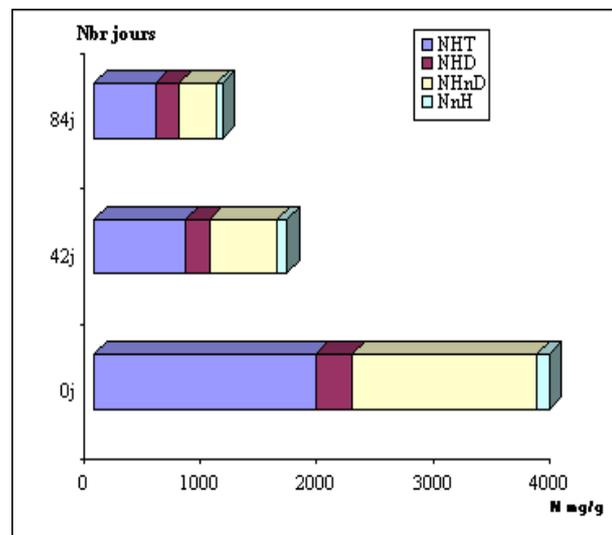


Figure N°45: les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG3-P

Toutefois, la baisse notée au plan quantitatif au cours de la période d'incubation en condition de laboratoire serait la résultante des effets conjoints de l'enrichissement en substrat organique et de la faiblesse du potentiel biologique.

De leur côté, Jacquin et al., (1985) ont rapporté que la diminution de la fraction " azote hydrolysable distillable " dans un sol recevant un compost est essentiellement due soit à l'action des micro-organismes, qui auraient utilisé en partie cet azote labile pour la synthèse de leur protéines, soit simplement que l'azote hydrolysable distillable (Nhd) aurait été minéralisé sous l'effet de l'activation du substrat carboné apporté et correspond ainsi au "priming effect".

Parallèlement, nous observons que les formes protéiques (N- aminé et N- combiné) sont largement prédominantes dans la fraction grossière du sol employé.

En effet, les taux enregistrés par rapport à l'azote total dès le début de l'incubation dans les systèmes correspondant à la fraction grossière du sol sont de 44% dans le système SG2 ; de 58,6% dans le système SG2-P de 70% dans le système SG3 et enfin de 78% dans le système SG3-P ; de tels résultats concordent avec ceux observés par Janel et col, (1990)

Ces mêmes auteurs signalèrent que l'azote aminé constitue d'une part la fraction la plus abondante (> 35%) ; et que la libération des fonctions aminées est tout d'abord rapide, puis beaucoup plus progressive dans le temps.

De ce fait, les quantités moyennes enregistrés dès le début de l'incubation dans la fraction grossière du sol en présence de paille sont de 1403mg dans le système SG2-P et 1590 mg dans le système SG3-P alors que dans les systèmes SG2 et SG3 nous notons respectivement les valeurs de 420mg et de 1125,72mg.

Concernant la nature chimique de cette forme d'azote, Cheloufi et Jacquin, (2003), admettent que le compartiment hydrolysable mais non distillable (Nhnd) englobe essentiellement l'azote de la biomasse microbienne.

De ce fait, l'effet de la paille sur les différentes fractions de l'azote organique se traduit par une organisation de l'azote minéral marqué par des écarts important entre les systèmes SG2 et SG2-P (- 983 mg d'Nhnd) et entre les systèmes SG3 et SG3-P (-464,28mg d'Nhnd) et ce dès le début de l'incubation des sols.

De telles observations mettent en relief, toute l'importance du compartiment azote hydrolysable non distillable (Nhnd) dans les mécanismes d'immobilisation de l'azote dans les sols. (Chaussod et Nicolardot 1982 ; Recous 1988 ; Sulce 1996 ; Recous et Machet 1999)

Nous notons que ces quantités, diminuent en fin d'incubation et atteignent après 84 jours d'incubation les moyennes de 346mg dans le système SG2-P et 317mg dans le système SG3-P tandis que dans les témoins, il est noté les quantités de 305mg (SG2) contre 181mg (SG3) soit les écarts respectifs de -41mg d'Nhnd et -136mg d'Nhnd dans les systèmes sables fins et les systèmes sables grossiers du sol.

Les quantités de l'azote hydrolysable non distillable (Nhnd) qui tendent à diminuer au cours de l'expérience pourraient être un indice de reprise de l'activité minéralisatrice et une désamination partielle des sucres aminés et des amino-acides résultant de l'hydrolyse acide des composés organiques azotés (Vong et al., 1990)

II-3°/ Evolution comparée de l'évolution de l'azote organique et ses différentes formes dans les différentes fractions du sol

La distribution de l'azote dans les trois compartiments organiques azotés qui a été obtenus après hydrolyse acide 3N des différentes fractions granulométriques d'un sol brun calcaire additionnée de paille, confirme une évolution biochimique différente des composés azotés hydrolysable et non hydrolysable dans les fractions granulométriques (50 μ -200 μ -2000 μ) du sol.

II-3 -1°/ Compartiment hydrolysable de l'azote organique

Il semble qu'à travers, l'examen des résultats illustrés par la Fig (46) que la proportion d'azote hydrolysable distillable (Nhd) est plus élevée dans la fraction sable fin additionné à de la paille SG2-P (310mg) comparativement à l'ensemble des systèmes expérimentaux étudiés.

En effet, nous enregistrons au plan quantitatif des teneurs moyennes d'azote hydrolysable distillable (Nhd) qui indiquent des potentiels d'organisation de l'azote et qui diffèrent d'une fraction minérale à l'autre et cela après 84 jours.

SG1.....	208mg
SG1- P.....	261mg
SG2.....	210mg
SG2- P.....	310mg
SG3.....	211mg
SG3- P.....	210mg

De ce fait nous établissons le classement dans l'ordre décroissant suivant : SG2- P> SG1- P> SG3> SG3- P> SG1.

De leur côté, Badiane et al., (1994) ont enregistré dans un sol sableux du Sénégal des taux d'azote hydrolysable distillable de 40 – 31% en présence de fumier et 41 – 37% sans fumier et n'ont enregistré aucun effet significatif au test Newman – Keuls seuil,5%

D'après Egouménidés et al., et al (1987), il apparaît dans leur étude sur les fractions organiques de l'azote, dans trois sols tropicaux amendés de différents substrat organiques (paille diverses, amendements organiques) ; que la fraction azote hydrolysable distillable (Nhd) est caractéristique des substrats ; elle est plus importante dans les sols que dans les végétaux et présente une relation inverse avec le rapport C/N.

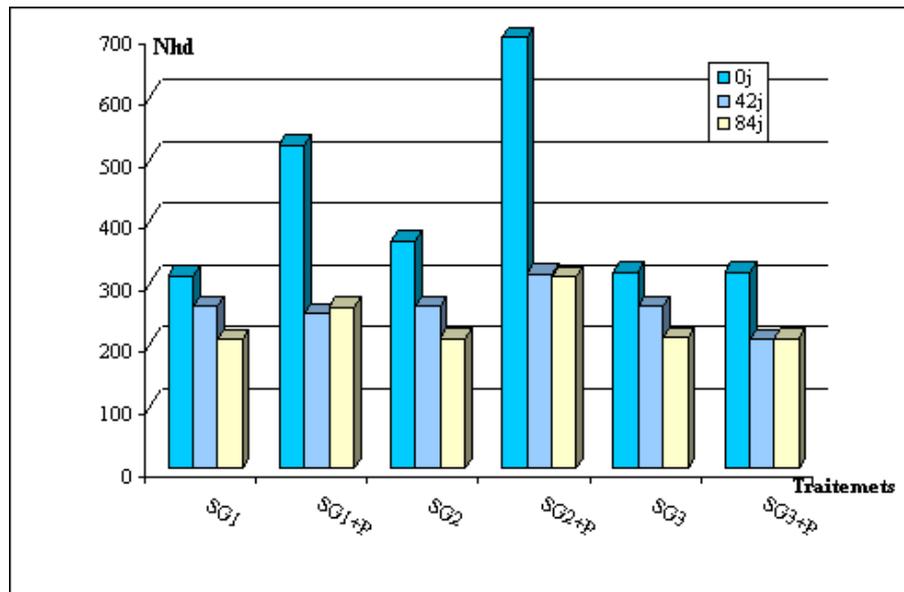


Figure N°46 : Distribution de la forme hydrolysable distillable (NHD de l'azote dans les sols.

SG1= Sol 50 μ ; SG1+P= sol 50 μ + Paille.

SG2= Sol 200 μ ; SG2 + P= Sol 200 μ + Paille

SG3 = Sol 2000 μ . SG3 +P= Sol 2000 μ + Paille

Ainsi, la fraction hydrolysable distillable (Nhd) représente 23 à 37 % de l'azote total du sol et quel que soit le traitement, cette fraction varie très peu. Les résultats de travaux de Jocteur Monrozier, 1984 et Vong, 1987 ont montré la nature labile de cette fraction et son origine essentiellement microbienne.

Dans son étude, sur le fractionnement hydrolytique de l'azote dans quatre sols de Lorrains (France), Cheloufi, (1991) a trouvé des différences entre les sols concernant la forme hydrolysable distillable ; cette dernière est plus importante dans le cas du Pélosol (35,5%), intermédiaire dans la Rendzine (22%) et le sol brun lessivé (21%) et relativement faible pour le sol brun acide (15,2%).

II - 3-2°/ Compartiment hydrolysable non distillable

D'après nos résultats obtenus représentés par le graphique (Fig : 47), ce compartiment de l'azote organique présente les plus grandes quantités par rapport aux formes hydrolysable distillable et non hydrolysable de l'azote organique.

Toutefois, nous avons noté, également que les plus importantes quantités sont notées dans les systèmes sols amendés de paille.

Ce fait revient, comme il a été signalé que l'enfouissement du substrat carboné (paille) s'accompagne de l'installation d'une microflore immobilisatrice de l'azote minéral dans les sols.

La fraction hydrolysable mais non distillable peut être considérée comme représentative de la biomasse microbienne présente dans le sol à un instant donné (Jenkinson, 1988 ; Vong et al., 1990 ; Jacquin et al., 1992) ; Cette forme souligne donc l'importance de la biomasse microbienne lors des mécanismes d'immobilisation dans les processus de stockage de l'azote minéral dans les sols (Cheloufi et Jacquin, 2003)

Nous, constatons qu'une importante quantité d'azote a été réorganisée dans cette fraction azotée azote hydrolysable non distillable (Nhnd).

SG1.....316 mg
SG1-P.....263 mg
SG2.....305 mg
SG2-P.....346 mg
SG3.....81 mg
SG3-P.....317 mg

Ceci peut être expliqué par le fait que ces sols, de nature sableuse, ont une activité biologique plus intense par rapport aux sols qui présentent des quantités d'argiles plus importantes. Selon Duchauffour, (1970) les processus de biodégradation sont freinés par les fortes teneurs en argile.

En effet, nous enregistrons, après 84 jours d'incubation que la plus importante quantité moyenne de 346 mg d'azote hydrolysable non distillable (Nhnd) se trouve dans le système SG2-P ; les quantités de 317 mg dans le système SG3 – P ; 316mg dans le système SG1 ; 305mg dans le système SG2 ; 263mg dans le système SG2-P et en fin 181mg dans le système SG3.

Ces résultats mettent en relief indiscutablement l'importance de la paille dans la réorganisation de l'azote minéral dans des composés aminés, assurant de ce fait, un réservoir potentiel de l'azote dans le sol.

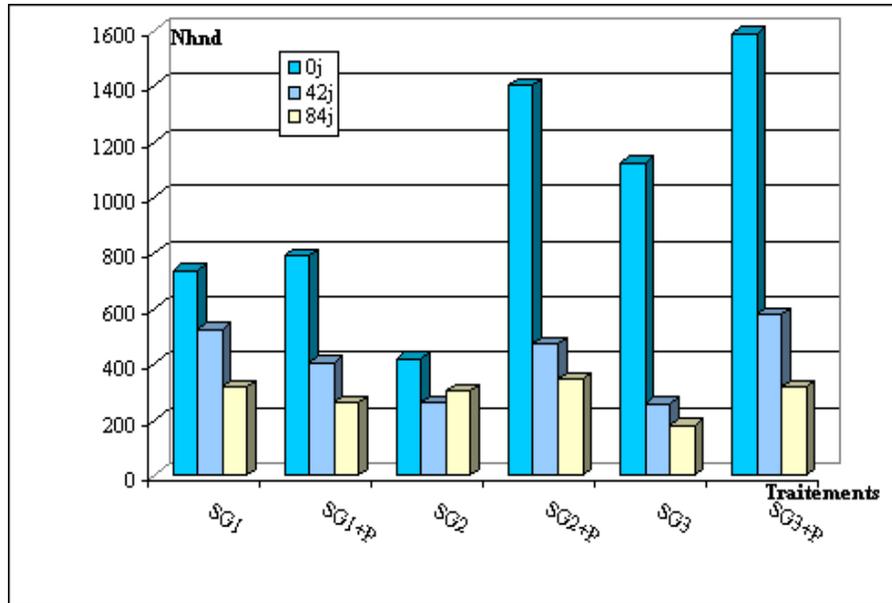


Figure N°47: Distribution de la forme hydrolysable non distillable de l'azote organique dans les sols.

II - 3-3°/ Le compartiment non hydrolysable

Dans ce compartiment représentant le pool de l'azote dans le sol les teneurs moyennes enregistrés fluctuent entre les systèmes recevant de la paille et les systèmes témoins correspondants.

En effet et d'après la (Fig :48), le système SG2-P possède la plus importante quantité d'azote non hydrolysable, et nous avons enregistré la valeur de 104mg comparativement aux autres traitements où cette forme représente les valeurs dans l'ordre décroissant suivant :

$$SG3 (90) > SG2 (80) > SG1 (70) > SG3-P (54,8) > SG1-P (34,8)$$

L'analyse de la variance n'a montré aucun effet significatif entre les différents traitements.

Les travaux de Vong et al., (1990), montrèrent que cette fraction azotée non hydrolysable résulte soit de l'extraction des composés naturels ou des composés remaniés par l'action hydrolytique, cette fraction présente une certaine labilité vis-à-vis de l'action biologique minéralisatrice.

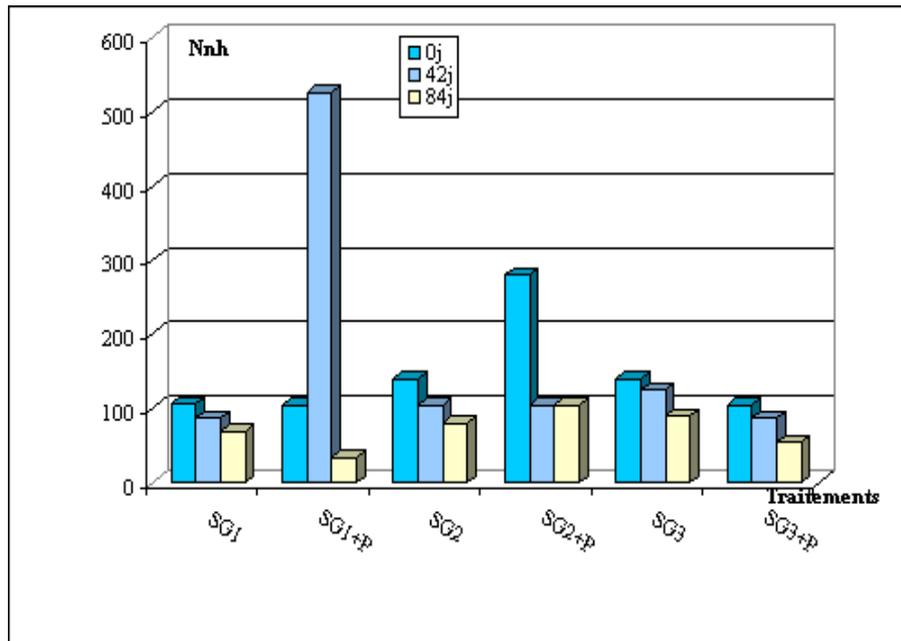


Figure N°48: Distribution de l'azote non hydrolysable (Nnh) dans les sols

De leur côté Catroux et al., (1987), ont rapporté qu'il a été montré par de nombreux auteurs que le fractionnement granulométriques permet d'obtenir des fractions plus riches en matière organique notamment sur les fractions inférieure à 10 μ . Ces fractions contiennent de 1,2 à 4 fois plus d'azote organique que l'échantillon non fractionné ; elles contiennent aussi de 60 à 80% de l'azote organique d'un sol.

Aussi, Badiane et Jacquin, (1993) ont estimé que La fraction non hydrolysable de l'azote (Nnh) évolue en sens inverse de la fraction hydrolysable non distillable (Nhnd) et ont observé que les pratiques culturales (labour et l'apport de fumier) entraîne la diminution des teneurs.

Ces aspects quantitatifs et qualitatifs de la biodisponibilité potentielle de l'azote organisé montrent toute l'importance de l'environnement bio physico-chimique sur l'évolution des composés organiques azotés. (Guiraud, 1984 ; Vong, 1987 et al. 1990)

En effet, l'importance du turnover de l'azote organisé dans la fraction grossière du sol SG2-P et SG3- P serait lié à la nature du complexe organo-minéraux peu édifiés et aux caractéristiques bio physico-chimiques ; cependant, le rôle protecteur des argiles vis-à-vis des acides aminés et la séquestration des composés azotés par les gangues de carbonate de calcium , seraient les causes essentielles de la diminution de l'intensité du turnover de l'azote organique dans la fraction fine de notre échantillon de sol. (Jacquin et al.,1980 ; Duchauffour,2001)

CHAPITRE III

***Influence des matières organiques (Paille - engrais vert)
et d'un engrais azoté (Urée) sur la minéralisation
de l'azote dans le sol***

I°/ Influence d'un engrais azoté et des matières organiques (paille, engrais vert) sur l'évolution quantitative de l'azote minéral dans le sol

I-1°/ Influence de l'urée sur l'évolution de l'azote minéral du sol

Les résultats illustrés sous forme de courbes (Fig :51) et exprimés en mg ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) /100g de sol en fonction du temps, nous révèlent, sur une période expérimentale de 84 jours d'incubation, un rythme de minéralisation relativement plus important dans le système (Sol-Urée) que dans le Sol témoin (S_0).

