



HAL
open science

Effet des modalités de gestion de la paille de ble sur l'évolution du carbone et de l'azote au cours de sa décomposition dans le sol

S. Darwis

► **To cite this version:**

S. Darwis. Effet des modalités de gestion de la paille de ble sur l'évolution du carbone et de l'azote au cours de sa décomposition dans le sol. Sciences du Vivant [q-bio]. Institut National Agronomique Paris Grignon, 1993. Français. NNT: . tel-02843171

HAL Id: tel-02843171

<https://hal.inrae.fr/tel-02843171>

Submitted on 7 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE

présentée à

L'INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE PARIS-GRIGNON

pour l'obtention du

DIPLOME de DOCTORAT

par

DARWIS SULEMAN**EFFET DES MODALITES DE GESTION DE LA PAILLE DE BLE SUR
L'EVOLUTION DU CARBONE ET DE L'AZOTE AU COURS DE
SA DECOMPOSITION DANS LE SOL**

Soutenue le 15 Décembre 1993

Composition du jury:

R. CALVET	Professeur à l'INA-PG	Président
G. GUIRAUD	CEA Cadarache	Rapporteur
JL. MOREL	Professeur à l'ENSAIA Nancy	Rapporteur
B. NICOLARDOT	Chargé de Recherche à l'INRA Dijon	Examineur
B. MARY	Chargé de Recherche à l'INRA Laon	Examineur
JC. TAUREAU	Hydro-Agri-France	Examineur

INRA**Unité d'Agronomie de LAON-PERONNE**

A V A N T - P R O P O S

Le travail, objet de la présente thèse, a été réalisé dans le but de rechercher les moyens d'optimiser le potentiel d'organisation de l'azote lié à la décomposition de la paille. Il avait aussi pour objectif d'aider à mieux définir les stratégies de gestion des pailles susceptibles de favoriser au maximum la réduction de la quantité de nitrate présente dans le sol au début de la reprise du drainage hivernal.

Ce travail qui comprenait notamment un important dispositif au champ suivi au cours de deux périodes d'interculture successives (1990-91 et 1991-92), a été rendu possible grâce au concours financier du Gouvernement Indonésien, du Groupe Hydro Agri France ainsi que du support scientifique et logistique de la Station d'Agronomie I.N.R.A. de Laon - Péronne. Je leur suis très reconnaissant d'avoir permis la réalisation de cette thèse.

Beaucoup de personnes se sont impliquées dans cette étude, partageant généreusement les difficultés liés à ma maîtrise de la langue française, la fatigue d'un travail parfois matériellement dur et ayant su me reconforter dans les moments de doute. Qu'il me soit permis là d'exprimer ma gratitude à l'égard de tous.

Je tiens à remercier en premier lieu, Monsieur J. BOIFFIN et J. GUERIF (ancien et nouveau Directeur de la Station d'Agronomie de l'I.N.R.A. de Laon), pour leur accueil et la confiance témoignée en m'accordant ce travail.

Mes remerciements à Monsieur R. CALVET, Professeur à l'I.N.A.P.G. Paris, qui a présidé cette soutenance ainsi qu'à Monsieur G. GUIRAUD du Centre d'Etude Atomique Cadarache et Monsieur J.L. MOREL, Professeur à l'E.N.S.A.I.A. Nancy qui en furent les rapporteurs. Je remercie également Messieurs J.C. TAUREAU, Chef du Département d'Agronomie du Groupe Hydro Agri France et B. NICOLARDOT de l'I.N.R.A. de Dijon, d'avoir accepté de juger ce travail.

Je donnerai une place particulière à Sylvie RECOUS, Bruno MARY et Jean-Marie MACHET qui m'ont encadré tout au long des travaux, assisté et conseillé dans la phase de rédaction de cette thèse. Ces chercheurs responsables de l'équipe "azote" au sein de l'Unité de Recherche de Laon m'ont appris beaucoup et apporté les connaissances nécessaires à la réalisation de ce travail. Sylvie RECOUS et Bruno MARY m'ont initié à l'utilisation des isotopes stables ^{13}C et ^{15}N . Ils n'ont jamais cessé de m'apporter leurs conseils très utiles. Jean-Marie MACHET, m'a beaucoup aidé dans la réalisation des essais au champ et consacré beaucoup de son temps tant pour la préparation que pour l'exécution des diverses tâches y compris les prélèvements dans les pires conditions météorologiques. Je lui suis très reconnaissant pour cette importante collaboration.

Je remercie également M^{me} Monique LINERES, chercheur à l'INRA de BORDEAUX, qui a effectuée l'analyse et le traitement de données relatives aux résidus placés dans des sachets de polyéthylènes.

Que Florence DEVIENNE, André MARIN-LAFLECHE et Alain MASCLET trouvent ici l'expression de mes remerciements amicaux pour leur aide à la maîtrise du français, la lecture et les corrections apportées au manuscrit. Que soit soulignée l'aide tout aussi amicale de Dominique ROBIN et Catherine NEEL qui m'ont aidé à la préparation de ce document. Je remercie également G. RICHARD et Y. DUVAL pour leur collaboration scientifique au sujet de la relation humidité-potentiel hydrique pour le sol utilisé.

J'exprime tout ma gratitude au groupe Azote de Laon:

- Daniel VAROTEAUX, Gonzage ALAVOINE, Olivier DELFOSE, Mugnette BOUCHER, qui, à des degrés divers, ont participé à ce travail et qui par la qualité de leur contribution ont favorisé l'acquisition de données fiables.

- Louis THOUANT et Eric VENET dont la contribution efficace a permis la réalisation de nombreux prélèvements du sol jusqu'à -150 cm quelques soit les conditions climatiques.

Mes vifs remerciement à Nathalie VIROT qui a assuré la mesure du dégagement de CO₂ ainsi qu'à Charles LEFORESTIER qui m'a quelquefois remplacé sur le terrain.

Je remercie l'ensemble des agents de la station d'Agronomie de Laon-Mons dont l'ambiance de travail très sympathique qu'ils instaurent dans le service fut un soutien constant et une source de grande satisfaction.

Mes remerciements très profond à ma femme, Telly BATULANGI et mon fils, Taufiq, pour leur patience même si le temps l'éloignement leur furent parfois difficiles à supporter.

Enfin, que tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à ce travail, trouvent ici l'expression de mon amitié et de ma reconnaissance. Grâce à eux je garde un très bon souvenir de mon séjour en France.

RESUME

L'étude a été réalisée en vue d'optimiser le potentiel d'organisation d'azote lié à la décomposition des pailles afin de minimiser les pertes de nitrate par lixiviation pendant la période d'interculture. Les dynamiques du carbone et de l'azote ont été étudiées simultanément au cours des deux périodes d'interculture: 1990-91 et 1991-92.

Deux modalités de paille (avec et sans paille) en interaction avec trois modalités de travail du sol et mode de broyage ont été comparées. Dans la première campagne d'étude, la décomposition des résidus a été suivie après incorporation de la paille en grande parcelle et en sachet de polyéthylène. Au cours de la deuxième campagne, la décomposition de la paille et l'organisation de l'azote ont été suivies dans des parcelles délimitées par des cylindres recevant des pailles marquées ^{13}C et de l'azote minéral marqué ^{15}N . Un traitement recevant des apports d'eau et d'azote a été également mené en grande parcelle.

Nous avons observé que la taille des résidus et la surface de contact "sol-résidu" sont les facteurs qui expliquent la plus grande partie des différences entre les traitements étudiés. En effet, l'incorporation des pailles finement broyées au rotavator a conduit à une décomposition plus rapide que l'incorporation au cover-crop des pailles grossières, et surtout que l'absence de travail du sol (paille fine laissée en mulch). Par contre, l'effet de la taille initiale des résidus ne se fait plus sentir après six mois environ de décomposition. Le traitement recevant des apports d'eau et d'azote a permis à démontrer que ces deux facteurs ont un effet important sur la décomposition et l'organisation d'azote et sont souvent limitants de l'activité des micro-organismes décomposeurs en condition de plein champ.

L'organisation nette d'azote est synchrone de la décomposition de la paille et varie selon les années d'études. Nous avons observé que l'organisation nette d'azote est plus élevée lorsque la paille est incorporée au sol que lorsque la paille est laissée en surface. L'organisation nette d'azote observée au cours de cette étude a été cependant nettement inférieure au potentiel d'organisation d'azote mesuré en conditions expérimentales de laboratoire. D'une manière générale, si l'on veut se rapprocher du potentiel maximal d'organisation avant la reprise du drainage, il est nécessaire de favoriser la décomposition initiale des pailles en fin d'été et en automne particulièrement.

Mots clés: Azote minéral, décomposition, minéralisation, organisation, ^{13}C et ^{15}N .

SUMMARY

The study was conducted to optimise the nitrogen potential immobilisation in relationship to straw decomposition to minimise the nitrate leaching during the inter crop season. The dynamics of carbon and nitrogen have been studied simultaneously for two inter crop season: 1990-91 and 1991-92.

Two straw treatments (with and without straw) in relationship to three manners of soil tillage and the straw grinding method was compare. In the first study, the residue decomposition was measured after incorporation of straw in the field plots and in the polyethylene bags. In the second study, the straw decomposition and nitrogen immobilisation were observed in a confined area utilising the cylinders which received the wheat straw labelled (^{13}C) and mineral nitrogen labelled (^{15}N). A treatment with irrigation and nitrogen mineral application was also conducted in the field plots.

We found that the size of residue and the surface of contact between soil and residue are important factors determining the difference between the treatments studied. Indeed, the incorporation of the finely ground residue by rototiller caused a more rapid decomposition than incorporation of coarse straw residue by disk, and more rapid in the absence of any soil tillage as well. Conversely, the effect of the initial straw size is not important six month after soil incorporation. The treatment which received an irrigation and mineral nitrogen application proved that these two factors have an important effect on decomposition and nitrogen immobilisation. Water and mineral nitrogen limits the straw decomposition by micro-organisms in the field.

The nitrogen immobilisation is synchronous with straw decomposition and varied between the study years. We found that net nitrogen immobilisation is more important when the straw is incorporated into the soil than when it was left on the soil surface. However, net nitrogen immobilisation during this study was inferior to potential nitrogen immobilisation observed in laboratory experiments. In general, if we want to approach the maximal potential immobilisation before the leaching period, it is necessary to optimise the initial straw decomposition in late of summer and autumn particularly.

Keys words: *Mineral nitrogen, decomposition, mineralisation, immobilisation, ^{13}C and ^{15}N .*

SOMMAIRE

	Page
INTRODUCTION GENERALE	1
PREMIERE PARTIE : APPROCHE BIBLIOGRAPHIQUE	
LA DECOMPOSITION DES RESIDUS ET LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE ASSOCIEE	
1. LES MECANISMES DE LA DECOMPOSITION	4
2. METHODE D'ETUDE DE LA DECOMPOSITION	5
3. FACTEURS DE VARIATION DE LA DECOMPOSITION	8
3.1. Composition des résidus végétaux	8
3.2. Facteurs abiotiques .	10
4. RELATION ENTRE LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE MINERAL ET LA DECOMPOSITION	16
5. EFFET DES TECHNIQUES CULTURALES SUR LA DECOMPOSITION ET L'EVOLUTION DE L'AZOTE MINERAL	20
5.1. La quantité de résidu apporté	20
5.2. La taille des résidus	21
5.3. Le mode d'incorporation	22
5.4. Effet de la date d'enfouissement	23
CONCLUSION	23
DEUXIEME PARTIE: DEMARCHE D'ETUDE ET METHODOLOGIES	
CONTEXTE GENERAL DU TRAVAIL	
1. OBJECTIF ET DEMARCHE D'ETUDE	26
2. DISPOSITIF EXPERIMENTAL	26
2.1. Site	26
2.2. Traitements expérimentaux	28

3. METHODES DE PRELEVEMENT ET DE TRAITEMENT DES ECHANTILLONS	34
3.1. Prélèvements dans les parcelles	34
3.2. Prélèvements des cylindres	36
4. METHODES ANALYTIQUES	38
4.1. Extraction du sol et dosage N minéral	38
4.2. Fractionnement granulométrique du résidu	38
4.3. Dosage du C-CO ₂	42
4.4. Analyses des teneurs en C, N et des compositions isotopiques 13C et 15N	42
4.5. Détermination de la composition biochimique des résidus	46
5. METHODES DE CALCUL	46
5.1. Rappel définitions	46
5.2. Calcul d'organisation	47
5.3. Calcul de la minéralisation réelle du carbone du résidu	48
5.3. prise en compte des effets des facteurs climatiques	49