En effet, il s'est minéralisé au plan quantitatif, une quantité de 23,33 mg d'azote minéral dans le traitement Sol-Urée durant la première décade de l'incubation. Dans le sol seul (S_0), il est noté cependant une quantité de 17,73 mg de ce produit.

Cette différence au plan de la production de l'azote minéral est due à la présence de l'azote minéral non protéique (l'Urée) dans le sol, qui semble, par hydrolyse microbienne induire une activité minéralisatrice intense de l'azote organique.

Ainsi Recous et al., (1996) ont montré que la minéralisation de l'azote du sol devient plus importante par suite d'une disponibilité accrue de l'azote minéral ; cela induit ainsi une augmentation de l'activité microbienne dans le sol.

On outre, l'analyse des résultats après 42 jours d'incubation dans les systèmes expérimentaux, Sol seul (S_0) et Sol – Urée (S_0 - U) révèle un rythme de minéralisation vraisemblablement intense de l'engrais azoté.

En effet, il est enregistré dans ces systèmes les quantités respectives de 25,86 mg et 39,6 mg au cours de cette période expérimentale.

Quelques années avant, Gharom et al., (1990) ont rapporté que les apports d'engrais azotés peuvent entraîner une surminéralisation de l'azote organique du sol.

Cette surminéralisation n'est que passagère, et elle apparaît très rapidement après l'apport d'engrais et disparaît également assez rapidement.

Sur le plan des activités spécifiques des germes telluriques de l'azote, il a été constaté que l'apport d'engrais organique sous forme d'urée exerce un effet favorable sur le processus d'ammonification ; l'hydrolyse de cet engrais ammoniacal libère du CO_2 et de l'ammoniac ;

sa volatilisation après apport est plus rapide que l'ammoniac ce qui expliquerait l'augmentation du pH de 2 à 3 unités dans certains sols après apport d'urée (Genermont 1996)

Les quantités d'azote ammoniacal enregistrées dans le traitement sol - Urée (Fig :49) sont supérieures à celle noté dans le traitement sol – seul (S_0).

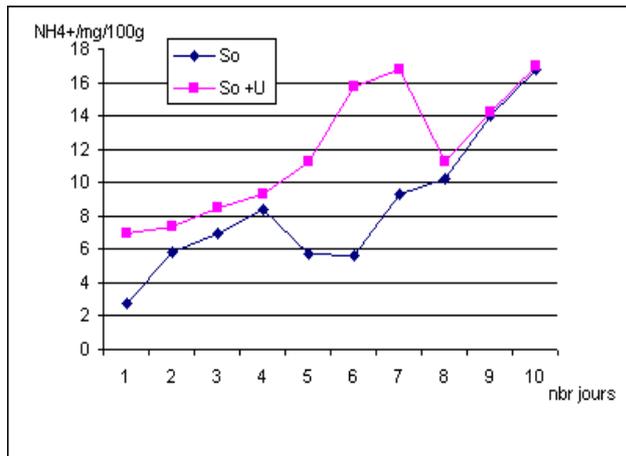


Figure N°49: Evolution des quantités d'azote ammoniacal dans le système (S₀-Urée)

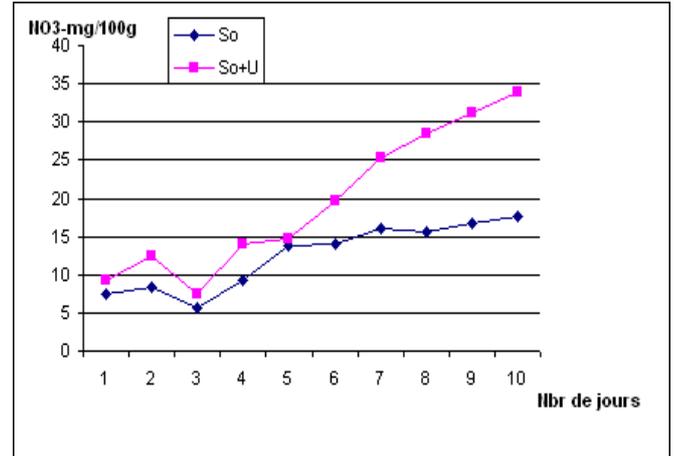


Figure N°50: Evolution des quantités d'azote Nitrique dans le système (S₀-Urée)

Au plan productif, nous enregistrons après 15 jours d'incubation une quantité de 11,2 mg d' $N_{NH_4}^+$ alors que dans le sol- seul, il est noté seulement 5,7mg soit la moitié de la quantité produite en présence d'urée.

De leur côté, Nicolardot et al., (1997) signalèrent dans la solution du sol que, les formes chimiques sous lesquelles l'azote minéral est apporté par l'engrais évoluent très rapidement sous l'influence des micro-organismes et de leurs enzymes qui sont, eux même sous le contrôle de facteurs abiotiques et la disponibilité des nutriments.

Toutefois, nous enregistrons, après 84 jours d'incubation des quantités sensiblement équivalentes dans le système So-U et dans le système (So), soit les valeurs respectives de 17 mg et 16,8 mg.

De leur coté, Recous et al., (1996) ont rapporté que l'hydrolyse de l'urée est relativement rapide et ne constitue jamais l'étape limitante des transformations d'un engrais uréique vers la forme nitrique.

Parallèlement, et concernant l'effet de l'urée sur la nitrification, l'examen des courbes (Fig : 50) représentatives de l'évolution de l'azote nitrique démontre clairement un effet positif de l'urée sur la nitrification dans les sols.

Il faut signaler que l'urée est un engrais organique dont l'hydrolyse est très rapide, enrichit le sol en azote ammoniacal NH_4^+ et cela en quelques jours sous conditions normalisées (12h et 72h) selon Baycé (1987).

En effet, au cours de la première décade de l'expérimentation, nous notons dans le traitement S_0 - U une quantité de 14mg d' NO_3^- alors que dans le témoin (S_0), elle n'est que de 9,33mg ; ces résultats démontrent clairement que l'apport d'un engrais azoté sous forme d'urée induit une augmentation de la nitrification dans le sol.

D'après Mahli et McGill in Genermont ; (1996), la présence du substrat ammoniacal (NH_4^+) est l'un des facteurs physico-chimiques primaire qui affecte la formation de nitrate en solution dans les sols.

Après 84 jours d'incubation, le rythme de nitrification évolue progressivement et nous notons la production d'une quantité de 25,2mg d' NO_3^- dans le traitement (S_0 - U), contre 17,7mg d' NO_3^- dans le traitement ne recevant pas de fertilisant organique.

De leur côté, Recous et al., (1996) ; Recous et al.,(1997) démontrèrent qu'un engrais sous la forme uréique se transforme donc intégralement sous la forme nitrique en quelques semaines.

Dans ces travaux, Griffith in Genermont, (1996) a montré que la nitrification augmente après un apport d'urée, et cela est lié à l'augmentation de la concentration en azote ammoniacal des sols et des populations de microflore nitrifiantes.

De ce fait, l'azote minéral du sol évolue en présence de l'urée mais cette évolution, est marquée par la libération d'une quantité de 51mg d'azote minéral dans le système (S_0 - U) et cela par rapport au système (S_0) qui produit seulement 34,5 mg d'azote minéral.

Souvent l'adjonction au sol de l'azote stimule fortement la minéralisation nette de l'azote organique du sol ; ainsi l'apport de 120 kg N/ha sous forme d'urée à des parcelles nues induit une augmentation de 320 kg /ha de la teneur du sol en azote minéral. (Dommergues et Mangenot 1970)

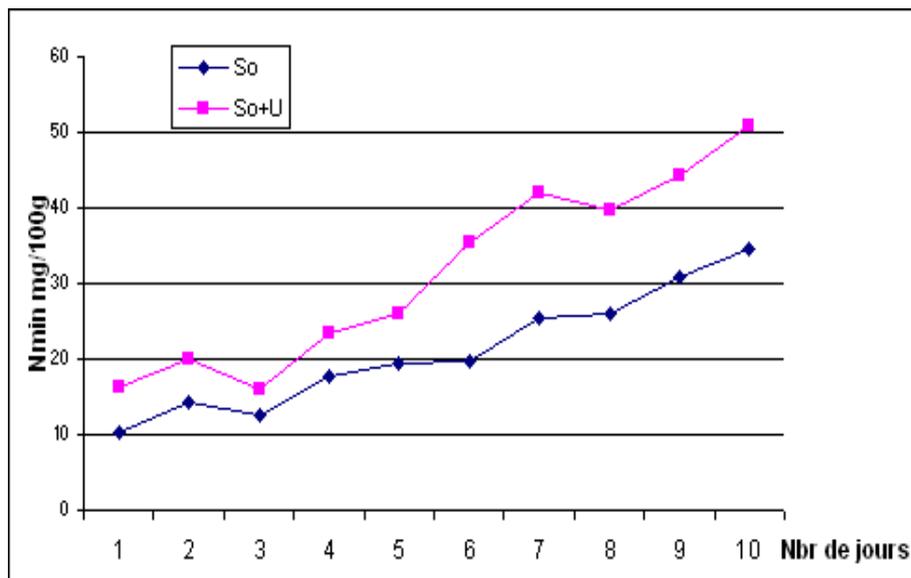


Figure N°51: Evolution des quantités d'azote minéral dans le système (So-Urée)

I-2°/ Influence de l'urée et de la paille sur l'évolution de l'azote minéral du sol

L'examen des graphes (Fig : 54) représentant l'évolution des quantités d'azote minéral dans le traitement Sol-Urée-Paille (S_o-U-P), révèle un rythme de minéralisation faible et cela comparativement aux traitements Sol – Urée (S_o-U) et Sol seul (So).

En effet, au plan quantitatif et après 84 jours d'incubation, nous notons seulement la production de 17,5 mg d'azote minéral dans le traitement recevant de la paille et de l'engrais azoté, alors que dans le sol recevant de l'urée seul, il est noté une quantité équivalente à 51 mg d'azote minéral.

Ce résultat noté démontre nettement que l'adjonction de la paille (C/N > 50) à un sol agricole induit un phénomène de réorganisation de l'azote minéral existant au préalable dans le sol.

Une telle observation est conforme aux résultats rapportés auparavant dans plusieurs travaux Nommik (in Dommergues et Mangenot, 1970) ; Jacquin et Vong, (1990) ; Recous et al. , (1996) ; Nicolardot et al (2004) ; Jacquin et Cheloufi (2003)

Dans notre cas, cette faible production de l'azote minéral après enfouissement de la paille et un apport d'engrais a été observée durant la première semaine. Ainsi la quantité est passée de 14 mg (0j) à 10,24 mg pendant une semaine (7j).

A titre comparatif, Nieder, (1986) ont observé une immobilisation de 65 kg N/ha, lorsqu'ils ajoutèrent 8 tonnes de paille et cela sur une période de 65 jours.

Toutefois et malgré l'ajout d'un engrais ammoniacal, il ne se produit aucun effet sur la minéralisation de l'azote organique.

Cependant et en comparaison avec le traitement So-Urée, nous enregistrons la production d'une quantité plus ou moins importante au bout de la première décade : 23,33 mg, alors que dans le traitement So-U-P, il est noté seulement 18,16 mg, soit une différence de 4,57 mg d'azote minéral.

Selon Recous et al., (1995), Mary et al ; (1996), l'organisation microbienne de l'azote peut être intensifiée par l'existence de l'azote minéral ; cet azote constitue un facteur limitant de la décomposition du substrat carboné présent dans le sol.

L'analyse du rythme d'évolution de l'azote ammoniacal (Fig : 52) révèle que l'apport de la paille et d'un engrais azoté est loin de stimuler l'ammonification c'est à dire la minéralisation de l'azote mais semble favoriser plutôt l'activité des germes immobilisateurs de l'azote ammoniacal.

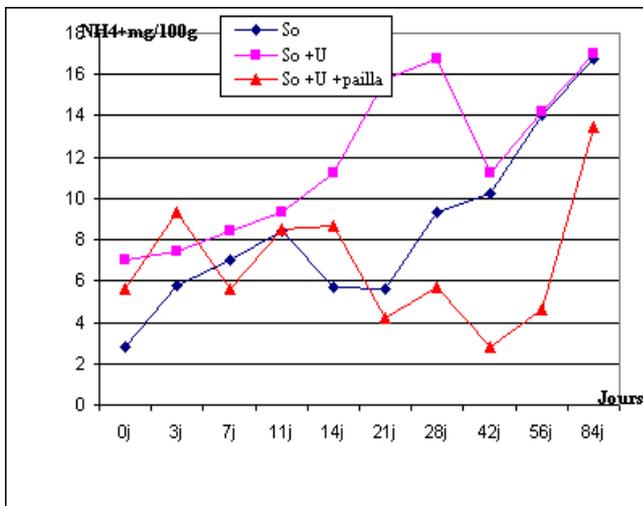


Figure N°52: Evolution des quantités d'azote ammoniacal dans le système (So-Urée-Paille)

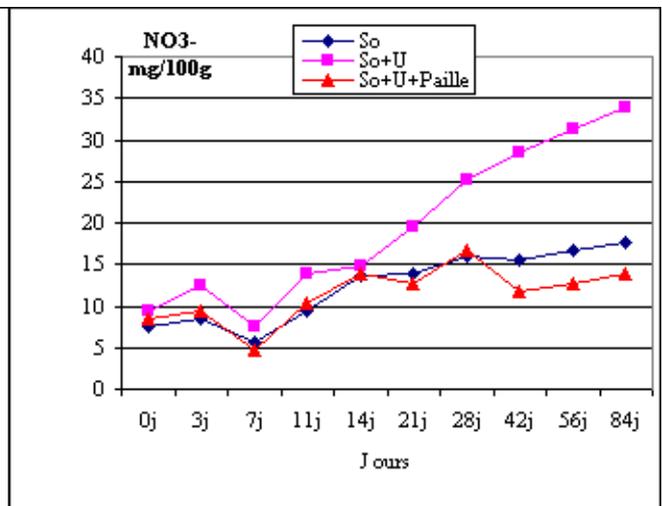


Figure N°53: Evolution des quantités d'azote nitrique dans le système (So-Urée-Paille)

En effet, cela se traduit par la libération d'une quantité de 13,5 mg d' NH_4^+ après 84 jours, alors que dans le $\text{S}_0\text{-U}$, il est noté la production de 17 mg d' NH_4^+ .

Dans leurs recherches, Jacquin et al., (1991), notèrent comparativement un taux d'immobilisation de 17% pour un engrais ammoniacal.

Ainsi, la production d'azote nitrique dans le traitement $\text{S}_0\text{-U-P}$ (Fig : 53) semble être bloquée également par la présence d'un substrat carboné favorisant la prédominance de l'immobilisation et cela durant les premières phases expérimentales.

Nous enregistrons à cet effet et après 84 jours la libération d'une quantité de 25,2 mg d' NO_3^- dans le système $\text{S}_0\text{-U-P}$, tandis que dans le système $\text{S}_0\text{-U}$, il est noté la production de 36,4 mg d' NO_3^- , soit un écart de 11,2 mg d' NO_3^- .

Comme pour l'engrais ammoniacal, Jacquin et al., (1991) notèrent un taux d'immobilisation de 8% pour un engrais nitrique enfoui dans le sol.

L'immobilisation de l'azote minéral se poursuit le long de l'incubation et nous enregistrons après 84 jours d'incubation seulement une quantité de 17,5 mg d'azote minéral.

Auparavant Ganry et al., (1978) avaient constaté que l'enfouissement de la paille de mil avec 100 kg d'N Urée / ha en fumure complémentaire produit un effet dépressif sur le rendement. Même en présence d'un apport élevé d'azote (200 kg Urée/ha), l'incorporation de paille réduit significativement la croissance du mil de 23%.

D'autres travaux de Recous et al., (1995) ; Loiseau et Décau (1995) ; Mary et al., (1996) ; notèrent que la quantité d'azote organisée par voie microbienne est en partie fonction de la quantité d'azote minéral présent jusqu'à une valeur maximale déterminée par la disponibilité du carbone organique présent dans le sol.

En effet, les contributions respectives de l'azote de l'engrais et de l'azote du sol à l'organisation dépendent des quantités respectives des deux sources dans la solution du sol et donc des quantités d'azote apportées et d'azote minéral présente dans le sol au moment de l'apport.

De son côté, Darwis, (1993) a rapporté que lors de la décomposition de la paille de blé, la quantité d'azote organisée représente 13 kg d'N/ t de carbone avec une faible disponibilité en azote minéral et 32 kg d'N/t de carbone mais en présence de fortes quantités d'azote minéral.