TROISIEME PARTIE: RESULTATS ET DISCUSSION

I. CINETIQUE DE DECOMPOSITION DE LA PAILLE DANS LE SOL

INTRODUCTION	53
1. CARACTERISTIQUES DES PAILLES INITIALES	53
1.1. Composition biochimique	53
1.2. Taille initiale des résidus	53
2. DECOMPOSITION DE LA FRACTION GROSSIERE DANS LE SOL	55
2.1. Evolution de la matière sèche et des quantités de carbone	55
2.2. Evolution de l'azote	63
2.3. Evolution des fractions biochimiques du résidu	67
3. MINERALISATION DU CARBONE	71
3.1. Vitesse de minéralisation apparente	71
3.2. Vitesse de minéralisation réelle	73
3.3. Minéralisation cumulée	73
3.4. Bilan du carbone décomposé	77
4. DISCUSSION	79

II. TRANSFORMATION PHYSIQUE ET BIOCHIMIQUE DE LA PAILLE (FRACTION GROSSIERE) AU COURS DE LA DECOMPOSITION

1. INTRODUCTION ET DEMARCHE D'ETUDE	89
2. EVOLUTION DES DIFFERENTES CLASSES GRANULOMETRIQUES	91
2.1. Evolution du carbone	91
2.2. Teneur en azote de la matière organique	93
3. CARACTERISATION BIOCHIMIQUE DES DIFFERENTES CLASSES	93
4. DISCUSSION	97

III. EVOLUTION DE L'AZOTE MINERAL EN SOL NU, EN PRESENCE OU NON DE PAILLE

1. EVOLUTION DE L'AZOTE MINERAL	103
1.1. Essai 1990-91	103
1.2. Essai 1991-92	111
2. EVALUATION DE LA MINERALISATION D'AZOTE	119
2.1. Calage du modèle	121
2.2. Essai 1990-91	123
2.3. Essai 1991-92	125
3. EVALUATION DE L'ORGANISATION DE L'AZOTE DU SOL	125
3.1. Organisation nette	127
3.2. Mesure l'organisation brute par le trassage isotopique ¹⁵ N	131
4. DISCUSSION	141

QUATRIEME PARTIE : DISCUSSION GENERALE ET CONCLUSION	145
---	-----

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	157
------------------------------------	-----

ANNEXES	167
----------------	-----

INTRODUCTION

INTRODUCTION GENERALE

L'analyse de l'évolution des teneurs en nitrate des nappes phréatiques utilisées pour la consommation montre que les teneurs ont très nettement augmenté depuis 10, 20 ou 30 ans dans de nombreux captages, et que cette évolution n'est pas encore stabilisée. Le seuil de potabilité fixé à 50 mg de nitrate par litre est dépassé de plus en plus fréquemment. Ces tendances sont particulièrement nettes dans les régions de culture intensive pour lesquelles la pollution d'origine agricole n'est plus à démontrer. Des augmentations de l'ordre de 1 à 2 mg de nitrate par litre et par an sont fréquentes dans des captages alimentés essentiellement par des zones agricoles.

Les engrais azotés sont très souvent suspectés d'être la cause directe de la pollution nitrique: tout excès d'azote par rapport à la capacité d'absorption du peuplement végétal serait tôt ou tard entraîné en profondeur et lessivé (Machet et al. 1990). Ce mécanisme de pollution directe n'est pas en jeu, comme le montrent les études réalisées avec des engrais marqués à l'azote 15 (Powlson, 1988; Mac Donald et al., 1989). Ces études faites au champ ou en cases lysimétriques (Remy et Viaux, 1980; Dowdell et Webster, 1980; Powlson et al., 1985; Mary, 1988; Recous, 1988; Denys et al. 1990) montrent que les pertes d'engrais pendant la culture, les quantités présentes sous forme minérale à la récolte et les pertes d'engrais pendant l'hiver sont toutes très faibles, inférieures à 5 kg N ha⁻¹ dans les situations conduites avec une fertilisation azotée raisonnée. Par contre tout excès de fertilisation azotée peut conduire à laisser dans le sol des quantités importantes d'azote minéral à la récolte, comme le montrent les résultats de Chaney (1990).

Par ailleurs, l'observation de dynamiques d'évolution de l'azote minéral pendant l'automne et l'hiver met en évidence l'importance des pertes de nitrate liées à la minéralisation de la matière organique du sol après récolte et à l'entraînement de ces nitrates par les pluies hivernales (Machet et Mary, 1989). Cette minéralisation d'azote de fin d'été et d'automne est un processus inévitable qui conduit à la production en surface et à la migration de plusieurs dizaines de kg d'azote minéral. Cette minéralisation est suffisante à elle seule pour engendrer une pollution nitrique. En outre, les entrées croissantes d'azote de synthèse dans les systèmes de culture semblent favoriser la pollution nitrique de façon indirecte à moyen terme, en stimulant le renouvellement de l'azote organique du sol et en particulier la minéralisation automnale, comme cela a été démontré dans les essais de longue durée à Rothamsted (Johnston et Jenkinson, 1989; Mary, 1990).

Bien raisonner la fertilisation en utilisant la méthode du bilan prévisionnel (Rémy et Hébert, 1977) est donc une condition nécessaire mais non suffisante pour maîtriser la

pollution. Il faut donc impérativement maîtriser la production de nitrate par le sol en période d'interculture en vue de ramener le niveau de concentration des eaux de drainage à des valeurs acceptables inférieures à 11 mg N l⁻¹.

Trois techniques de contrôle du nitrate au cours de la période inter culture sont envisageables à l'heure actuelle: l'implantation de cultures intermédiaires, l'utilisation d'inhibiteurs de nitrification et une meilleure gestion des résidus de récolte.

L'implantation de cultures intermédiaires est incontestablement efficace (Denys et al., 1990; Guiraud et al. 1990). Cependant il faut viser des productions de matières sèches peu importantes si on veut éviter les problèmes de non reconstitution de la réserve en eau du sol. La destruction du couvert avec restitutions au sol des résidus, conduit à l'apport au sol de quantités non négligeables d'azote. Il est alors nécessaire de prévoir la décomposition de ces résidus afin d'éviter une diminution de la disponibilité en azote minéral pour la culture suivante - en raison d'une compétition pour l'azote entre les cultures de printemps et l'organisation liée à la décomposition du résidu.

L'intérêt des inhibiteurs de nitrification pour retarder la production du nitrate a été démontrée en conditions contrôlées mais son application à l'automne, en plein champ et son efficacité dans l'ensemble de la couche travaillée ne semble pas réaliste. L'action des produits commercialisés actuellement est souvent trop brève.