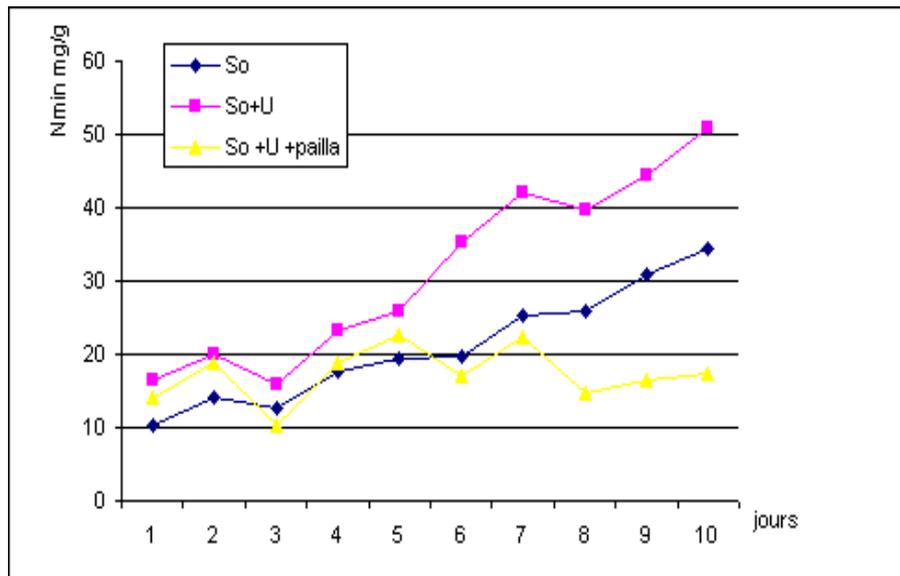


Figure N°54: Evolution des quantités d'azote minéral dans le système So-Urée-Paille.

I-3°/ Influence de l'urée et de l'engrais vert sur l'évolution de l'azote minéral dans le sol

L'étude de l'évolution des quantités d'azote minéral sous l'effet de l'engrais vert et de l'urée (Fig:57), démontre que l'adjonction de cette matière organique fraîche (C/N<50) et d'un engrais uréique à un sol brun calcaire suscite une bonne activation des germes minéralisateurs.

En effet, sur le plan productif, il s'est minéralisé durant la première décade de l'incubation une quantité d'azote minéral de 27,3mg dans le traitement So-U-EV ; parallèlement nous enregistrons dans le système sol seul (So) et sol -Urée (So-U) les quantités respectives de 17,73mg et 23,3mg.

Nous constatons que la production d'azote minéral sous l'effet d'un engrais vert et de l'urée est supérieure à celle produite dans les systèmes So et So-U.

Comparativement, Alfaia .S, (1993), a rapporté quelques années avant que l'enfouissement du résidu de ray-grass et de l'urée dans 3 sols d'Amazonie (oxisol, ultisol et entisol) a augmenté significativement la minéralisation de l'azote, et ce après 60 jours d'incubation.

De son côté, Recous. S, (1995), montra que l'azote contenu dans l'interculture peut être présent en quantité non négligeable sous forme nitrique ou organique soluble et donc rapidement retrouvé sous forme minérale dans le sol après enfouissement.

Spécialement, nous constatons que l'engrais vert, exerce vraisemblablement un effet favorable sur le processus d'ammonification dans les sols.

En effet, les quantités d'azote produites dès la première décade de l'incubation (Fig:55) sont bien supérieures à celles notées dans les traitements So-Urée et So ; nous enregistrons les quantités de 8,4 mg, 9,33 mg et 12,4mg dans les systèmes respectifs So, So-Urée et So-Urée-Engrais vert.

Cette supériorité au plan quantitatif est probablement due à l'augmentation du pH qui favoriserait l'activité des microflore totales dans sols.

Il faut signaler aussi que l'engrais vert a un effet favorable sur les propriétés physiques du sol (structure, porosité, et perméabilité), ce qui contribue à une meilleure dynamique de l'engrais, et à une plus grande ammonification de l'azote organique du végétal.

Toutefois, et après 84 jours d'incubation, nous enregistrons dans le système sol- urée – engrais vert So-U-EV la quantité de 17,7 mg et 17mg dans le système sol-urée (So-U) et enfin 16,8 mg dans le traitement sol seul (So).

Cette augmentation relative de l'azote ammoniacal dans le sol sous l'effet de l'engrais vert et de l'urée est sans doute due à l'action favorable de l'urée sur les germes ammonifiants comme cela a été rapporté par McClung et Franknberger, (1985)

Sous leur effet, les germes ammonifiants libèrent des complexes enzymatiques (protéines désaminases) et métabolisent l'azote organique de la matière organique enfouie (engrais vert) et l'azote protéique du sol. Genermont, (1996)

Parallèlement, les quantités d'azote nitrique $N_{NO_3^-}$ enregistrées au niveau du traitement avec apport d'engrais vert et d'urée (Fig:56), augmentent avec le temps d'incubation ; en revanche on remarque que les quantités d'azote nitrique notées dans les systèmes sol seul (S_o) et Sol-Urée (S_o-U) sont plus faibles et cela dès le début de l'incubation.

Cependant, nous notons après 84jours d'incubation une activité nitrifiante très élevée dans le système Sol-Urée-EV, (So-U-EV) qui se traduit par la libération de 51,8mg d' $N_{NO_3^-}$ tandis que dans le système Sol-Urée, il est noté une quantité de 34mg d' $N_{NO_3^-}$.

Ainsi, la nitrification semble alors être favorisée par l'apport associé de l'urée et de l'engrais vert ; celle-ci s'effectue dans le sol sous l'action des bactéries chimiolithotrophes, qui sont très actives à des pH basiques et en présence de CaCO_3 (Dommergues et Mangenot 1970) et qui sont largement accentuées par l'apport de l'urée.

A titre comparatif Mary et Remy, (1979) avaient observé dans leur expériences, un processus de minéralisation accrue juste après l'apport de jeunes racines d'orge ($\text{C/N} < 20$) riches en azote nitrique.

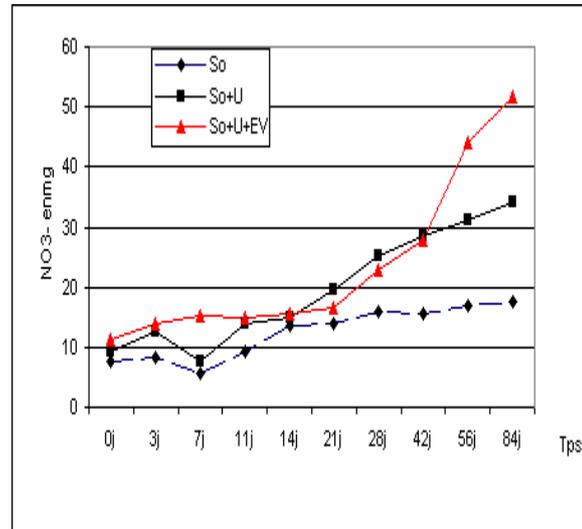
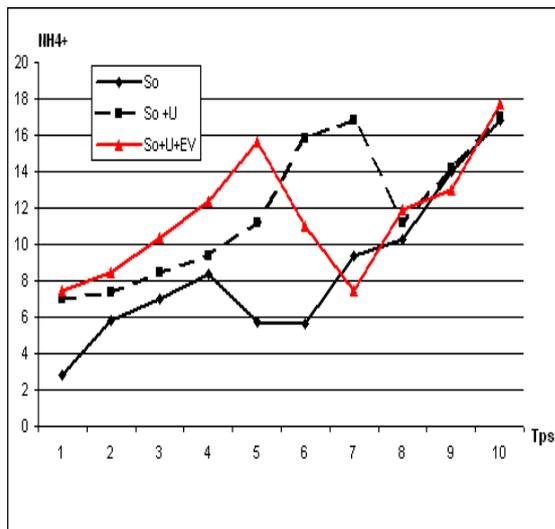


Figure N°55: Evolution des quantités d'azote ammoniacal dans le système So-Urée-Engrais vert **Figure N°56: Evolution des quantités d'azote nitrique dans le système So-Urée-Engrais vert**

L'application d'un amendement organique entraîne une augmentation de la concentration en azote ammoniacal des sols et des populations des microorganismes nitrifiants. Griffith in Genermont, (1996)

Aussi, l'apport d'un engrais principalement sous forme uréique et d'un amendement organique ont augmenté la minéralisation de l'azote organique dans le sol, il y a dans ce cas une interaction positive entre l'azote de l'urée et l'azote de l'engrais vert.

Après 60 jours d'incubation, Alfaia, (1993), en ajoutant de l'urée et du ray-grass, a observé qu'environ 60% de l'azote apporté par les engrais a été minéralisé dans l'oxisol et l'ultisol.

Après 84 jours d'incubation, nous observons une libération importante d'azote minéral dans le traitement So-U-EV (Fig:57), dans lequel les quantités atteignent un stock de 69,5mg.

Cependant, nous notons dans le sol- témoin (S_o) qui ne subit aucun apport une production de 34,5mg, alors que dans le sol recevant de l'urée uniquement (S_o -U) nous notons la production de 51mg d'azote minéral.

Finalement la minéralisation des matières organiques libère des carbonates qui réagissent avec l'engrais pour former des produits de faibles solubilité ce qui augmente la solubilité de l'ammoniac (Terman et Hunt, 1964 ; Fenn et Kissel, 1973 et 1975 in Genermont 1996), et tend à réduire la volatilisation du carbone.

Au plan de l'intensité, Recous, (1995), a signalé que plus de 15% de la minéralisation s'accomplit en moins de 15 jours normalisés à 25°C.

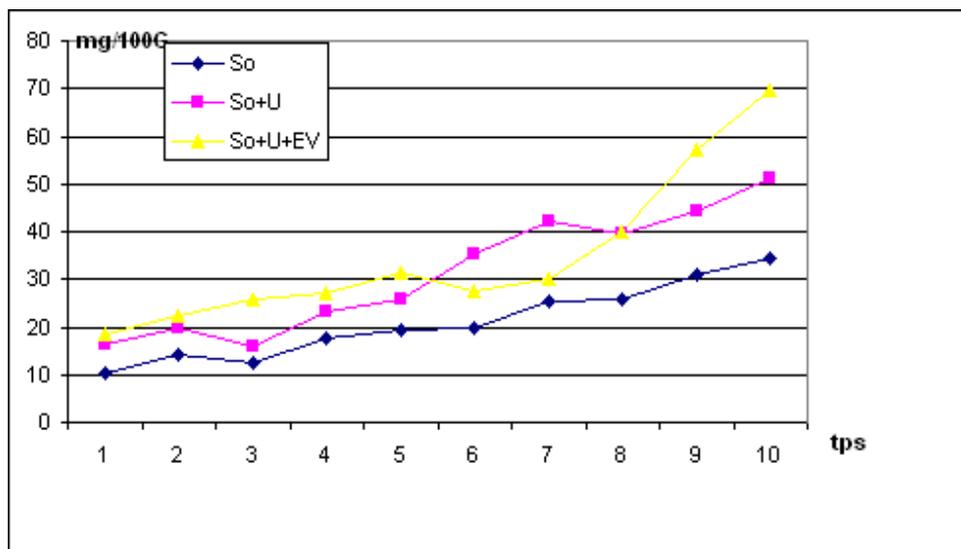


Figure N°57: Evolution des quantités d'azote minéral dans le système So-Urée-Engrais vert.

I-4°/ Evolution comparée des quantités d'azote minéral dans le sol

L'effet d'un engrais azoté et de deux types de matières organiques, sur la cinétique de minéralisation de l'azote organique dans le sol ; dont les résultats sont représentés par la (Fig:58) a été suivi à court et moyen terme dans quatre systèmes expérimentaux : sol seul (So), Sol-Urée (So-U), Sol-Urée-Paille (So-U-P), Sol-Urée-Engrais vert (So-U-EV) ; en condition d'incubation en cuve, où la T° est environ de 28°C , et l'humidité est proche de la capacité de rétention, alors que la durée d'incubation est de 84 jours.

Toutefois, les résultats illustrés sous formes de courbes, indiquant l'évolution de l'azote minéral (NH_4^+ - NO_3^-) révèlent une activité minéralisatrice plus importante dans le système Sol-urée-engrais vert (So-U-EV) et dans le système sol - urée (So - U), et ceci par rapport au système Sol témoin (So) et au système Sol- Urée -Paille (So - U - P).

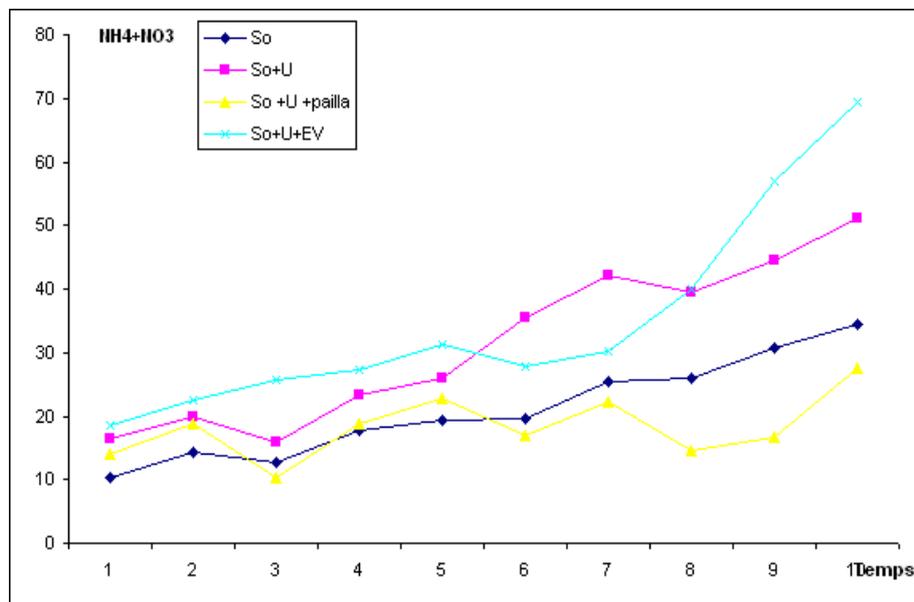


Figure N°58 : Evolution des quantités d'azote minéral (NH_4^+ + NO_3^-) dans les différents systèmes.

De ce fait, nous observons après 84 jours d'incubation des stocks d'azote minéral supérieurs respectivement dans les systèmes So-U-EV et So-U: 69,5mg et 51mg, cependant nous enregistrons dans le sol témoin (So) la production de: 34,5mg mais la plus faible quantité d'azote minéral est notée dans le système So- U - P elle n'est que de 27,5mg.

En outre, pour préciser l'influence combinée d'un engrais azoté (Urée) et des matières organiques sur l'évolution des quantités d'azote minéral dans le dispositif III, nous avons procédé à une analyse statistique basée sur l'analyse de variance ; un classement des moyennes a été établi.

Le tableau N°14: regroupe les résultats de la variance dont (Fac 1= traitement ; Fac 2= temps ; Fac1*2= interactions).

Tableau N°14 : Analyse de la Variance de l'azote minéral

	S.C.E	DDL	CARRES MOYENS	TEST F	PROBA
VAR. TOTALE	6516.27	39	167.08		
VAR. TRAITEMENT	1926.34	3	642.11	14.04	0.0000
VAR. TEMPS	3355.26	9	372.81	8.15	0.0000
VAR. RESIDUELLE 1	1234.67	27	45.73		

L'analyse de la variance laisse apparaître un effet positif de l'engrais vert et de l'urée sur la minéralisation de l'azote organique dans le sol ; le classement des moyennes s'établit dans l'ordre décroissant comme suit : So- U- EV (A) = So-U (A) > [So (B) > So – U- P (B)].

Tableau N°15 : Classement des groupes homogènes concernant l'azote minéral
(Test de Newman-Keuls – seuil= 5%)

Traitement	Moyennes	Groupes Homogènes
So-U-EV	34.97	A
So-U	31.39	A
So	21.03	B
So – U- P	18.31	B

Dans ce classement, il est facile de mettre en évidence l'effet combiné de l'engrais uréique et de l'engrais vert vis-à-vis du processus de minéralisation de l'azote et la stimulation des germes minéralisateurs.

Ainsi, l'apport d'un engrais vert modifie positivement les propriétés physiques (la porosité, la perméabilité, l'aération, la capacité de rétention,...) et donc les transferts d'eau, des solutés et d'oxygène, ce qui a un effet positif sur les micro-organismes minéralisateurs de l'azote.

CHAPITRE VI

Incidence sur le comportement d'une graminée fourragère
"Lolium multiflorum" ray - grass. (Biomasse, azotomasse)

I° Effet des matières organiques (paille, engrais vert) et d'un engrais azoté (Urée) sur le rendement en biomasse aérienne.

I-1° Influence de la paille et d'un engrais azoté sur l'évolution de la biomasse aérienne.

I-1-1° Effet de la paille ($\varnothing=2\text{mm}$) sur l'évolution de la biomasse aérienne.

L'analyse des courbes cumulatives de production, (Fig.:59) du ray – grass (plante – test), sous l'influence de matière organique (paille) révèle un meilleur rendement dans le traitement sol – seul en comparaison avec le traitement sol – paille ($\varnothing=2\text{mm}$), et cela au bout de neuf semaines de culture en pots de végétation.

En effet, au plan évolutif, nous avons enregistré lors de la première coupe, un rendement de matière sèche, plus important dans le système sol seul que dans le système sol – paille, les quantités produites sont de l'ordre de 0,1865g M.S/pots et de 0,1461g M.S/pots respectivement dans le système – sol et le système sol – paille.

Lors, de la (6^{ième} semaine), nous notons au cours de la 2^{ième} coupe une importante augmentation de la biomasse aérienne chez la plante test dans le système (S – P), elle est de l'ordre de 0,2861g MS/pots, mais cette quantité de matière sèche reste bien inférieure à celle notée dans le système sol seul qui est de: 0,3409gMS/pots.