L'amélioration de la gestion des résidus de récolte paraît intéressante et économiquement viable. Il s'agit de mieux valoriser le potentiel de blocage du nitrate sous forme organique par la microflore du sol au cours des processus de décomposition des résidus de récolte. La décomposition est en effet assurée par les micro-organismes hétérotrophes du sol qui utilisent le carbone organique pour satisfaire leurs besoins énergétiques et de croissance. Les "besoins" en azote des micro-organismes peuvent être très importants, de sorte que la décomposition des résidus végétaux dans le sol s'accompagne toujours d'une organisation d'azote minéral du sol, même pour les résidus riches en azote.

En conditions de laboratoire, l'organisation microbienne a été démontrée (Müller et Mary, 1981; Guiraud, 1984; Darwis, 1990). Pour des pailles de blé, par exemple, le potentiel d'organisation que l'on peut mesurer au laboratoire atteint environ 15 kg d'azote minéral par tonne de paille (Nomnick, 1962; Powlson et al., 1985; Recous et al, 1993). L'azote organisé est prélevé sur le stock d'azote minéral du sol et provient en partie aussi de l'azote organique contenu dans le résidu végétal (Mary, 1987; Robin, à paraître).

Une gestion adaptée des résidus de récolte pourrait constituer un moyen de piéger temporairement l'azote minéralisé au cours de la phase d'inter-culture et donc de minimiser les pertes de nitrate. Très peu de travaux cependant se sont attachés à quantifier cet effet au champ. Par ailleurs, les données bibliographiques obtenues en conditions de plein champ semblent très en dessous du potentiel observé en conditions de laboratoire. Selon Jarvis et al. (1989), l'incorporation de la paille pourrait permettre de réduire les pertes par lixiviation de 10 à 50 kg N ha⁻¹; d'après les résultats de Taureau (1987), l'économie pourrait être de l'ordre de 50 kg N ha⁻¹.

Ce constat ainsi réalisé, le manque de références au champ nous ont conduits à engager le travail de thèse présenté ici. L'objectif de ce travail est de mieux préciser l'effet de différentes techniques d'enfouissement et de décomposition des pailles sur l'évolution de l'azote minéral du sol et de définir des stratégies de gestion optimale des pailles pour minimiser les pertes par lixiviation du nitrate pendant l'inter-culture.

Les modalités différentes de gestion des pailles vont modifier considérablement la vitesse de décomposition des résidus et la dynamique de l'azote qui est associée à cette décomposition. Tout le problème consiste à faire coïncider, par un itinéraire technique adapté, la phase intense de décomposition avec la phase de minéralisation automnale, en s'appuyant sur une meilleure caractérisation des facteurs qui contrôlent la décomposition des pailles et l'organisation de l'azote minéral au champ.

PREMIERE PARTIE :
APPROCHE BIBLIOGRAPHIQUE

LA DECOMPOSITION DES RESIDUS ET LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE ASSOCIEE

La décomposition est un processus important dans le cycle des éléments nutritifs. Au cours de la décomposition d'un résidu - résidu céréalier, par exemple-, il y a une relation étroite entre la dynamique du carbone et celle de l'azote. Il est donc essentiel de bien connaître les facteurs de variation de la décomposition et quantifier leur effet pour pouvoir comprendre et prévoir la dynamique de l'azote dans le sol.

C'est pour cela que cette partie est consacrée à la connaissance **des mécanismes de la décomposition des résidus végétaux, aux principaux facteurs qui font varier cette décomposition et à la liaison entre dynamique du carbone et dynamique de l'azote minéral dans le sol.**

1. LES MECANISMES DE LA DECOMPOSITION

La décomposition est un processus complexe qui peut être défini brièvement, comme la modification de l'état initial d'une ressource organique sous l'influence de facteurs biotiques et abiotiques (Swift et al., 1979), selon trois processus principaux: **lessivage, fractionnement, dégradation (catabolisme)**. Ces processus entraînent une diminution de masse et une modification de la composition chimique des résidus qui peuvent être ou non accompagnés de processus de fragmentation (Stroo et al., 1989).

Le lessivage est un processus abiotique au cours duquel la fraction soluble est entraînée par l'eau. En conséquence, cette action peut conduire à la migration des fractions solubles en profondeur dans le sol (Schreiber et McDowell, 1985; Schreiber, 1985).

Le fractionnement peut être dû à la consommation des résidus par les organismes du sol et en particulier la faune tellurique. Ces organismes peuvent, par leurs fonctions d'ingestion et de digestion, modifier la taille et la composition chimique des résidus. Nerf (1957) cité par Toutain (1987) a montré qu'un morceau d'aiguille de résineux, après consommation par un nématode, voyait sa surface multipliée par 10.000. Les auteurs suggèrent que le fractionnement des résidus fasse apparaître de nouvelles surfaces sur

lesquelles la microflore intervient (Hanlon et Anderson, 1980). La fragmentation peut aussi être due aux actions de gel-dégel ou de dessiccation-réhumectation.

La dégradation (catabolisme) est un processus essentiellement réalisé par la microflore du sol. Les principaux décomposeurs capables de dégrader complètement les composés carbonés sont les champignons, alors que les bactéries semblent intervenir sur les composés solubles (Mary et al. 1993) et les métabolites microbiens issus de la décomposition. Avec leurs hyphes, les champignons possèdent un avantage parce qu'ils peuvent pénétrer dans le lumen des résidus à travers la cuticule.

La première étape de la décomposition est une dépolymérisation des molécules complexes qui aboutit à la production de monomères ou de dimères (sucres, disaccharides, acides aminés, dipeptides etc.) qui sont ensuite absorbés par les micro-organismes pour être assimilés ou minéralisés (production de CO₂).

L'assimilation du carbone entraîne simultanément une assimilation d'azote minéral et permet la croissance de la biomasse microbienne. L'activité de la microflore s'accompagne d'une production de métabolites microbiens. Ces substances peuvent être recyclées par la microflore elle-même et resynthétisées en polysaccharides et protides de la paroi. Elles pourraient aussi être incorporées dans la matière organique non cellulaire, comme la formation de substances humiques (Holland et Coleman, 1987; Voroney et al., 1989).

2. METHODE D'ETUDE DE LA DECOMPOSITION

Il existe de nombreuses méthodes d'évaluation de la décomposition que l'on peut partager en 2 grands groupes: des méthodes permettant une évaluation directe de la décomposition, c'est-à-dire portant sur le résidu lui-même et des méthodes permettant une évaluation indirecte de la décomposition.

(1) L'évaluation directe par des méthodes quantitatives:

- l'évaluation de perte de poids des résidus. Les résidus sont initialement soit mélangés au sol par les techniques classiques de travail du sol, soit placés dans des placettes

confinées (type cylindres) ou dans des sachets de polyéthylène à maille plus ou moins grossière.

- l'évaluation de la minéralisation du carbone par piégeage chimique du CO₂ (Reinke et al., 1981) ou avec analyseur infra rouge (Sakamoto et Yoshida, 1988).

Les méthodes quantitatives peuvent être couplées à l'utilisation du traçage isotopique pour le carbone (¹³C et ¹⁴C) indépendamment de l'azote ou en couplage avec ¹⁵N (résidus marqués ¹⁴C¹⁵N ou ¹³C¹⁵N, par exemple).

D'autres auteurs ont proposé des **méthodes qualitatives**:

- le suivi de l'altération des propriétés physiques du résidu telles que la résistance à la pénétration, la résistance à la rupture (Harper, 1989) et la longueur de brins.

- l'estimation de la modification des propriétés chimiques: changement de couleur (Harper, 1989), composition biochimique (dont la proportion de lignine) et C/N (Wessen et Berg, 1986; Magan et al. 1989).

(2) **L'évaluation indirecte** peut être réalisée par le suivi des activités enzymatiques du sol, la production de composés toxiques et la dynamique de populations microbiennes dans le sol ou sur le résidu (Wessen et Berg, 1989).

Chacune de ces méthodes présente des avantages et des inconvénients. L'évaluation de la décomposition par la perte de poids de résidus enfouis dans le sol par des techniques classiques de travail du sol est une méthode plus généralement utilisée parce qu'elle est proche des conditions naturelles. Cependant cette méthode se heurte à des problèmes d'extraction du résidu et de répétabilité. L'utilisation des placettes confinées ou des sachets de polyéthylène conduit à un certain isolement du résidu vis-à-vis des organismes telluriques et s'éloigne des conditions naturelles. Le suivi de la minéralisation apparente du carbone est une méthode très utilisée au laboratoire. Son application au champ est très lourde. L'utilisation du traçage isotopique (¹³C et ¹⁴C) permet d'accéder à la minéralisation réelle du carbone et de faire un bilan de décomposition. Au champ, la taille des placettes nécessaires rend son coût relativement élevé.

L'évaluation de la décomposition par les méthodes qualitatives ne semble pas très performante (Mc Calla, 1943; Harper, 1989) et n'est pas applicable à tous les types de résidus.

ESPECE VEGETALE	COMPOSITION			
	C soluble (%)	Hémicellulose (%)	Cellulose (%)	Lignine (%)
Blé (<i>Triticum aestivum</i> L.)	23	36	22	17
Lentille (<i>Lens culinaris</i> M.)	35	22	14	25
Colza (<i>Brassica napus</i> L.)	24	22	26	28

Tableau 1 : Quelques exemples de composition biochimique de résidus (d'après Janzen et Kucey, 1988).

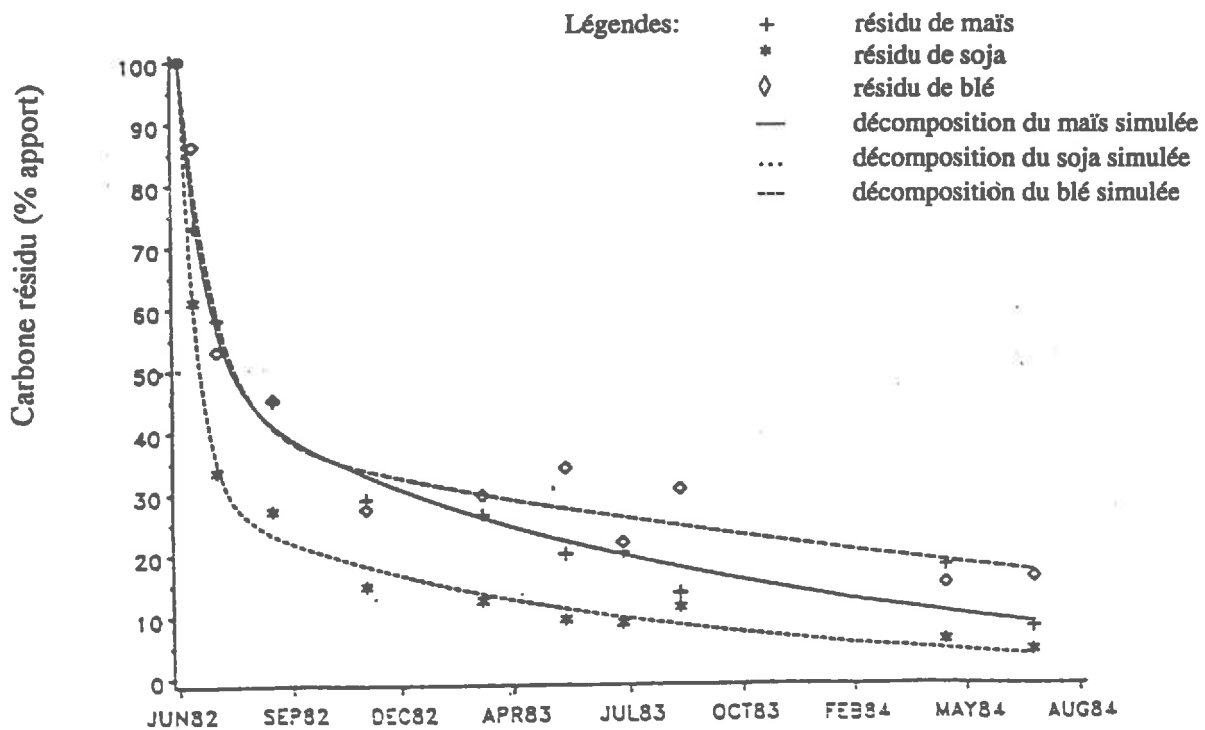


Figure 1: Cinétique de décomposition des résidus du maïs, du soja et du blé mesurée par la perte de poids (d'après Broder et Wagner, 1988).