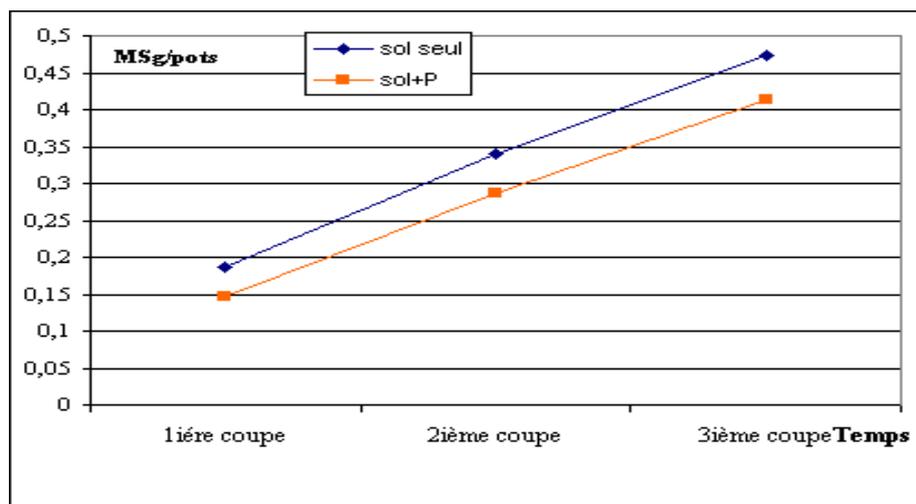


Figure N°59: Production cumulée de matière sèche dans le système Sol - Paille ($\varnothing=2\text{mm}$)

L'effet dépressif de la paille sur le poids en matière sèche de la plante test se poursuit jusqu'à la neuvième semaine (9^{ième} semaine), en effet, lors de la troisième coupe nous notons la quantité de 0,4128g M.S/pots dans le système Sol – Paille et de 0,4789g M.S/pots dans le système sol- seul.

Dans son étude relative à, l'arrière effet de la paille incorporée à un sol pendant 6 mois Cheloufi, (1991) a noté une réduction de (20%) en matière sèche par la plante test au cours de la 1^{ière} coupe

Au plan analytique, cette différence observée dans les rendements en matière sèche du ray – grass, entre le système sol seul et le système sol – paille, ne peut être due qu'à l'effet négatif de l'incorporation de la paille dans le sol en particulier sur l'absorption de l'azote par la culture et sur les germes minéralisateurs de l'azote dans le sol.

Dans ce cas, la paille jouerait le rôle d'un un facteur limitant de la croissance du ray – grass, et qui a pour effet une déficience en matière de nutrition azotée.

Quelques années avant, Velly et Longueval, (1979), n'ont pas noté dans leur expérimentation sur champ et en vase de végétation un effet significatif de la paille sur le rendement en maïs-grain.

De leur côté, Ganry et al. (1978) ont attribué, l'effet dépressif sur les rendements des cultures à l'action de composés phytotoxiques contenu dans les pailles à savoir les acides phénoliques, lors de l'enfouissement des pailles de mil, dans un sol Dior.

I-1-2°/ Effet de la granulométrie de la paille sur l'évolution de la biomasse aérienne

L'incorporation au sol d'une paille fine (S – P_{Ø=0,1mm}), semble favoriser une plus grande production de biomasse aérienne de la plante test, comparativement au système amendé avec de la paille Ø=2mm.

En effet, en examinant les courbes cumulatives (Fig : 60) représentant la croissance végétale, nous remarquons lors de la première coupe, une légère augmentation par rapport au système Sol – Paille 2mm ; toutefois, cette production végétale est bien inférieure à la quantité notée dans le système témoin : sol – seul.

Cependant, nous enregistrons au plan quantitatif, au bout de la troisième semaine (1^{ière} coupe) une quantité équivalente à 0,1490g MS/pot dans le système paille fine, et une quantité de 0,1461g MS/pot, alors que dans le système témoin la quantité en matière sèche produite est plus importante comparativement aux deux systèmes pailles : 0,1865g MS/pot.

Lors de la 2^{ième} coupe, la quantité de matière sèche produite par le ray – grass dans le système sol – paille($\varnothing=0,1\text{mm}$) (S- PG1) augmente considérablement, par rapport au système sol – paille(2mm) ; En effet, les quantités produites dans le système paille fine et le système paille (2mm) sont respectivement de 0,3158 g MS/ pot et 0,2861g MS/ pot ; Dans le témoin, le rendement est plus important atteint la quantité de : 0,3409g MS/ pots.

Ces résultats reflètent sans doute un effet négatif exercé par la paille sur le rendement des cultures.

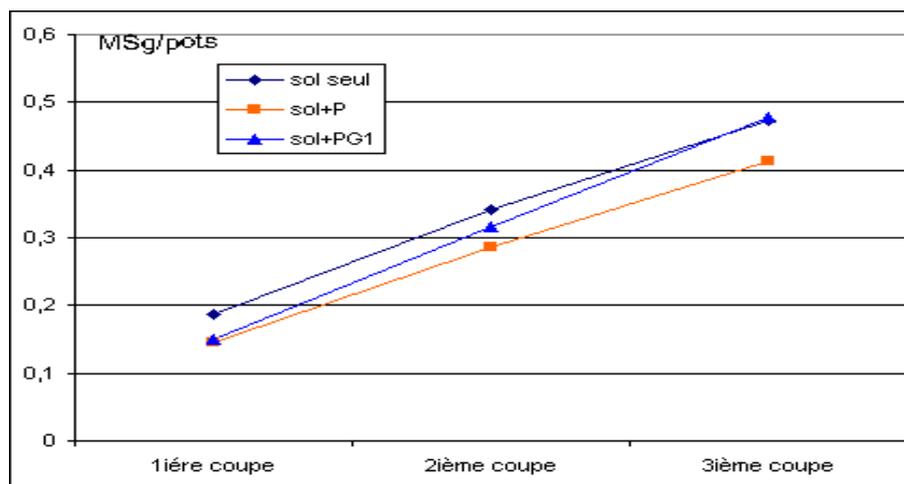


Figure N°60: Production cumulée de matière sèche dans le système Sol – P ($\varnothing=0,1\text{mm}$)

En outre, et en observant les quantités produites de matière sèche dans le système Sol – Paille ($0,1\text{mm}$), nous remarquons, qu'elles sont bien supérieures à celles notées dans le système Sol – Paille 2mm .

Au plan cumulatif, et après 9 semaines de cultures (3^{ième} coupe), le rendement de matière sèche dans le système sol – paille fine atteint une valeur de 0,4788 g MS/pot, alors que dans le système sol – paille 2mm la production en biomasse aérienne est cependant inférieure, et elle est de l'ordre de 0,4128 g MS/pot

Ainsi, on peut considérer que plus la paille est fine et intimement mélangée avec le sol, plus est la surface spécifique est grande, ce qui permet aux microorganismes d'effectuer une meilleure décomposition de cette matière organique, et d'assurer au végétal une meilleure nutrition minérale.

I-1-3°/ Effet cumulé de la paille et d'un engrais azoté (Urée) sur l'évolution de la biomasse aérienne.

En examinant, le graphique (Fig:61) indiquant l'évolution de la biomasse aérienne sous l'influence combinée de la paille et d'un engrais azotée (Urée), nous remarquons une production de matière sèche plus importante dans le traitement sol – paille – urée (S – P – U) par rapport au système sol – paille (S – P) et au système témoin (S seul).

En effet, nous enregistrons lors de la 1^{ière} coupe (3^{ème} semaine) une production de matière sèche de 0,2012g MS/kg tandis que dans le système Sol – Paille, nous notons une quantité bien inférieure de l'ordre de 0,1461g MS/kg ; Dans le système sol témoin une quantité de 0,1865g MS/kg a été produite par la plante test.

Cette production relativement importante, de la biomasse aérienne dans le système S– P – U semble être due à la présence de l'urée, qui par son incorporation a permis une stimulation de la microflore tellurique et une plus grande accumulation de l'azote dans le sol.

Selon Laudelaut et Lambert, (1982), cette production de biomasse est due à l'apparition d'une nouvelle ambiance favorable réunissant tous les facteurs mésologiques (pH, T°, bonne aération....) et des substrats énergétiques. Cette situation induit une activité potentielle, et un accroissement de la densité des groupes microbiens spécialisés dans la dégradation des formes organiques de l'azote.

Ainsi, une amélioration du rendement en matière sèche est notée, lors de la 2^{ème} coupe, et atteint 0,3955g MS/pot dans le système S – P – U, contre 0,3409gMS/kg dans le système témoin. Cependant, une plus faible quantité est notée dans le système Sol – Paille et elle est de 0,2861gMS/kg.

Au plan cumulatif, nous notons après 9 semaines de cultures (3^{ème} coupe) une quantité de biomasse aérienne dans le système S – P – U de 0,4557gMS/kg. Dans le système sol témoin et le système sol – paille, les quantités notées sont respectivement de 0,4128g MS/kg et 0,473g MS/kg.

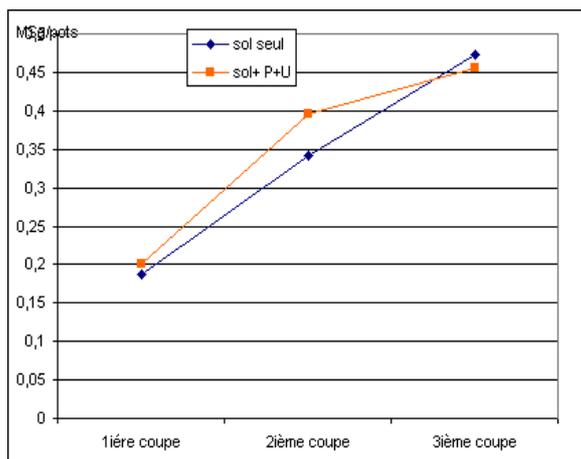


Figure N°61: Production de matière sèche dans le système Sol – Paille – Urée

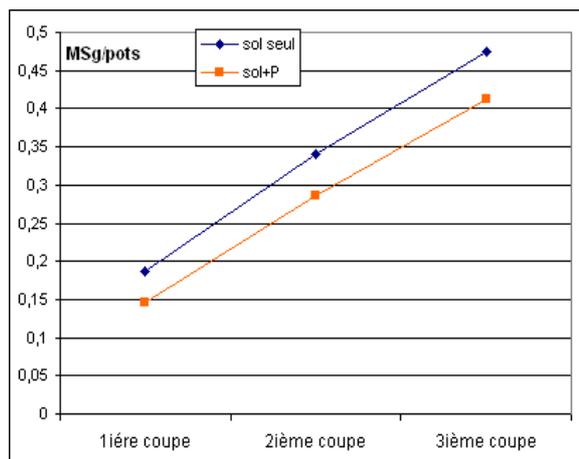


Figure N°59: Production de matière sèche dans le système Sol - Paille

Ces résultats, peuvent traduire un l'effet dépressif de la paille sur le rendement en matière sèche de la culture, et cela après épuisement de l'azote de l'engrais ; l'azote endogène est soit réorganisé dans la rhizosphère, soit dans la partie aérienne du végétal.

I-2°/ Influence de l'engrais vert et d'un engrais azoté sur l'évolution de la biomasse aérienne.

I-2-1°/ Effet de l'engrais vert sur l'évolution de la biomasse aérienne

L'analyse des résultats, relatifs à la biomasse aérienne produite par la plante test (ray – grass) et représentés par le graphe (Fig : 62) révèle une production relativement faible de matière sèche dans le système S – EV comparativement avec le sol seul au cours de la 1^{ère} phase.

Ainsi, nous enregistrons lors de la 1^{ère} coupe (3^{ème} semaine) une production de matière sèche évaluée à 0,1574g MS/kg, tandis que dans le sol témoin, la production de biomasse aérienne est beaucoup plus importante et elle est de l'ordre de : 0,1865g MS/kg

Comme l'a rapporté Recous, (1996), l'enfouissement des matières organiques dans le sol engendre soit une minéralisation soit une immobilisation de l'azote minéral.

Cependant, une amélioration de la matière sèche est notée lors de la 2^{ème} coupe, mais, cette amélioration reste faible en comparaison avec le traitement témoin.

En effet, nous enregistrons une quantité de 0,3290g MS/kg dans le traitement S – EV contre 0,3409gMS/kg dans le système sol témoin.

Lors de la 3^{ème} coupe, le rendement en matière sèche est plus important dans le système S – EV par rapport aux coupes précédentes ; la quantité produite est de : 0,4892g MS/kg contre 0,4739gMS/kg dans le système témoin.

L’engrais vert est une matière organique améliorante facilement métabolisable, qui libère de l’azote dans les sols et stimule l’activité des germes minéralisateurs ; elle pourrait améliorer la nutrition azotée des plantes.

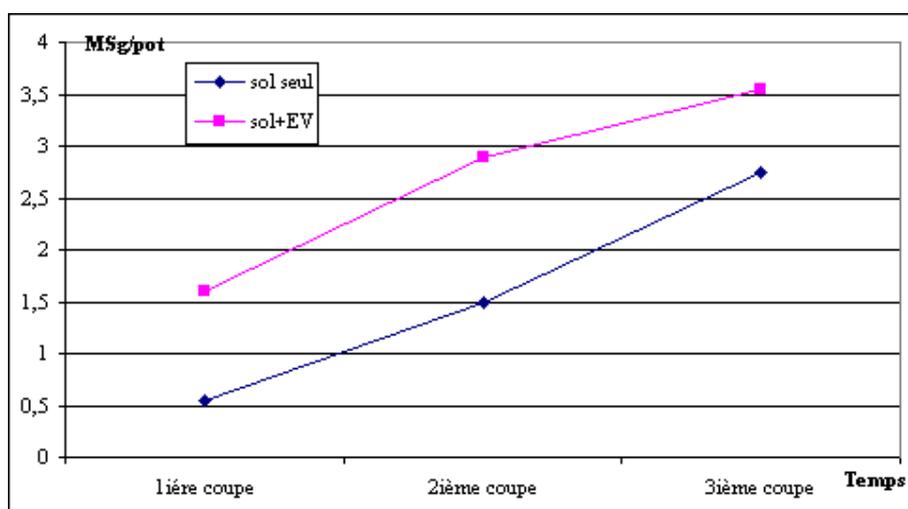


Figure N°62: Production de matière sèche dans le système Sol – Engrais vert

I-2-2°/ Effet de l’engrais vert et de l’Urée sur l’évolution de la biomasse aérienne

En observant, les résultats relatifs à l’évolution de la biomasse aérienne du ray – grass, (Fig : 63) nous remarquons la production d’une importante quantité de matière sèche dans le traitement sol – engrais vert - urée (S – EV – U) et cela par rapport au traitement recevant de l’engrais uniquement et au système témoin (sol seul).

Ainsi, nous enregistrons lors de la 1^{ère} coupe une masse aérienne de 0,1895g MS/kg dans le système sol- engrais vert- urée, alors que dans le système sol - engrais vert, la production en matière sèche est de : 0,1574gMS/kg.

Lors de la 2^{ème} coupe, le rendement en biomasse aérienne augmente considérablement, la quantité produite dans le système S – EV – U, est de 0,4225gMS/ kg, alors que dans le

système sol - témoin et le système S – EV, nous avons enregistré respectivement les quantités de 0,3409gMS/kg et 0,3290gMS/kg.

Cette augmentation, de la biomasse végétale serait la conséquence d'une bonne nutrition minérale azotée provoquée par l'association entre l'engrais vert et l'urée.

Ces résultats rappellent, quelque peu ceux de King et Morris, Juste et col, Chaussod et col, in Cherak, 1999 qui ont noté, des rendements supérieurs ou égaux à ceux notés dans les parcelles, dont les sols avaient reçu une fertilisation minérale optimale.

Cette importante production de matière sèche (biomasse aérienne) dans le système S – EV – U se poursuit tout au long de la période du suivi et se traduit lors de la 3^{ième} coupe par la production d'une quantité très élevée.

En effet, au bout de neuf semaines, nous notons un stock de 0,6285gMS/kg dans le système S – EV – U contre 0,4892g MS/ kg et 0,4739g MS/ kg respectivement dans les systèmes expérimentaux S – EV et Sol seul.

Ces résultats rappellent ceux de Subbiah et al.,(2000) , qui signalèrent que dans un sol à texture argilo – sableuse, le rendement en matière sèche de la culture de riz est très important dans les traitement recevant un engrais chimique.

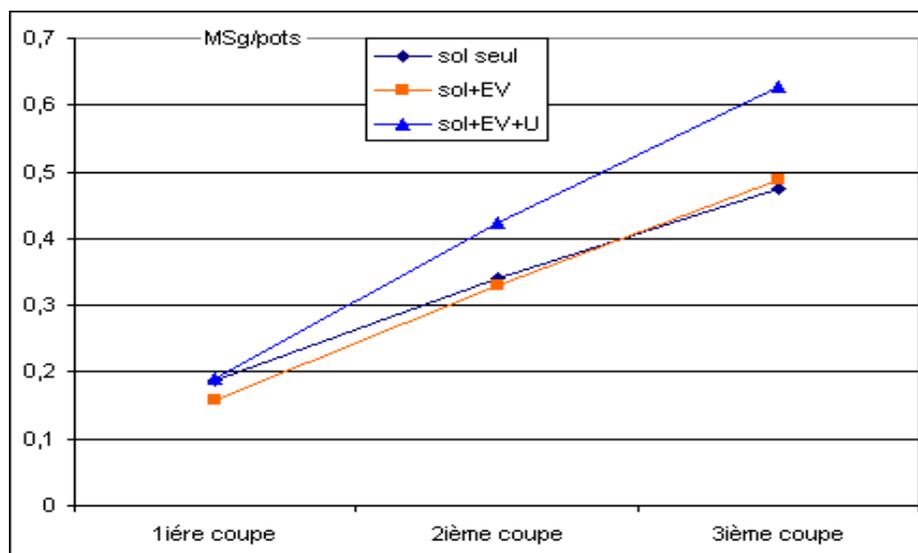


Figure N°63: Production de matière sèche dans le système Sol – Engrais vert – Urée

L'analyse statistique, concernant l'effet des matières organiques et de l'Urée sur la production en matière sèche de la plante test « ray – grass » dans les différents systèmes révèle aucun effet significatif sur le comportement du végétal.

II°/ Effet des matières organiques et de l'Urée sur la minéralomasse azotée du ray-grass.

II-1°/ Influence de la paille et d'un engrais azotée sur l'azotomasse de la plante fourragère « ray-grass »

II-1-1°/ Effet de la paille ($\emptyset=2\text{mm}$) sur la minéralomasse azotée de la plante test.

En observant, les résultats enregistré (Fig : 64) dans les systèmes sol- paille ($\emptyset=2\text{mm}$) et sol seul, nous constatons que la quantité d'azote fixée par la plante fourragère dans le sol témoin est supérieure à celle notée dans le système sol- paille lors de la première coupe (3^{ième} semaine) cette teneur atteint 0,4% d'azote dans le système S - P, alors que dans le sol témoin, l'absorption de l'azote s'est traduite par une teneur de 0,55%.

De ce fait, il s'établit que la paille exerce dans une première phase un effet dépressif sur la nutrition azotée des cultures.

Lors de la 2^{ième} coupe, nous enregistrons une augmentation de la quantité d'azote prélevée par la plante dans le système S - P, qui atteint 1,65%. Toutefois le taux obtenu dans le sol témoin est bien inférieur par comparaison au système S – P, et il est de 1,5%.

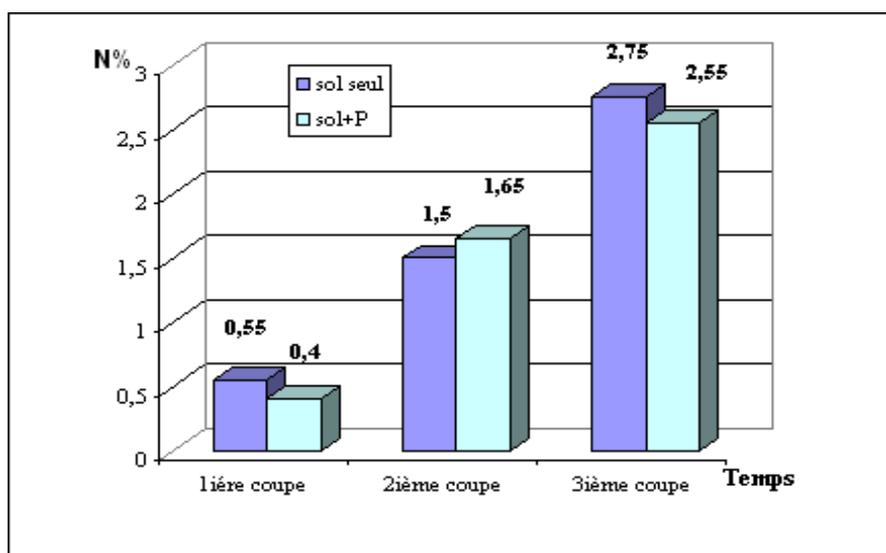


Figure N°64: Exportation cumulée d'azote par le ray – grass dans le système S - Paille

Les résultats obtenus lors de la 3^{ème} coupe révèlent une augmentation de l'azote prélevé par le ray-grass dans le traitement recevant de la paille traduisant de ce fait une amélioration de la nutrition azotée du végétal.

L'analyse statistique ne montre aucun effet significatif de la paille sur la nutrition azotée de la plante. (Voir annexe).

Après un effet dépressif noté dans une première phase, la paille améliore par la suite la nutrition minérale des plantes.

Ainsi, nous enregistrons un taux de 2,55% d'azote exporté par le végétal dans le système S – P, toute fois, en comparant cette teneur avec la quantité d'azote prélevé dans le témoin, nous remarquons qu'elle est légèrement inférieure, et elle est évaluée à 2,75%.

Ces résultats sont également en concordance avec ceux notés par Ganry et al.,(1978), qui avaient enregistré un effet négatif de l'incorporation de la paille de mil sur la nutrition azotée du maïs aussi bien dans la graine que dans la feuille.

Aussi, Velly et Longueval (1979), ont démontré par analyse statistique qu'il n'y avait pas d'effet significatif et pas d'interactions entre les quantités d'azote exporté et la matière sèche chez le maïs.

II-1-2°/ Effet de la granulométrie de la paille ($\emptyset=0,1\text{mm}$) sur la minéralomasse azotée de la plante test.

D'après la (Fig :65) indiquant, l'absorption de l'azote par la culture dans le système sol – paille fine ($\emptyset = 0,1\text{mm}$), nous notons une bonne nutrition azotée de la plante dans ce système et cela en comparaison avec le système recevant de la paille ($\emptyset = 2\text{mm}$) (Fig :63).

En effet, la quantité d'azote prélevé par la plante lors de la première coupe, s'élève en présence de la paille fine à un taux de 1,31%, alors qu'elle n'est que de 0,4% dans le système (Sol – P $\emptyset=2\text{mm}$).

Ces résultats, traduisent indiscutablement une bonne activité biologique dans ce système, ce qui a induit une minéralisation de l'azote organique dans le sol.

Lors de la 2^{ème} coupe, la teneur d'azote exporté augmente, et nous enregistrons un taux de 2,71% dans le système S- PG1 contre 1,65% dans le système S – P $\emptyset=2\text{mm}$.

A la fin de la 3^{ème} coupe, la quantité d'azote exporté par le végétal dans le système S – PG1 est beaucoup plus importante, par rapport à la quantité prélevée dans le système S – P. En effet, nous notons des quantités de 3,41% et 2,55% d'azote dans les traitements respectifs S – PG1 et S – P.

Comme l'a rapporté Darwis (in Recous1996), le broyage suffisamment fin des pailles offre des surfaces de contact à la biodégradation microbienne, et permet ainsi une intense minéralisation du substrat organique.

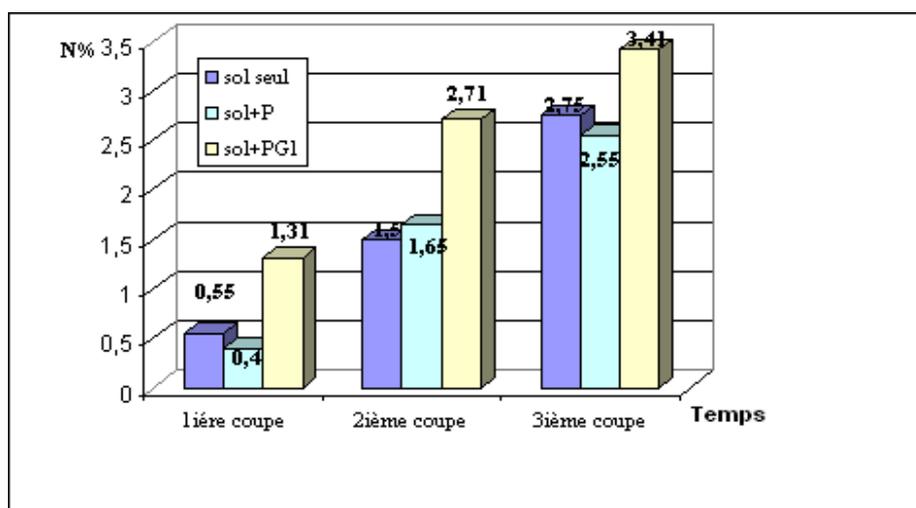


Figure N°65: Exportation cumulée d'azote par le ray – grass dans le système S – P (Ø = 0,1mm),

II-1-3°/ Effet de la paille et de l'urée sur la minéralomasse azotée de la Plante.

L'examen des courbes cumulatives (Fig :66) relatives à la quantité d'azote exporté par la plante test dans le système, sol- paille - l'urée, révèle une bonne alimentation azotée dans ce système, comparativement aux système recevant de la paille seulement et le système sol témoin.

Cependant, l'analyse des résultats, démontre que lors de la 1^{ère} coupe de la plante, nous enregistrons une teneur de 0,65% d'azote contre 0,4% et 0,55% dans les systèmes respectifs sol – paille et sol seul.

Cette importante quantité d'azote produite dans le végétal est due sans doute à l'incorporation de l'urée dans le sol, qui a assuré une bonne nutrition minérale de la plante.

Au cours de la 2^{ème} coupe, la quantité d'azote prélevé par la plante s'élève à 1,85% alors que dans le système S – P et sol le seul nous notons les teneurs respectives de 1,65% et 1,5%.

A la 9^{ème} semaine, les résultats enregistrés lors de la 3^{ème} coupe relatifs à la quantité d'azote exportée dans le végétal sont élevés par rapport à ceux notés dans le système S – P – U et 2,55% dans le système S – P et enfin 2,75% dans le sol seul.

Ceci suggère apparemment une forte minéralisation de l'azote organique dans le sol, due à l'apport d'engrais. En fait, l'absorption accrue de l'azote du sol est la conséquence d'une faible organisation microbienne de cette source d'azote. (Recous et al., 1996)

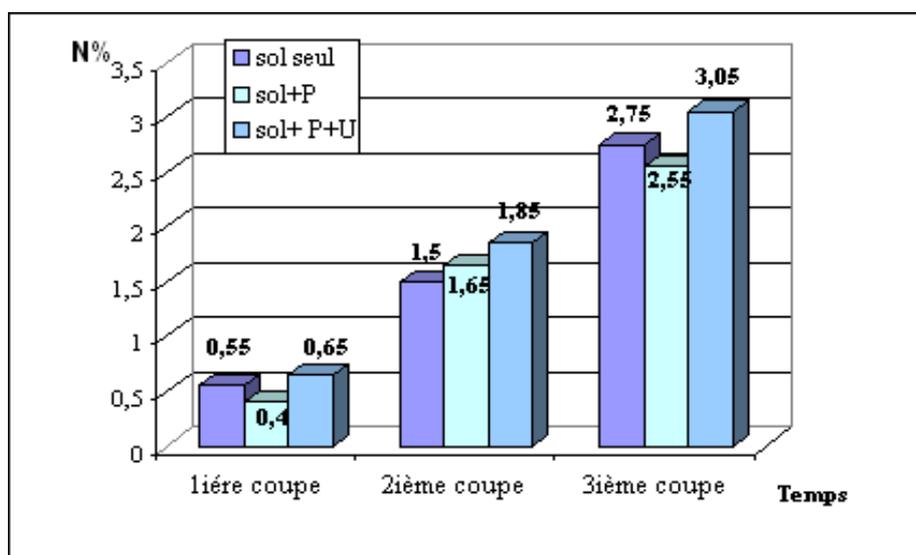


Figure N°66: Exportation d'azote par le ray – grass dans le système S – Paille - Urée

D'après, Guiraud et al.,(1980), l'enfouissement de compost Paille – Urée entraîne une augmentation significative, de la quantité d'azote prélevée dans les parties aériennes du ray – grass dans un sol de Dior.

De leur côté, Velly et Longueval (1979), ont trouvé une importante quantité d'azote exporté dans les systèmes recevant de la paille de maïs et l'urée en comparaison avec le témoin : 6,90 mg d'azote exporté contre 6,19mg dans le sol seul.

Il apparaît alors que les groupes microbiens vont bénéficier en présence de cet engrais (Urée) d'une quantité appréciable de l'azote facilement assimilable, et cela pourrait modifier les interactions se répercutant sur les phases du cycle interne de l'azote. (Cheloufi et Jacquin 2003)

II-2°/ Influence de l'engrais vert et de l'urée sur la minéralomasse du ray-grass.

II-2-1°/ Effet de l'engrais vert sur la minéralomasse azotée de la plante

Les résultats représentés par la Fig : 67 et relatifs aux quantités d'azote exporté dans la biomasse aérienne du « ray – grass », révèlent au bout de neuf semaines de culture, une importante minéralomasse d'azote dans la plante test soumise à un engrais vert comparativement au témoin.

Sur le plan évolutif, nous enregistrons lors de première coupe, une quantité d'azote exporté évalué à 1,6% alors que dans le sol seul, la quantité d'azote exporté est de 0,55%.

Ainsi, l'engrais vert, qui est un substrat organique riche en azote (2,62%) contribue favorablement à une amélioration de la nutrition azotée des cultures après un processus de minéralisation.

En effet, les substances énergétiques que renferment les engrais vert stimulent l'activité microbienne, et la minéralisation de l'azote organique issu de l'engrais vert et du sol devient plus importante Villain, (1989).

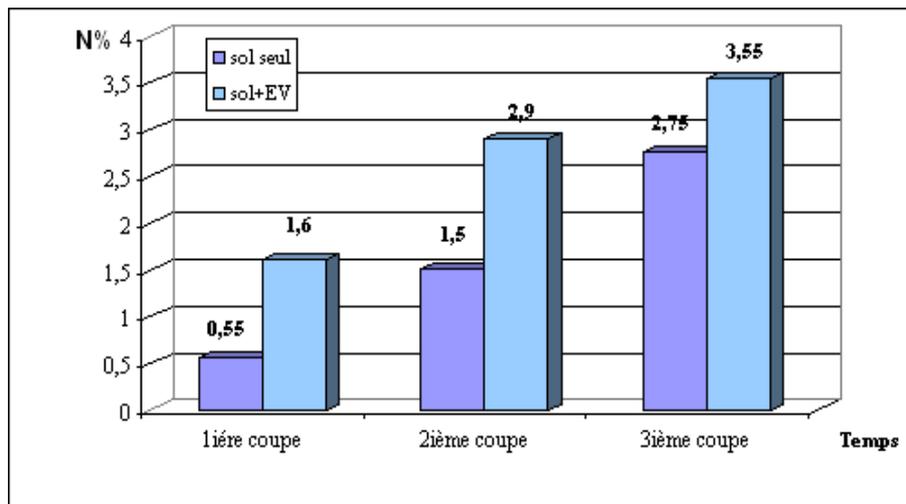


Figure N°67: Exportation cumulée d'azote par le ray – grass dans le système S – Engrais vert

Lors de la deuxième coupe (6^{ième} semaine), la quantité d'azote exporté par le végétal est, importante dans le système S – EV et elle est de l'ordre de : 2,9% comparativement, au sol témoin elle n'est que de 1,5%.

Au plan cumulatif, nous notons après la troisième coupe, l'exportation d'une quantité de l'ordre de 3,55% d'azote dans la biomasse aérienne, tandis que dans le témoin, il est noté la teneur de 2,75% d'azote dans le végétal.

Dans son étude, Recous,(1995), montrait que l'azote contenu dans ce type de produit , peut être présent en quantité plus ou moins appréciable, soit sous forme nitrique, soit sous la forme organique soluble et il est alors rapidement retrouvé sous forme minérale dans le sol après enfouissement.

Il en ressort que la minéralisation de l'azote des engrais vert est relativement rapide, plus de 50% de la minéralisation s'accomplit en moins de 15 jours, ceci est à relier directement à la nature biochimique des résidus et à leur richesse en azote (Recous, 1994)

II-2-2°/ Effet de l'engrais vert et de l'Urée sur la minéralomasse azotée de la plante.

L'examen des résultats relatifs (Fig : 68) à l'azotomasse dans la plante révèle une plus grande quantité de l'azote dans le système expérimental sol – engrais vert – Urée.

En effet, l'incorporation simultanée de l'engrais vert et de l'urée a induit une bonne fixation de l'azote par le végétal.

Cela se traduit par la production d'une quantité d'azote dont le taux est de : 1,87% et cela dès la première coupe. Dans le système S – EV, la teneur d'azote exporté est de 1,6% et elle n'est que de 0,55% dans le sol seul.

Aussi, lorsque l'azote minéral augmente dans le sol, la quantité d'azote dans la plante croît proportionnellement à la quantité apportée ; la plante prélèverait l'azote à partir de la solution du sol, ou l'azote s'accumule progressivement. Machet et al., (1987)

Lors de la deuxième coupe(2ième coupe), la teneur d'azote exportée par le végétal augmente considérablement sous l'effet de deux composés azotés (engrais vert et urée) et elle atteint un taux de 5,22%.