On peut donc conclure qu'il n'existe pas une seule méthode complètement satisfaisante pour évaluer la décomposition. D'ailleurs, les chercheurs utilisent généralement plusieurs techniques parallèlement. Dans ce travail, nous avons évalué simultanément la décomposition: d'un point de vue quantitatif, dans des placettes classiques, des placettes confinées (cylindres), des sachets de polyéthylène et en utilisant pour certains traitements le traçage isotopique ^{13}C ; d'un point de vue qualitatif en utilisant le fractionnement granulométrique et la caractérisation chimique des résidus.

3. FACTEURS DE VARIATION DE LA DECOMPOSITION

3.1. Composition des résidus végétaux

De nombreuses études ont montré que la vitesse de décomposition des résidus varie en fonction de l'espèce végétale (Lueken et al., 1962; Guiraud, 1984; Janzen et Kucey, 1988; Parr et Papendick, 1978). Ces auteurs supposent que la vitesse est élevée si le rapport C/N du résidu est faible, c'est-à-dire si le résidu est riche en azote et qu'au contraire, elle est faible lorsque ce rapport est élevé. On peut penser que si le C/N du résidu est élevé, un apport d'azote est indispensable pour assurer la décomposition, tandis que si ce rapport est faible, l'azote sera moins un facteur limitant. Et, revanche, d'autres études (Herman et al., 1977; Amato et al., 1984; Mary, 1987) ont bien montré que le rapport C/N ne permet pas à lui seul de caractériser la biodégradabilité du résidu. Melillo et Aber (1982) a comparé la décomposition de feuilles pour différents rapports Lignine/N. Il a trouvé que le résidu avec Lignine/N faible est décomposé plus rapidement que le résidu avec Lignine/N élevé.

En fait, les variations de vitesse de décomposition des résidus sont également liées aux différences de composition chimique des résidus: en particulier les proportions de fractions solubles, carbohydrates et de lignine (Parr et Papendick, 1978; Singh et Singh, 1986; Janzen et Kucey, 1988; Parmelee et al., 1989). Le tableau 1 donne quelques exemples de composition biochimique de résidus.

Il a été montré que la vitesse initiale de minéralisation du carbone est sensiblement proportionnelle à la taille du pool de carbone soluble dans l'eau (Amato et al., 1984; Jawson et Elliot, 1986; Reinertsen et al., 1984). Plusieurs auteurs ont observé que la taille du pool de carbone soluble est liée elle-même à la teneur initiale en azote de la paille

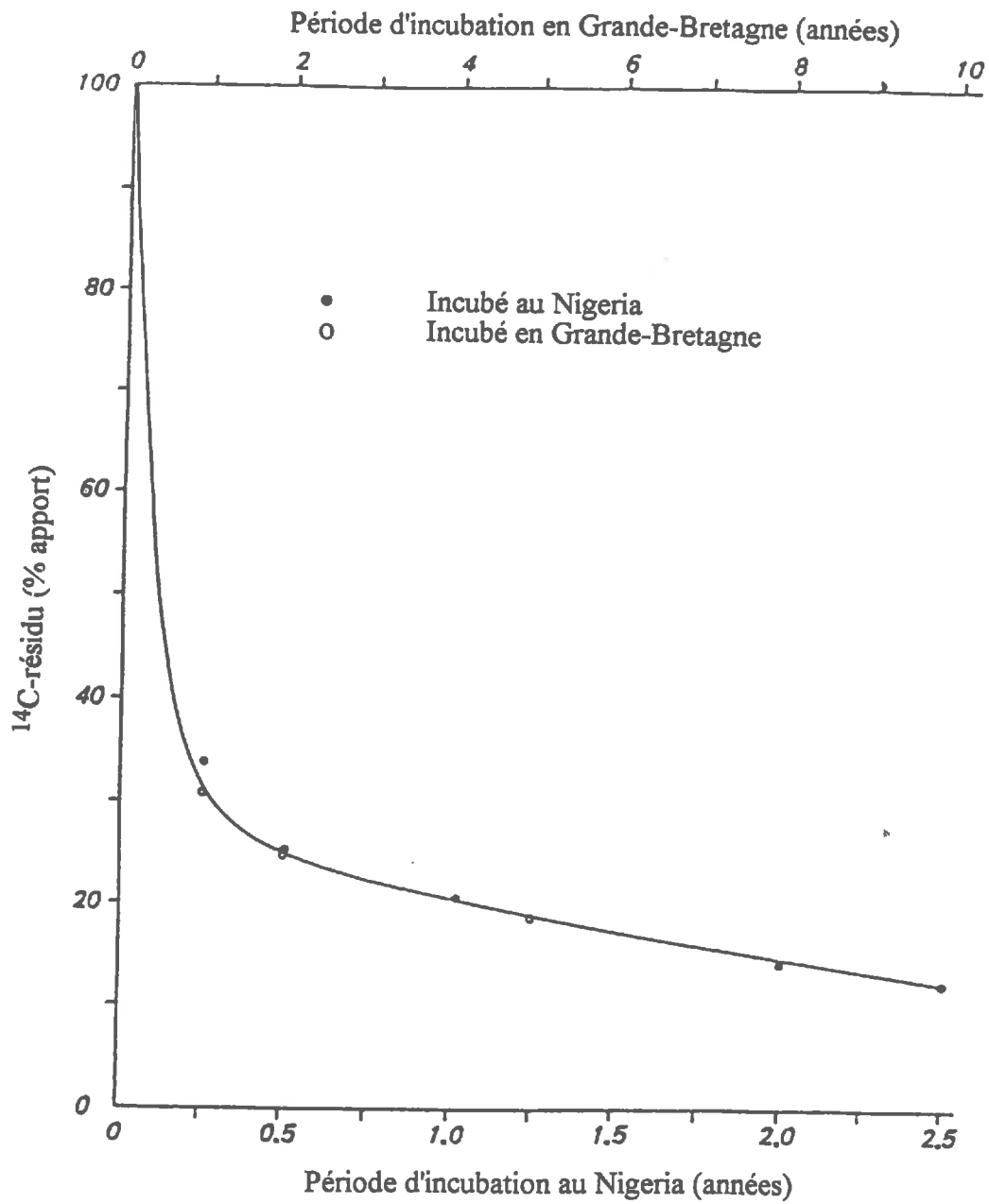


Figure 2: Cinétique de décomposition de ray-grass marqué au ^{14}C en Grande-Bretagne et Nigéria (d'après Jenkinson et Ayanaba, 1977)

(Reinertsen et al. 1984; Christensen, 1986; Janzen et Kucey, 1988; Summerell et Burges, 1989). Lors d'une étude sur la décomposition, Broder et Wagner (1988) observent en plein champ une perte de masse respective de 94 %, 85 % et 82 % pour les résidus de soja, de maïs et de blé, placés dans des sachets et enfouis dans le sol sur une période de 2 ans (figure 1). Ils estiment que cette différence est liée à la variation de composition chimique des résidus.