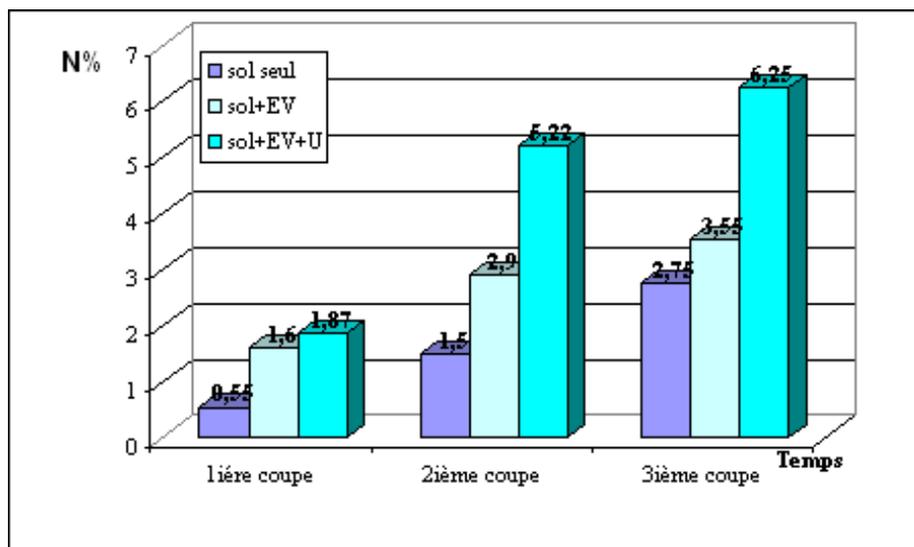


Figure N°68: Exportation cumulée d'azote par le ray – grass dans le système S – Engrais vert – Urée

Cependant, au plan cumulatif, et après la 3^{ème} coupe, le système recevant de l'engrais vert et l'urée est le siège d'une exportation considérable de l'azote dans la biomasse aérienne, la teneur atteinte est de l'ordre de 6,25% d'azote.

Cependant, la teneur est de 3,55% dans le système sol – EV, et de 2,75% dans le système témoin.

Cette importante minéralomasse de l'azote dosé dans le végétal, semble liée à une disponibilité accrue de cet élément dans la solution du sol par l'apport de l'engrais (Urée) et de l'engrais vert.

Ainsi, Recous et al.,(1996) démontrèrent que 56% de l'azote uréique est absorbé par une culture de ray – grass au bout d'un mois ; d'après les mêmes auteurs, deux semaines après les apports, le devenir d'azote de l'urée était quasiment déterminé.

Cependant, Genermont, (1996) et Grégorich, (2003), signalèrent que l'enfouissement de l'urée à une profondeur de 5 cm conduit à une utilisation supérieure de l'azote de l'engrais par la culture et à une diminution très importante de la volatilisation, comparativement à des apports réalisés de manière homogène à la surface du sol.

Enfin, nous pouvons déduire que l'azote exporté dans la plante test "ray – grass " est considéré comme un indice de l'aptitude d'un sol à fournir de l'azote.

L'analyse statistique, basée sur l'analyse de la variance Test Newman-Keuls seuil 5%, laisse apparaître un effet significatif de l'apport conjoint, de l'engrais vert et de l'Urée sur l'exportation de l'azote minéral dans la plante test (voir annexe).

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

Au terme de cette investigation relative à l'influence des matières organiques (résidus de récoltes) sur les processus de minéralisation et de réorganisation de l'azote dans un sol agricole, et à la lumière des résultats, obtenus et relatifs à l'aspect effet type, dose et taille des matières organiques (paille – engrais vert), sur la minéralisation potentielle de l'azote dans le sol, il ressort que la nature «améliorante» de l'engrais vert qui est essentiellement composé de substances protéiques hydrolysables induit d'une part un effet positif sur l'ambiance édaphique, et stimulerait les germes contrôlant le processus de minéralisation.

D'autre part, cette étude met en évidence un effet défavorable de paille, (doses différentes (5% et 10%) et une influence globalement favorable de la granulométrie de la paille (paille fine= $\varnothing > 0,1\text{mm}$) sur la minéralisation de l'azote dans le sol brun calcaire.

Parallèlement, cette recherche fait précisément ressortir que l'adjonction de la paille ($\varnothing = 2\text{mm}$) provoque nettement un effet dépressif sur le processus de minéralisation dont la quantité enregistrée serait relativement moindre comparativement aux autres systèmes sol – paille, il en est de même alors du facteur "dose" de paille qui induirait un blocage considérable vis-à-vis du processus de minéralisation de l'azote.

Toutefois, l'enfouissement, d'une paille fine $\varnothing = 0,1\text{mm}$, provoque un meilleur effet sur l'évolution de l'azote minéralisable dans le sol comparativement aux particules grossières.

Ainsi, les quantités d'azote minéral enregistrées sous l'effet des amendements organiques se présentent selon l'ordre décroissant suivant : S – EV > S – PG1 > S seul > S – PD1 > S – PD2.

En définitive, cet ordre révèle, d'une part que la minéralisation de l'azote organique des différents substrats dépend du type, de la qualité (C/N), de la taille des particules et de la dose des matières organiques incorporées au sol. D'autre part, la répartition quantitative et qualitative des composés dans les différentes fractions organiques, (azote hydrolysable distillable (Nhd), azote hydrolysable non distillable (Nhnd), azote non hydrolysable (Nnh)), fait ressortir une différence quant à l'évolution biochimique des composés azotés sous l'influence de la paille et de l'engrais vert.

En effet, au plan analytique, nous remarquons, sous l'action de ces matières organiques, la prédominance des formes hydrolysables de l'azote organique (NHT) par rapport à la forme non hydrolysable (NnH), dans la quasi-totalité des systèmes expérimentaux.

Ainsi, l'évolution des formes organiques de l'azote montre que les systèmes sol – paille dose1 et sol – paille dose 2 concentrent, en majeure partie, des quantités importantes d'azote hydrolysable distillable (Nh_d) et d'azote hydrolysable non distillable (Nh_{nd}) comparativement au système sol – témoin et au système sol – engrais vert.

Cette étude révèle aussi que l'azote minéral dans l'ensemble des systèmes expérimentaux établis semble majoritairement organisé dans la fraction Nh_{nd} ou N_α aminée ; ce fait met en relief toute l'importance du compartiment biomasse microbienne dans le mécanisme d'immobilisation de l'azote dans les sols agricoles.

En ce qui concerne l'effet de la paille sur la minéralisation de l'azote dans les différentes fractions granulométriques (50 μ - 200 μ - 2000 μ) du sol, nous notons que ce substrat carboné (paille) exerce un effet défavorable sur les processus de minéralisation et qu'elle favoriserait plutôt l'organisation de l'azote minéral dans les différents compartiments organiques azotés.

Il se dégage alors de cette investigation réalisée sur une période, de 84 jours d'incubation que l'activité minéralisatrice de l'azote est plus élevée dans les systèmes à granulométrie fine et grossière comparativement aux systèmes sol - paille avec les mêmes fractions SG1 – P, SG2 – P, SG3 – P.

Pour ce qui est de l'importance relative du phénomène de minéralisation, l'étude statistique basée sur l'analyse de la variance (test Newman Keuls 5%) fait ressortir une différence significative entre les différentes fractions granulométriques et permet l'établissement de l'ordre décroissant suivant : SG1 > SG2 = SG3 > SG1 – P > SG2 – P > SG3 – P.

Ainsi, les systèmes SG1 et SG1 – P (fraction fine) présentent les meilleures quantités d'azote minéral, comparativement aux systèmes sol - fraction grossière. De ce fait, nous déduisons que la minéralisation de l'azote dans nos différents traitements varie d'une part selon le rapport C/N de la fraction granulométrique du sol et du rapport C/N du substrat organique enfoui (paille).

Concernant, l'influence de la paille sur le compartiment organique, il est remarqué que les formes organiques de l'azote, sont en majeure partie localisées dans les systèmes "fraction grossière" du sol : (SG2 – P ; SG3 – P), et plus précisément, elle se trouvent sous la forme azotée hydrolysable non distillable (Nh_{nd}) au plan de la nature biochimique.

Le fractionnement de l'azote, conduit à penser que les formes azote hydrolysable distillable (Nhd) et azote hydrolysable non distillable (Nhnd), qui représentent des substrats azotés facilement biodégradables (sucres aminés et acides aminés) seraient des indicateurs de fertilité azotée pour le sol employé dans cette étude.

Aussi, il met en relief indiscutablement l'importance de l'action de la paille dans la réorganisation de l'azote minéral sous des formes azote aminés, constituant de ce fait, un réservoir potentiel de l'azote dans le sol.

Ces aspects, quantitatifs et qualitatifs de la réserve potentielle d'azote organisé montrent toute l'importance de l'environnement bio physico chimique (A%, C/N, PH.....) du sol sur l'évolution des composés organiques azotées (Guiraud, 1984 ; Vong et al.1989).

Cette, étude cinétique des processus minéralisation – immobilisation en présence de l'Urée) et de paille, engrais vert montre un effet positif de l'engrais vert et un effet négatif de la paille sur ce même phénomène.

Statistiquement, l'analyse de la variance laisse apparaître un effet positif de l'engrais vert et de l'urée sur la minéralisation de l'azote organique dans le sol

Cependant, l'apport conjoint de l'urée et de la paille n'accroît pas l'intensité de la minéralisation de l'azote dans le sol

Concernant l'effet de ces matières organiques et de l'engrais azotée l'urée sur le comportement d'une graminée fourragère, l'étude des cinétiques de biodisponibilité de l'azote organique dans les différents systèmes culturaux (sol – matières organiques – engrais – plant-test), mettent en évidence, un comportement différent du ray – grass d'Italie selon le modèle expérimental. Ainsi, nous notons une absorption d'azote significativement différente entre le système recevant l'engrais vert et l'urée et le système – paille – urée.

Finalement, cette étude confirme tout l'intérêt d'apporter souvent des engrais minéraux pour répondre aux besoins nutritionnels des végétaux, surtout dans les sols où s'accumulent des MO à C/N élevé telles que les pailles fraîches.

Aussi, il serait intéressant de mettre l'accent sur les outils et moyens actuellement disponibles pour prédire au plan dynamique, la minéralisation de l'azote d'une gamme très large de substance organiques moyennant la datation des matières organiques et des fertilisants et cela pour parvenir à l'établissement d'une fertilisation azotée raisonnée, garante d'une meilleure rentabilité au plan économique, d'un meilleur équilibre au plan écologique et d'une plus grande productivité végétale.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

AITA C, MARIOTTI A. 1996 - Couplage des cycles du carbone et de l'azote dans les sols cultivés : étude au champs des processus de décomposition après apport de matière organique fraîche. [Note(s): 206] (201 ref.) Travaux universitaires

AKROUM, CH., 1985 - Localisation de la matière organique des sols, définition d'un modèle d'évolution. Thèse Mag.Paris - Grignon, pp 170.

ALFAIA .S, 1997- Mineralization and immobilization of nitrogen in Brazilian amazonica soils.R. bras. Ci Siolo, 21:387- 392.

ALFAIA.S, 2006 - Characterization and distribution of organic forms nitrogen in three soils of central Amazonica. Acta amazonica Vol, 36(2) : 135-140.

ANDREUX F., METCHE M., JACQUIN F., 1971- Incorporation de l'azote aminé dans la phytomélanine issue de la polymérisation oxydative de l' α -hydrojuglone.C ;R.Acad.Sc .Paris . 272 D, 2729-2731.

ANDREUX F., JOCTEUR MONROZIER L., 1981- Les apports de méthode de séparation des substances humiques à la connaissance de la réserve organique azotée des sols. C.R. Colloque Humus et Azote. 7-10 juillet, Reims, 107-113.

AZAM.F, MULVANEY R.L, STEVENSON F.J. 1989- Chemical distribution and transformations of non- symbiotically fixed [15]N in three soils. Soil Biol.biochem Vol.21, n°, pp.849-855.

BADIANE N.A, GANRY F, JACQUIN F, 1994- Assess of microbial biomass in a ferruginous tropical soil of the central northern part of Senegal ;Poster Symposium n°11

BADIANE N.A, JACQUIN F. 1993- Le statut organique d'un sol sableux de la zone Centre-Nord du Sénégal. Agronomie N° : 93INPL 044N.

BADO B.V.2002- Thèse électronique université Laval

BARRUISSO E, ANDREUX F. et PORTAL JM. 1990- Caractérisation par hydrolyse acide de l'azote des fractions organiques et organo-minérales d'un sol humifères. Rev. Science du sol, Vol 28, 3, pp : 223-236.

BAYCE.B, MOREAU.R, FELLER.C 1998- Décomposition d'une poudrette de fumier incorporée dans un sol sableux de versant et un sol argilo- limoneux de bas fond en milieu soudano-sahélien (Burkina Faso). Etude et gestion des sols. 5, 2 pp83- 92.

BELHADJ B., 1984- Les cycles biologiques dans les sols montagnards acides. Influence potentiel et réelle de diverses formes d'aluminium sur la nitrification et le turnovers de la biomasse et de ses métabolites. Thèse DEA de biologie et physiologie végétale. P 7.

BENSID Z ., 1996- Etude expérimentale de la dynamique des litières dans deux stations forestières des hautes altitudes Aurassiennes (Monts de Chelia) :- Incidences de la nature du couvert forestier sur les microflores telluriques -Turnover des retombées biologiques (minéralisation, réorganisation et humification). Thèse de Mag. INES de Batna.

BERNHARD – REVERSAT F, 1981- Biogeochemical cycle of soil nitrogen in a semi-arid savanna. Oikos, 38 : 321-322.

BERNHARD – REVERSAT F, 1974- L'azote du sol «et sa participation au cycle biogéochimique en forêt ombrophile de Côte d'Ivoire. Rev. Ecol. Biol. Sol, 11 (3), pp : 263-282.

BERNHART-REVERSAT F, HARMAND JM ET UGUEN K., 1999- Les litières et la dynamique de l'azote dans divers biotopes à acacia d'Afrique occidentale et centrale.

BLONDEL D. 1971D- Contribution à la connaissance de la dynamique de l'azote minéral : en sol ferrugineux tropical à Nioro du Rip. Agron. Trop., 26 :1354-1361.

BLONDEL D., 1971b- Contribution à la connaissance de la dynamique de l'azote minéral : en sol sableux au Sénégal. Agron. Trop., 26 :1303-1333.

BLONDEL D., 1971c - Contribution à la connaissance de la dynamique de l'azote minéral : en sol ferrugineux tropical à Séfa. Agron. Trop., 26 :1334-1353.

BOUNIOLS A., MARTY J.R, BLANCHET R., PUECH R., CHALAMET A., 1987- Alimentation azotée du soja dans différentes conditions culturales: conséquences pour la production et la rotation. In nutrition azotée des légumineuses, les colloques de l'INRA, 37, Paris, 285-292.

BOUNIOLS A., TANCOGNE M., MERRIEN A., BLANCHET R., 1990. L'alimentation azotée des légumineuses à graines dans l'agriculture française actuelle ; exemple du soja. C.R. Acad. Fr., 76, 109-115.

BOUNNEAU ET SOUCHIER ,1979- Pédologie. –constituants et propriétés du sol. Ed. Masson, Paris, p: 388-392.

BOUNOUARA, Z., 1998- Influence des matières organiques (fumier-engrais vert) sur la dynamique de l'azote (minéral et organique) dans un sol céréalière de Hamla (W.Batna). Thèse Ing. Agronomie Batna. p 61.

BREMNER J.M., 1965- Organic nitrogen in soils in sol Nitrogen (W.V. Batrtholomew and F.E Clarck Ed) American Soc. Agronomy, Series agronomy. Madison Winsconsin USA, pp: 93-149.

BREMNER, 1965b In : Methods of soil analysis. C.A Black, Paert 2, 1179- 1238.

CALLEJA, 1971- Etude des activités biologiques du sol de trois groupement végétaux de la série du chêne vert : le Quercetum ilicis, le Cocciferetum, le Brachypodietum ramisi. Dynamique de la libération de l'azote minéral. Rev. Ecol. Sol , T. VIII 2, pp : 199-218.

CALVET G. ET VILLEMIN P., 1986. Interprétation des analyses de terres. Ed. SCPA, 25p.

CARLOTTI B., 1992- Recueil des bases de préconisations de la fertilisation azotée. Ministère de l'Agriculture, Ministère de l'environnement, CORPEN (Ed), pp : 136.

CORPEN, 1991- Interculture, Ministère de l'Agriculture, Ministère de l'environnement, Paris

CATROUX G. CHAUSSOD R ET NICOLARDOT B., (1987) - Appréciations de la fournitures d'azote parle sol. C.R Acad. Agric. Fr. 73 N° 3, pp : 71-79.

CELLIER P., GERMON J. C., HERAULT C., GENERMONT S., 1996- Les émissions d'ammoniac (NH₃) et d'oxydes d'azote (NO₃ et N₂O) par les sols cultivés mécanismes de production et quantification des flux. Ed. INRA maîtrise de l'azote dans les agro systèmes. Paris. pp 25-39.

CELLIER P., GERMON J. C., HENAULT C., GENERMONT S., 1997- Mécanismes des missions et quantification des flux d'azote atmosphérique. Ed INRA Paris.

CHAUSSOD R., NICOLARDOT B., 1982 - Mesure de la biomasse microbienne dans les sols cultivés .I Approche cinétique et estimation simplifiée du carbone facilement minéralisable. Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol 19, 501-512.

CHAUSSOD R., NICOLARDOT B., et CATROUX G . "b"1986 - Mesure en routine de la biomasse microbienne des sols par la méthode de fumigation au chloroforme. Rev. Sci. Du sol N° 2, pp : 203-211.

CHAUSSOD R., NICOLARDOT B., ET CATROUX G. «a», 1986- Relations entre les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques de quelques sols cultivés. Rev. Sci. Du sol N° 2, pp : 213-226.

CHELOUFI H., 1991- Etude du devenir de fertilisation azoté minéraux dans quatre types de sols cultivés Lorraine : conséquences agronomiques et écologiques. Thèse Mag. Agr. l'INPL, p 142.

CHELOUFI H., LONGA N., FORENTIN L., MORLOT M., 1990 – Contribution à l'étude de l'influence des agro systèmes et d'un apport de fertilisant azoté sur la qualité des eaux potables. Cas des eaux de captages de la commune de LOISY, MEURTHE et MOSELLE. C.R. Acad. Agri. Fr., 76(5), 145-154.

CHELOUFI. H, JACQUIN. F., 2003 - Influence du pédoclimat sur l'évolution des composés azotés présents dans les sols Lorrains : conséquence sur la qualité des eaux. Bulletin de l'académie Lorraine des sciences, 42 (1-4).

CHERAK L., 1999 - Etude expérimentale de l'influence des eaux résiduaires (Batna, Fisdis, El Mader) sur certaines activités microbiennes (minéralisation du carbone et de l'azote) dans un sol calcaire de la région d'El Mader W Batna). Incidence sur les microflores telluriques et le comportement d'une graminée fourragère (Avena Abla «WI-88»). Thèse Mag. INES de Batna. p 105.

DARWIS D., 1993- Effet des modalités de gestion de la paille de blé sur l'évolution du carbone et de l'azote au cours de sa décomposition dans le sol. Thèse I N A P-G. pp :165.

DECAU J, 1968- Contribution de l'influence des conditions de milieu sur la répartition de l'azote dans le sol. Principales formes d'azote obtenues par hydrolyse. Ann. Agron., 19,653-683.

DELPHIN J.E., CHAPOT J.Y. ET SCHOELLEN A., 1991- Relation entre le pouvoir minéralisateur des sols et la minéralisation nette de l'azote au champ. Agronomie, 11, pp : 439 – 445.

DELPHIN.J.E., 1986- Evaluation du pouvoir minéralisateur des sols agricoles en fonction de leur caractéristiques physico- chimique. Agonomie, 6,453-458.

DIEHL R., 1975- Agriculture générale. Ed. JB. Baillière.

DOMMERGUES Y.R., MANGENOT F.G., 1970- Ecologie microbienne du sol. Ed.

DUCHAUFFOUR P., 2001- Abrégé de Pédologie. Ed Masson et Cie, cinquième édition, 291 p.

DUCHAUFFOUR, 1970 - Humification et écologie. Cahier O.R.S.T.O.M, série Pédol. Vol.VIII, N°4, 279 – 390.

DUTHIL J, 1973- Elément d'écologie. Ed JB. Baillière Tome III.

DUTHIL P., JUSTE C ., MONNIER G ., et REMY., 1981-Paille et fertilité des sols. INRA, pp : 6 – 33.

DROUINEAU C., LEFEVRE C., 1949 – Première contribution à l'étude de l'azote minéralisable dans les sols Ann. agro., 19, 518-536.

EGOUMENIDES C, RISTERUCCI A ., MELEBOU K.E., 1987- Appréciation de la fertilité azotée des sols tropicaux : étude des fractions organiques de l'azote. Agron. Tropical, Vol.42, n°2, pp 85-93.

FAURIE .G, BARDIN.R., 1979- La volatilisation de l'ammoniac. I- Influence de la nature du sol et des composés azotés. Ann. Agro. 30(4).pp363 – 385.

FELLER C, F GANRY, M .CHEVAL. 1981- Décomposition et humification des résidus végétaux dans un agro – système tropical .extrait de Agro tropical XXXVI-I.

FELLER .C., 1995- La matière organique dans les sols tropicaux à argile : 1. Recherche de compartiments organiques fonctionnels. Une approche granulométrique. Thèse de doctorat, Strasbourg, 365p. ferruginous tropical soil of the central northern part of Sénégal.

FIRESTONE M.K, DAVIDSON E.A, 1989- Microbial basis of NO and N₂O production and consumption in soils In : Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere, MO.Andreae and D.S. Schimel Eds., J Wileys and Sons Ltd,Chichester, 7-21.

GANRY F., 1977- Etude en microlysimètres de la décomposition de plusieurs types de résidus de récolte dans un sol tropical sableux. Agron. Trop., 32 : 51-65.

GANRY.F, ROGER.P.A, DOMMERGUES.Y., 1978- A propos de l'enfouissement de pailles dans les sols sableux tropicaux du Sénégal.Acad d'Agri Extrait du PV du 15 mars.pp .445-454.

GENERMONT S., 1996- Modélisation de la volatilisation d'ammoniac après épandage de lisiers sur parcelle agricole. Thèse de doctorat, Toulouse, 170p + annexes.

GERMON J.C, TAUREAU J.C, 1991- Simplification du travail du sol et transformations de l'azote – conséquences sur le lessivage des nitrates. Perspectives Agricoles. 162, 40-51.

GIBSON A.H., ROPER M.M., HALSALL D. M., 1988- Nitrogen fixation not associated with legumes. In : Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems, J.R.Wilson. Ed., CAB International. Wallingford, 66-88.

GIGOU, J., 1992- L'azote dans les systèmes de culture du nord et du centre de la Côte d'Ivoire. : Biological Nitrogen Fixation and Sustainability of Tropical Agriculture, Mulongoy, Gueye, Spencer (Eds.), IITA, Ibadan, 377-393.

GRAFIN Ph., 1970 Evolution d'apports organiques dans le sol.

GREGORICH R., 2003- Gestion du carbone et de l'azote dans le sol.L'auteur est conseiller technique au secteur des productions végétales à la Coopérative fédérée du Québec. p : 1-6

GUIRAUD .G, GANRY.F, LLIMOUS.G, 1980- Etude au moyen de ¹⁵N de l'influence de l'enfouissement répété de compost de paille de mil sur la disponibilité de l'azote d'un sol sableux tropical. Agronome. Tropical XXXV-3 p 215 – 219.

GUIRAUD G, MAROL CH. 1982- Utilisation de l'azote 15 en science du sol. Application à l'étude de transferts d'azote entre les formes minérales et organiques dans un sol calcaire. Bulletin AFES n°2

GUIRAUD.G 1984-Contribution du marquage isotopique à l'évaluation des transferts d'azote entre les compartiments organiques et minéraux dans les systèmes sol- plante. Thèse Docteur d'état, Paris, VI, 335p.

HERBERT.J., 1979- L'azote. Ed Masson, Paris, pp 386-394.

HERLIHY .M, 1979 . Nitrogen mineralization in soils of varying texture moisture and organic matter. I. Potential and experimental values in fallow soils. Plant and soils. 35, 255-267.

HERNANDEZ.M.T, CEGARRA. J, COSTA.F, LAX.A, ANDREUX.F, PORTAL.

J.M, SCHOULLER .E. 1987- Etude expérimentale de l'humification dans un sol calcaire sous culture de maïs. Science du sol. Vol, 25/1- pp 31-42.

HOUOT S., CADOT L., GNANALINGAM., 1996 a-Variation with pedoclimatic condition of an anaerobically international conference on modern agriculture and environnement, Rehovt.

HOUOT S., CHAUSSOD R., 1995- Impact of agricultural practice on the size and acivity of microbial biomass in a long term field experiment. Biology and fertility of soil, 19, 309-316.

JACQUIN. F, CHELOUFI. H, SULCE.S, VONG P.C .1991- Cinétique d'immobilisation d'un engrais azotée : conséquences agronomiques et environnementales. Gestion de l'azote agricole et qualités des eaux. Actes du séminaire, FUL, 23-24, pp209- 223.

JACQUIN.F, CHELOUFI. H, VONG P.C., 1992 – Immobilization and mineralization kinetics of a nitrogen fertilizer in calacareous clayey soil (rendzine). Science of the total Environnement, 117/118,271-278.

JACQUIN.F, DHANOON.M, VONG P.C.1985- Devenir de l'azote fertilisant dans les différents compartiments de la matière organique en sols cultivés. C.R.Acad. Agri. Fr, 71, n°7.pp 643-651.

JACQUIN.F, HAIDOUTI. C, MULLER J.C ,1980- Dynamique de la matière organique en sols carbonatés cultivés. Bull. de l' A.F.E.S, 1, p :27 – 36.

JACQUIN.F, VONG P.C.1990- Influence d'un apport de paille sur la minéralisation de l'azote originaire du sol et d'un engrais. Nitrates, agriculture, eau Paris, 7-8 Novembre.

JACQUIN.F, VONG P.C.1990- Quantification des mécanismes d'organisation et de minéralisation en sols cultivés. Science du sol, Vol, 28, 4, pp. 349-362.

JANEL. PH, JOCTEUR MONROZIER.L, TOUTAIN.F 1978- Caractérisation de l'azote des litières et des sols par hydrolyse acide. Soil Biol Biochem, Vol, 11.pp. 141-146.

JAWSON M.D, ELLIOT L.F 1986- Carbon and nitrogen transformation during wheat straw and root decomposition. Soil Biol. Biochem. Vol. 18 (1), 15 -22.

JEDIDI ,N ;HASSEN.A ;VAN CLEEMPUT.O ; M'HIRIA. 2002- Etude de la minéralisation de l'azote dans un sol en présence d'amendements organiques. Proceeding of international symposium on environmental pollution and water management 7-10 january, Tunis (EPCOWM), p : 369-381.

JENKINSON D.S., 1988 – Détermination of microbial biomass, carbon and nitrogen in soil. In Advances in nitrogen cycling agricultural ecosystem JR Wilson, C.A.B.International, Wallingford, 338-380.

JOCTEUR- MONROZIER L., 1984- Nature et évolution de l'azote organique dans les sols et les sédiments marins récents. Thèse Doctorat d'Etat. Université Nancy I, p 165.

KAI .H, 1975 - The immobilisation and release nitrogen in soil and the chemical characteristics of nitrogen in those processes. In: Nitrogen fixation and nitrogen cycle. Tahahashi (Eds), JIBP Synthesis. Vol. 12, Tokyo, 95 – 105.

KARA.MITCHO.A.E ; PARISOD J.-FR ; NEYROUD J.-A 2004 -Le potentiel de minéralisation de l'azote du sol ; Revue suisse Agric.36 (6) :259-264.

LA FOLIE .F,NEIL .C, 1997- Migration du NO_3^- dans la zone non saturée et impacts sur la qualité des eaux souterraines. In maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. Ed INRA

LADD J.H., PARSONS J W. , AMATO M., 1977 – Studies of nitrogen immobilization and minéralization in calcareous soils. I- Distribution of immobilized nitrogen amongst soil fractions of different particle size and density. Soil Biol. Biochem., 9, 309-318.

LAUDELOUT.H, LAMBERT.P 1982- Variation saisonnière de la population microbienne du sol.II- Influence sur la minéralisation de l'azote du sol. Rev. Ecol. Biol Sol, 19(1), P : 1-15.

LAURENT.F, MACHET.J.M, PELLOT P., TROCHARD R., 1995- Cultures intermédiaires pièges à nitrates comparaison des espèces. Perspectives Agricoles, dossier azote et interculture, 206, 38 – 49.

LEMAIRE.G, GASTAL.F, PLENET.D, LEBOT.J, .1997 - Le prélèvement d'azote par les peuplements végétaux et la production des cultures. In maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. Ed, INRA, Paris.

LOISEAU P., CHAUSSOD R., DELPY R., 1994 - Soil microbial biomass and in situ nitrogen mineralization after 20 years of different nitrogen fertilization and forage cropping systems. European Journal of agronomy, 3, 327-332.

LOISEAU.P, DECAU.M.L, 1995- Minéralisation et organisation de l'azote dans les sols prairiaux estimées à partir des données de marquage ¹⁵N des parties aériennes à la récolte. INRA Ed, Paris, Les Colloques de l'INRA. 70.299-314.

MACHET.J.M; F.LAURENT,J.Y .CHAPOT,T . DORE, A.DULOUT 1996 -Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. Ed INRA, Paris p 271- 289

MACHET.J.M; MARY.B, 1990- Effet de différentes successions culturales sur les risques de pertes de nitrate en région de grande culture « nitrate, Agriculture, Eau »,R Calvet Ed.INRA, Paris, 395- 403.

MACHET.J.M ; RECOUS.S, 1995- La gestion de l'interculture : une nécessité pour limiter le lessivage des nitrates Perspectives agricoles, dossier azote et interculture,206,4-8.

MARY ET JUSTES, 2001- La fourniture d'azote par les matières organiques Colloque GEMAS-COMIFER Blois 27-29 Novembre.

MARY.B 1987 - Effets du précédent cultural sur la disponibilité du sol en azote minéral. CR Acad Agric 73 n°8 pp 57-69. (1987)

MARY.B, RECOUS.S, DARWIS.D, ROBIN.D, 1996- Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil.Plant and soil, 181,71-82 ;

MARY.B, REMY J.C. 1979 -Essai d'appréciation de la capacité de minéralisation de l'azote des sols de grande culture. Ann. Agro., 30 (6), 513 – 527.

MARY.B, GUERIF.J, 1994- Intérêt et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote dans le sol. Cahiers Agriculture, 3,247-257.

MARY.B, JUSTES E., CHIESI F., FOURNIER L., KOHUT N., 1995- Minéralisation d'effluents agro industriels (5sucrieries- 1distillerie, 1 féculerie et 1 déshydratation de luzerne).Etude réalisé en conditions de plein champ. Masson. Paris.

MCCLUNG.G, FRANKNBERGER W.T.J 1985- Soil nitrogen transformation as affected by salinity. Soil science, Vol 139, n°5, pp405-411.

MERIDJA. O, 1995- Etude expérimentale de l'influence des matières organiques (paille – fumier) sur l'évolution de l'azote minéral dans un sol céréalier de Hamla.(W .Batna) Thèse, Ing, INES Batna.

MEYNARD J.M., JUSTES E., MACHET J.M, RECOUS S., 1997- Fertilisation azotée des cultures annuelles de plein champ .maîtrise de l'azote dans les agro systèmes Ed INRA, Paris pp183-201.

MOREL.R, 1996- Les sols cultivés 2^{ème} Edition Paris rue Lavoisier.

MUSTIN.M, 1987 Le compost, gestion de la matière organique. Ed François Dubusc, pp 951.

NICOLARDOT B., 1988- Evolution du niveau de biomasse microbienne du sol au cours d'une incubation de long durée : relations avec la minéralisation du carbone et de l'azote organique. Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol, 25, 287-304.

NICOLARDOT B., CHAUSSOD R., GERMON J.C., 1989- Influence of available carbon on biological transformations of nitrogen in agricultural soils. In : Recent advances in microbial ecology-proceedings of 5 international symposium on microbial ecology. T HATTORI et al., Ed, Japan. 164-168.

NICOLARDOT B., FAUVET G., CHENEY D., 1994- Carbon and nitrogen cycling through soil microbial biomass at various temperatures. Soil biology and biochemistry. 26, 253-261.

NICOLARDOT B., MARY B., HOUOT S., RECOUS S., 1996- La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. In : maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. Ed INRA Paris.

NICOLARDOT B., MARY B., HOUOT., RECOUS S., 1997- La dynamique de l'azote dans les sols cultivés in Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes Ed INRA Paris pp 87-101.

NICOLARDOT B., RECOUS S., MARY B., 2001- Simulation of C and N mineralization during crop residue decomposition : a simple dynamic model based on the C :N ratio of the residues. Plant and Soil 228, 83-103.

NICOLARDOT.B, GENERMONT.S, HOUOT.S, MORVAN.T, MARY.B, RECOUS.S, THURIES.L, PARNAUDEAU.V. 2004 - Devenir dans le sol de l'azote des matières organiques exogènes. Journée « azote », CORPEN, COMIFER, 5 Février.

NIEDER R, 1986- Influence de la paille sur le cours de la minéralisation de l'azote dans un sol horizon Ap d'un luvisol dans des essais d'incubation dans des colonnes de sols Pflanzenern Z, Bodenk 149, 202- 10. p. 653-683.

PARSONS J.W, TINSLEY.J, 1975 - Nitrogenous substances. In : Soil Components I. organic components. J.E Gieseking ed.,Springer Verlag Publ.,Berlin, 263-304.

RAISON R.J., Connel M.H . et Khanna P.K. 1987 . methodology for studying fluxes of soil ,mineral –N in situ.soil biol.biochem . 19: 521-530 .

RECOUS .S, MACHET J.M, MARY .B 1992- The partitioning of fertilizer- N between soil and crop : compariso of ammonium and nitrate applications plant and soil, 144,p :101-111.

RECOUS S. 1994. Réponse des matières organiques des sols au changement atmosphériques globaux. II effet de la température sur la minéralisation d'un résidu végétal (maïs) et de la matière organique des sols. In : les dossiers de l'environnement de l'INRA, 8, INRA Ed, Paris, 81-85.

RECOUS S. 1995- Incorporation des résidus végétaux, quel effet sur la dynamique de l'azote. Perspectives agricoles, dossiers, azote et interculture. N° 206.

RECOUS S., JEUFFROY M.R, MARY B., MEYNARD J.M 1996. Gestion de l'azote en zone d'agriculture intensive. Rapport final INRA- Grande Paroisse S.A, Contrat 9497 B., 37p+ annexes.

RECOUS S., LOISEAU P., MACHET J.M. , MARY B., 1997- Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. Ed INRA, Paris.

RECOUS S., NICOLARDOT.B., SIMON J.C., 1996 b- Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines. In : l'eau dans les agrosystèmes. Ed INRA Paris .

RECOUS S., ROBIN D., DARWIS D., MARY B., 1995- Soil in organic N availability : effect on maize residue decomposition. Soil biology an biochemistry. 27, 1529-1538.

REMY G.C., MARIN-LAFLECHE A., 1974- L'analyse de terre : réalisation d'un programme d'interprétation automatique. Ann. Agron., 25 (4), 607-632.

REMY J .C, HEBERT. J. 1977- Le devenir des engrais azotés dans le sol. C.R.Acad. FR., 11, pp : 700-741.