Les travaux réalisés sur les différents organes d'une plante montrent des variations non négligeables des vitesses de décomposition. En fait, les racines sont décomposées plus lentement que les parties aériennes (Harper et Lynch, 1981a; Amato et al., 1984; Amato et al., 1987; Mary, 1987). Harper et Lynch (1981a) ont montré que la feuille et l'entre-noeud de blé sont décomposés plus rapidement que le noeud. Cette différence serait à nouveau liée à la composition des organes végétaux: les racines et les noeuds sont à la fois moins riches en fraction soluble et contiennent plus de lignine.

3.2. Facteurs abiotiques

3.2.1. Température

Le facteur température exerce une influence dominante sur l'activité biologique du sol et donc sur la vitesse de dégradation. Cet effet de la température sur la décomposition a été bien quantifié par de nombreux auteurs (Nyhan, 1976; Gilmour et Gilmour, 1980; Clark et Gilmour, 1983; Stott et al. 1986).

Jenkinson et Ayanaba (1977) obtiennent des cinétiques de décomposition des parties aériennes de ray-grass marquées au ^{14}C rigoureusement identiques en Grande-Bretagne et au Nigéria, en utilisant une échelle de temps divisée par 4 au Nigéria (figure 2).

L'effet de l'augmentation de la température sur la vitesse des processus biologiques est généralement décrit par deux lois, la formule de Van't Hoff et la loi d'Arrhénius. Pour la gamme de températures rencontrée au champ, ces deux lois sont quasi équivalentes. Les valeurs de Q_{10} (rapport des vitesses pour un intervalle de 10°C dans la loi de Van't Hoff) habituellement trouvées pour les processus de décomposition se situent entre 2 et 3 : 2,2 pour la gamme $2-25^\circ\text{C}$ (Muller et Remy, 1979), 2 à 3,6 pour $5-15^\circ\text{C}$, 2,3 pour $10-20^\circ\text{C}$ et 1,8 pour $15-25^\circ\text{C}$ d'après Ross et Cairns (1978).

Les valeurs de Q_{10} apparaissent relativement variables entre expérimentations, types de sol et gammes de température considérée, signe que d'autres facteurs jouent un rôle prépondérant. Un certain nombre de facteurs reste sans doute mal maîtrisé d'une étude à l'autre et notamment:

1) **La disponibilité en azote** (cet élément devant rester non limitant de la décomposition;

2) **La gamme de température étudiée**: il apparaît que les valeurs de Q_{10} ne sont pas les mêmes selon la gamme de température pour laquelle elles sont établies (Kladivko et Keeney, 1987; Ross et Cains, 1978; Recous, travaux en cours). Ceci pourrait résulter de la modification simultanée de l'activité et du nombre de micro-organismes mais aussi de l'existence de "seuils" de température au delà desquels apparaît une modification qualitative des populations microbiennes dominantes qui réalisent la décomposition;

3) **Les dates de mesure**: elles sont souvent les mêmes pour les différentes températures d'une expérience. L'effet température est alors calculé sur un intervalle de temps donné correspondant à des degrés d'avancement différents de la décomposition pour les résidus soumis aux diverses températures. C'est pourquoi le "temps d'incubation" n'est pas une bonne base de comparaison entre températures et il faut lui préférer un "état d'avancement de la décomposition" qui peut être apprécié par exemple par une perte de poids (% C restant) ou une proportion de carbone minéralisé (% C minéralisé)(Howard et Howard, 1979).

En conditions expérimentales en plein champ, pour tenir compte du fait que les conditions de température n'ont pas été les mêmes entre deux expérimentations ou au cours du temps, certains auteurs proposent de substituer une abscisse thermique au temps réel. Il y a deux façons de constituer cette nouvelle abscisse :

1) **La somme de température**: Il s'agit de sommer toutes les températures moyennes journalières au dessus d'un seuil (pour la décomposition ce seuil est 0°C). Les auteurs considèrent une relation linéaire entre la température et la vitesse de décomposition (Honeycutt et al. 1988; Honeycutt et Potaro, 1990). Cependant ce concept de somme de températures n'est pas en accord avec la relation de type Q_{10} .

2) **Le coefficient de correction de température**: Ceci revient à affecter à chaque jour de l'expérimentation une valeur ≥ 0 calculée à partir de la température moyenne du jour et d'une température de référence choisie. Le calcul est réalisé avec des valeurs de Q_{10} . Ce

facteur de correction peut d'une part être appliqué à des vitesses journalières mesurées: on obtient alors des vitesses recalculées par jour à la température de référence. D'autre part, ce facteur donnant une valeur thermique à chaque journée, peut être cumulé au cours du temps : on obtient alors une abscisse temps corrigée qui est la somme de jours à la température de référence (Andrén et Paustian, 1987; Andrén et al. 1992).

3.2.2. Humidité

L'influence de l'humidité sur la décomposition a été souvent étudiée seule ou en interaction avec la température. L'humidité a un effet complexe sur l'activité biologique et la décomposition parce qu'elle influence à la fois l'activité des micro-organismes et la diffusion des gaz et des solutés (nutriments, exsudats) vers et à partir des sites d'activités biologiques. L'humidité du sol, exprimée en humidité pondérale (H_2O g/g sol) est beaucoup trop liée à la texture du sol et doit être complétée par la connaissance de la relation entre potentiel hydrique et humidité pondérale.

L'optimum du potentiel hydrique pour la décomposition est situé selon les auteurs entre -0,2 et -0,5 bars, -0,3 bars correspondant environ à 60 % de la teneur en eau à la saturation (Sommers et al. 1980). Dans la gamme -0,3 à -10 ou -15 bars, le carbone organique est oxydé en conditions aérobie et conduit à la production exclusive de CO_2 . Dans cette gamme, la décroissance des vitesses de décomposition est rapide. L'effet de la teneur en eau est généralement pris en compte par une relation linéaire entre le taux relatif de décomposition (k/k_{max}) et le logarithme du potentiel hydrique (Sommers et al. 1980; Andrén et Paustian, 1987). Au delà, la décroissance est plus lente (Sommers et al., 1980). La relation est alors plutôt décrite par une relation linéaire entre vitesse de minéralisation et potentiel hydrique (Miller et Johnson, 1963; Orchard et Cook, 1983; Stott et al., 1986; Summerel et Burgess, 1989) (figure 3).