RICHTER J., Nuske A., Habenicht W and Bouer J., 1982 – optimized N-mineralization parameters of loess soils from incubation experiments. Plant and soil, 68, 379-388.

ROBIN D., 1994- Effet de la disponibilité de l'azote sur les flux bruts de carbone et d'azote au cours de la décomposition des résidus végétaux dans les sols. Thèse de Doctorat, INA-PG, 201p.

RODRIGO A., RECOUS S., MARY B., 1997- Effects of moisture and temperature on microbial processes in soils comparison on nine simulation models. Ecological modeling.

ROUSSEL O, BOURMEAU E, WALTER CH. 2001- Evaluation du déficit en matière organique des sols français et des besoins potentiels en amendements organiques. Etude et gestion des sols. Vol 8, 1, pp65-81.

SANAA. M, VAN CLEEMPUT.O 1997- Dynamique et bilan de l'azote d'un sol calcaire des régions semi – arides de Tunisie. Cah Sécheresse Vol 8 N° 2,pp103-108.

SCHNITZER M., 1981 - Toward a better understanding of the interrelation ship between humus and nitrogen ; a key economic and scientific problem in international agriculture. C .R. Colloque humus et Azote, Reims, 1-15.

SIMON G., 1960 - L'enfouissement des pailles dans le sol, étude générale et répercussions sur la microflore.

Répercussions de l'enfouissement des pailles sur la microflore du sol, Ann. Agron., (2) 177 – 219.

SIMS J.L, FREDRICK L .R., 1970 – Nitrogen immobilization and decomposition of corn residue in soil and sand as affected by residue particule size. Soil Science 109 :355-361.

SOCHTIG H., 1980- Transformation of fertilizer nitrogen in soil. I.A.E.A. , Vienna, 277-286.

SORENSEN L H.,1981- Carbon-nitrogen relationship during the humification of cellulose in soils containing différents amounts of clay. Soil Biol. Biochem., 13, 313-321.

- STANFORD, G., FRERE, M. ET SCHWANINGER, D. (1973)** Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. *Soil Science* 115: 321-323
- STANFORD G., SMITH S.J., 1972.** Nitrogen mineralization potentials. *Soil science society of america proceedings*, 36, 465-472.
- STENVENSON F J ., 1986** – Cycles of soil : carbon, nitrogen, sulfur, micronutients. J Wiley et Sons Ed., New-York, 1-44.
- STRONG., 1995-** Nitrogen fertilization of uplands crops, Nitrogen fertilization in the environnement ; Marcel Dekker, Inc., New York, Bacon P .E, Ed. , p129-170.
- SUBBIAH S., KUMARASWANY K., 2000** – Effect of different manure-fertilizer schedules on the yiel and soil fertility. *Fertilizer News* (2000), n°45, p :61-67.
- SULCE S., PALMA-LOPEZ D., JACQUIN. F., VONG P.C, GUIRAUD G., 1996.** Study of immobilization and remobilization of nitrogen fertilzerin cultivated soils by hydrolitic fractionation. *European J.of Soil Sci.*, 47, 249-255.
- TURCHNECK L.W, OADES J.-M., 1979** - Fractionation of organo-minéral complexes by sedimentation and density techniques. *Geoderma*. 21, 311-343.
- PESSON P., 1980** – Actualité d'écologie forestière, sol, flore, faune. Ed. Gauthier – Villars, 516 p.
- VELLY.J, LONGUEVAL.C ; 1979** - Evolution d'un sol ferrallitique sur gneiss de Madagascar sous l'influence d'apports annuels de paille et d'azote IAEA –SM-211/37
- VILAIN M. , 1989** – La production végétale. Vol 2 : La maîtrise technique de la production. Ed. JB. Baillère.
- VONG P.C., 1987** – Contribution à l'étude des différents compartiments azotés contenus dans les sols cultivés après apports de fertilisants minéraux et organiques. Thèse Doctorat d'Etat, INPL, 217p.
- VONG.P.C, KABIBOU. , JACQUIN. F 1990-** Etude des corrélations entre biomasse microbienne et différentes fractions d'azote organique présentes dans deux sols Lorrains. *Soil Biolo- biochem*, Vol 22 N° 3, pp385-392.
- VONG.PC, BOUCHAMA. J, JACQUIN. F ; 1989-** Contribution à l'étude du potentiel de minéralisation de l'azote en sols cultivés lorrains *Rev : Science du sol-Vol 27-3* p 215-226.
- WANEUKEM V., REMY J.C 1995-** Appréciation de la fourniture d'azote par le sol. Cas des sols cultivés en maïs de la zone Sud-Soudanienne du Burkina-Faso. *Travaux universitaires* N° : 95 NSAM 0020.
- WANEUKEM. V, F. GANRY. 1992-** Relations entre les formes d'azote organique du sol et l'azote absorbé par la plante dans un sol ferrallitique du Sénégal.*Cahier Orstom, série Pédol.,vol.XXVII,n°1* : 97 – 107.
- WARMAN P., 1981-** Principes fondamentaux de la culture d'engrais vert. *Ressources du sol et de la terre*. Ministère des ressources renouvelables. Ecological Agriculture Projects.[http://eap.mcgill.ca/Publication/eap_foot.htm].

LISTES DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Listes des figures et des tableaux

Listes des Figures		
N°	Titres	Pages
01	Les différentes formes d'azote organique	09
02	Les différents compartiments d'azote dans le sol	11
03	Transformations biologiques et non biologiques de l'azote dans le sol	12
04	Formes d'azote et transformations dans le système Sol – Plante.	33
05	Cycle interne de l'azote dans le sol	34
06	Dynamique des engrais azotés dans le système sol - plante	36
07	Schéma général des différentes étapes d'hydrolyse acide	48
08	Dispositif expérimental de la technique d'incubation- percolation.	49
09	Dispositif expérimental de la technique d'hydrolyse acide.	49
10	Evolution des quantités cumulées de l'azote ammoniacal dans le système S- PD1	55
11	Evolution des quantités cumulées d'azote nitrique dans le système Sol-PD1	56
12	Evolution des quantités cumulées d'azote minéral dans le système Sol-PD1	57
13	Evolution des quantités cumulées d'azote ammoniacal dans le système Sol-PD2	58
14	Evolution des quantités cumulées d'azote nitrique dans le système Sol-PD2	58
15	Evolution des quantités cumulées d'azote minéral dans le système Sol-PD2	59
16	Evolution des quantités cumulées d'azote ammoniacal dans le système PG1	60
17	Evolution des quantités cumulées d'azote nitrique dans le système PG1	60
18	Evolution des quantités cumulées d'azote minéral dans le système S-PG1	62
19	Evolution des quantités cumulées d'azote ammoniacal dans le système S-EV	63
20	Evolution des quantités cumulées d'azote nitrique dans le système S-EV	63
21	Evolution des quantités d'azote minéral dans le système S - EV	64
22	Les différentes fractions de l'azote organique dans le système sol - seul	66
23	Les différentes fractions de l'azote organique dans le système sol – PD1	66
24	Les différentes fractions de l'azote organique dans le système sol – PD2	67
25	Evolution des différentes fractions de l'azote organique dans le système S –PG1	69
26	Evolution des différentes fractions de l'azote organique dans le système S – EV	73
27	Evolution des quantités cumulées d'azote minéral dans les systèmes	75
28	Répartition de l'azote hydrolysable distillable (NHD) dans les traitements expérimentaux	77
29	Répartition de l'azote hydrolysable non distillable (NHnD) dans les traitements expérimentaux.	78
30	Distribution de l'azote non hydrolysable (Nnh) dans les systèmes.	80
31	Courbes cumulatives des quantités d'azote ammoniacal dans le système SG1-P	83
32	Courbes cumulatives des quantités d'azote nitrique dans le système SG1-P	84
33	Courbes cumulatives des quantités d'azote minéral dans le système SG1- P	86
34	Courbes cumulatives des quantités d'azote minéral dans la fraction grossière du sol	87
35	Courbes cumulatives des quantités d'azote ammoniacal dans le système SG ₂ -P	88
36	Courbes cumulatives des quantités d'azote ammoniacal dans le système SG ₃ -P	88
37	Courbes cumulatives des quantités d'azote Nitrique dans le système SG ₂ -P	89
38	Courbes cumulatives des quantités d'azote Nitrique dans le système SG ₃ -P	89
39	Courbes cumulatives des quantités d'azote minéral dans les différents traitements .	91
40	Les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG1 seul	96
41	Les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG1-P	96
41	Les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG1-P	96
42	Les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG2 seul	100
43	Les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG2-P	100
44	Les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG3 seul	102
45	Les différentes fractions de l'azote organique dans le système SG3-P	102
46	Distribution de la forme hydrolysable distillable (NHD) de l'azote dans les sols	105

<i>-Suite-</i>		
Listes des Figures		
N°	Titres	Pages
47	Distribution de la forme hydrolysable non distillable de l'azote organique dans les sols	107
48	Distribution de l'azote non hydrolysable (Nnh) dans les sols	108
49	Evolution des quantités d'azote ammoniacal dans le système (S _o -U)	112
50	Evolution des quantités d'azote Nitrique dans le système (S _o -U)	112
51	Evolution des quantités d'azote minéral dans le système (So-U)	114
52	Evolution des quantités d'azote ammoniacal dans le système (So-U-P)	115
53	Evolution des quantités d'azote nitrique dans le système (So-U-P)	115
54	Evolution des quantités d'azote minéral dans le système (So-U-P)	117
55	Evolution des quantités d'azote ammoniacal dans le système (So-U-EV)	119
56	Evolution des quantités d'azote nitrique dans le système (So-U-EV)	119
57	Evolution des quantités d'azote minéral dans le système So-U-EV	120
58	Evolution des quantités d'azote minéral (NH ₄ ⁺ + NO ₃ ⁻) dans le dispositif III	121
59	Production cumulée de matière sèche dans le système Sol - P	124
60	Production cumulée de matière sèche dans le système Sol – PG1	126
61	Production de matière sèche dans le système Sol – P – U	128
62	Production de matière sèche dans le système Sol – EV	129
63	Production de matière sèche dans le système Sol – EV – U	130
64	Exportation cumulée d'azote par le ray – grass dans le système S - P	131
65	Exportation cumulée d'azote par le ray – grass dans le système S – PG1	133
66	Exportation d'azote par le ray – grass dans le système S – P - U	134
67	Exportation cumulée d'azote par le ray – grass dans le système S - EV	135
68	Exportation cumulée d'azote par le ray – grass dans le système S – EV – U	137

Tableaux

N°	Titres	Pages
01	Quelques valeurs moyennes de restitutions organiques à la récolte de cultures principales ou de cultures intermédiaires.	28
02	Organisation nette maximale d'azote minéral du sol et assimilation microbienne totale d'azote durant la décomposition de divers résidus végétaux en incubation contrôlées à 25°.	29
03	Les caractéristiques bios physicochimiques de l'échantillon du sol.	38
04	Caractéristiques biologiques des différentes fractions granulométriques du sol	39
05	Caractéristiques biologiques de la paille.	39
06	Caractéristiques biologiques de l'engrais vert.	40
07	La masse de paille et d'engrais vert enfouis dans le sol.	40
08	Les doses de paille enfouis dans les différentes fractions granulométriques du sol.	41
09	Analyse de la variance de l'azote minéral dans le dispositif I	74
10	Classement des groupes homogènes concernant l'azote minéral (dispositif I) (Test de Newman-Keuls – seuil= 5%)	74
11	Analyse de la variance de l'azote minéral dans le dispositif II	91
12	Classement des groupes homogènes concernant l'azote minéral (dispositif II) (Test NEWMAN- KEULS – seuil = 5%)	92
13	Caractéristiques biologiques des fractions granulométriques du sol	92
14	Analyse de la Variance de l'azote minéral dans le dispositif III	122
15	Classement des groupes homogènes concernant l'azote minéral (Test de Newman-Keuls – seuil= 5%)	122

RESUME

L'évolution de l'azote (organique et minéral), dans un sol brun calcaire, et le comportement d'une graminée fourragère sous l'influence de deux types de matières organiques (paille – engrais vert), d'un engrais azoté (Urée) ; a été suivie sur une période de 84 jours en conditions contrôlées; au moyen de différentes techniques incubation percolation (Stanford et Smith 1972), l'incubation simple, et culture en vase de végétation.

Les résultats obtenus, montrent une augmentation appréciable des quantités d'azote minéral dans les systèmes sol - engrais vert, et le système sol - paille fine ($\emptyset=0,1\text{mm}$), comparativement aux systèmes sol – témoin, sol – Paille dose1 et sol – Paille dose2. Après 84 jours d'incubation, les quantités d'azote minérales notées dans les différents traitements présentent l'ordre décroissant suivant : Sol – Engrais vert > S – P $\emptyset=0,1\text{mm}$ > S – Seul > S – Paille dose1 > S – Paille dose 2. Il s'avère que le rythme de la minéralisation de l'azote des amendements organiques utilisés est en étroite relation avec le type d'amendement, et sa richesse en azote et en carbone et la granulométrie des particules.

Quant au compartiment organique de l'azote, il semble que la paille [Dose1 et Dose2] et l'engrais vert agissent favorablement sur l'accumulation des composés organiques azotés notamment les formes hydrolysables (80%) et plus spécialement la forme (α aminée).

Cependant, l'examen de la cinétique de minéralisation de l'azote organique dans les différentes fractions granulométriques (50 μ - 200 μ - 2000 μ) du sol, sous l'influence de la paille, fait ressortir un effet dépressif de la paille sur l'activité minéralisatrice de l'azote dans les différentes fractions qui se traduit par des quantités d'azote minéral dont l'ordre s'établit comme suit: Sol 50 μ > Sol 200 μ = Sol 2000 μ > Sol 50 μ + Paille > Sol 200 μ + Paille > Sol 2000 μ + Paille.

- La distribution des composés organiques azotés dans les fractions granulométriques du sol, soulignent une évolution biochimique différente de ces substances sous l'influence de la paille, toutefois la fraction grossière (200 μ - 2000 μ) du sol amendé par de la paille semble favoriser un stockage un maximum d'azote organique sous une forme hydrolysable non distillable (Nhd).

- Cette étude montre aussi que l'effet cumulé de l'engrais vert et de l'urée se traduit par un effet positif sur la minéralisation de l'azote organique dans le sol comparativement à l'apport associée de la paille et l'urée ; en effet, cette influence positive de l'urée et l'engrais vert, entraîne une meilleure nutrition azotée et un bon rendement en matière sèche de la plante test : le ray – grass d'Italie sur une période de 9 semaines de culture.

Mots-clés : Matières organiques – Dynamique de l'azote – hydrolyse acide - fractions granulométriques - fractions organiques azotés – Urée – Azotomasse.

ملخص

تطور الأزوت (العضوي و المعدني) في تربة ذات بنية كلسية تحت تأثير نوعين من المواد العضوية : التبن و السماد الأخضر و سماد أزوتي (البوريا)، كانت محل متابعة خلال فترة 84 يوم في ظروف تجريبية عادية، حيث تم استعمال الطرق التالية : الحضانة داخل أنابيب زجاجية حضانة عادية و زراعة تجريبية لنبتة (Ray - Grass) .

من خلال النتائج المتحصل عليها تبين أن هناك ارتفاع محسوس في كمية الأزوت المعدني داخل المعالجة: تربة-سماد أخضر و المعالجة تربة – سماد رقيق ($\emptyset=0,1\text{mm}$) ، مقارنة بالتجربتين تربة شاهد و تربة – تبن بكمية 5 % و تربة بكمية 10 % .

كميات الأزوت المتحصل عليها خلال الفترة التجريبية 84 يوم نتج عنها ترتيب تنازلي لكميات الأزوت المعدني كما يلي: $S-EV > S-PG > S-Seul > S-PD1 > S-PD2$

تبين أن تمعدن المواد العضوية لها علاقة مع نوعية المادة العضوية المستعملة من حيث وفرتها على مادتي الأزوت و الكربون و تنوع أقطار جزيئاتها.

أما بالنسبة للأزوت العضوي تم تسجيل تأثير إيجابي على كميات التركيبات العضوية للأزوت ، خصوصا للأشكال المحللة (80 %) وبالأخص الأشكال α – الأمنية .

في حين ، تأثير التبن على تمعدن الأزوت العضوي في مختلف جزيئات التربة (50 μ - 200 μ - 2000 μ) هو تأثير سلبي لهذه المادة العضوية على النشاط التمعدني في مختلف جزيئات التربة و ينتج عن هذا كميات الأزوت المعدني كالتالي : $SG1 > SG2 = SG3 > SG1-P > SG2-P > SG3-P$

توزيع التركيبات العضوية للأزوت في مختلف جزيئات التربة (50 μ - 200 μ - 2000 μ)، تظهر إختلاف في التطور البيوكيميائي لها تحت تأثير التبن .

الجزء الغليظ من التربة (200 μ - 2000 μ) المضاف له المادة العضوية (التبن ، يسمح بتخزين كمية أكبر من الأزوت العضوي في شكل أزوت محلل غير مقطر .

هذه الدراسة أظهرت أن الإستعمال المزدوج للسماد الأخضر و الأوربية له تأثير إيجابي على تمعدن الأزوت العضوي في التربة مقارنة بالتبن و الأوربية.

هذا التأثير الإيجابي للسماد الأخضر و الأوربية نتج عنه تغذية آزوتية و مردودية حسنتين ، للنبتة التجريبية (- Ray Grass) وهذا على إمتداد فترة 09 أسابيع من التجربة.