La baisse de la teneur en eau entraîne une diminution de la diffusion des solutés. L'activité des micro-organismes qui n'ont pas d'hyphes (bactéries et nématodes) ou ne sont pas mobiles est ainsi ralentie la première. Les actinomycètes et champignons survivent à des potentiels très faibles (-40 à -100 bars) mais sont alors métaboliquement inactifs.

Dans la gamme des potentiels hydriques élevés (proche de la saturation), le pourcentage des pores remplis d'air décroît. Il en résulte une limitation de la diffusion de

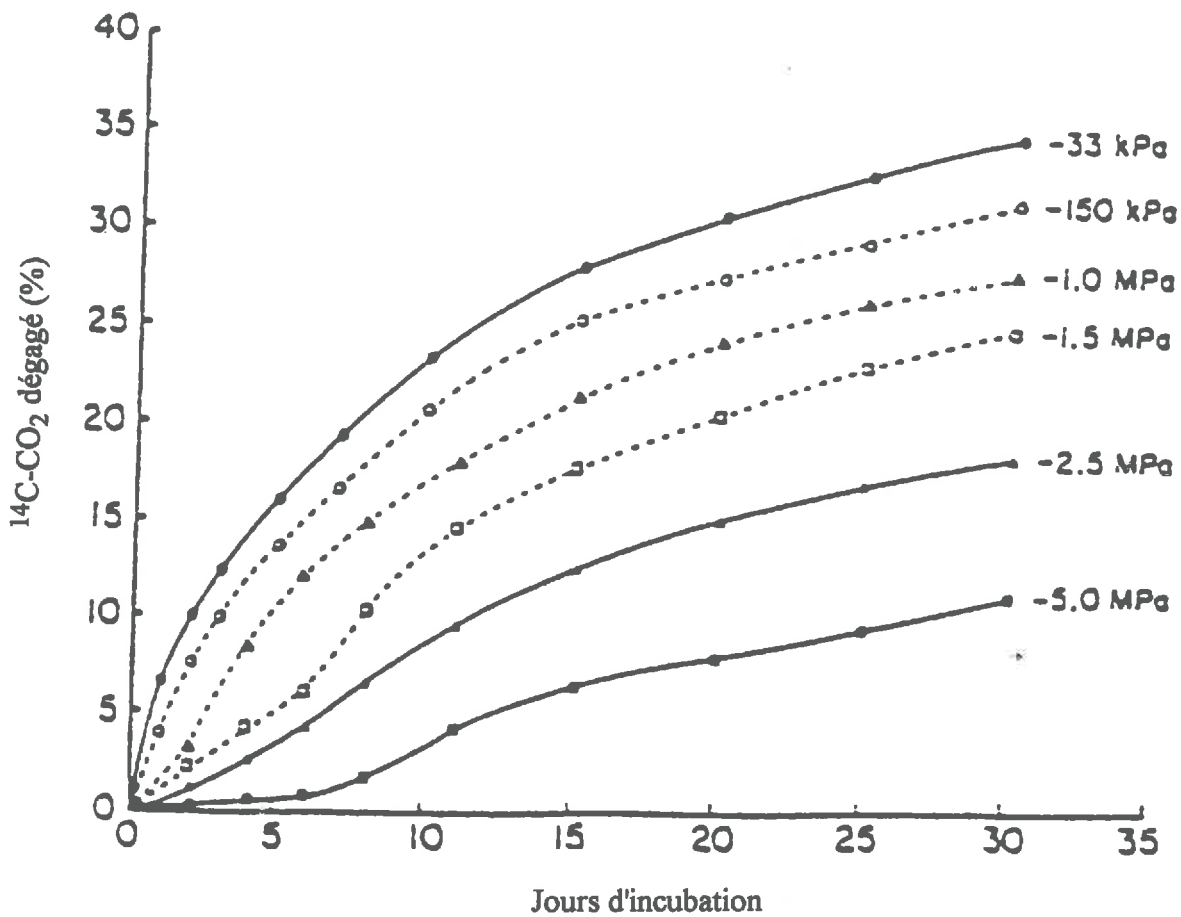


Figure 3: Evolution cumulée du $^{14}\text{C-CO}_2$ pendant la décomposition du résidu du blé incorporé aux différents potentiels hydriques et à température constante 20°C (d'après Stott et al. 1986).

l'O₂ et des échanges CO₂/O₂, ce qui se traduit par le développement de conditions d'anaérobiose, et l'apparition des processus de fermentation (Sommers et al. 1980).

La décomposition est ralentie (Gale et Gilmour, 1988) et le CO₂ n'est plus le seul produit final. Il y a en particulier production de CH₄, de N₂ et de NO_x (Reddy et Patrick, 1975). Lors d'une étude sur la décomposition du ray-grass et du trèfle, Whitehead et al. (1979) observent une décomposition plus élevée dans les conditions bien aérées qu'en conditions submergées.

3.2.3. *Type de sol*

Le type de sol peut jouer directement sur la minéralisation de la matière organique native du sol et sur celle du carbone apporté (Chaussod et al. 1986), sur la minéralisation et l'organisation de l'azote. Il agit de manière directe et aussi indirecte sur l'activité de la microflore à travers ses propriétés physiques et chimiques. Parmi celles-ci, la teneur en argile joue un rôle important sur la dynamique de la matière organique du sol. Plusieurs travaux ont montré une relation négative entre la teneur en argile et le taux de minéralisation du carbone.

Ladd et al. (1981) remarquent qu'en sol argileux, la vitesse de minéralisation du carbone est plus faible qu'en sol sableux. Ils estiment que l'argile augmente la capacité de protection de la matière organique vis-à-vis de la microflore du sol, comme plusieurs travaux l'ont montré (Christensen, 1985a; Van Veen et al., 1985; Voroney et al. 1989). Sorensen (1981) constate, après avoir suivi pendant 4 ans, la décomposition de cellulose marquée au ¹⁴C, qu'il reste 25% du carbone apporté dans un sol à la teneur en argile élevée et 12 % dans le sol moins argileux. Cet effet de la teneur en argile est confirmé par Jenkinson (1977) avec du ray-grass marqué au ¹⁴C dont la décomposition est suivie pendant 10 ans, et par d'autres travaux (Sorensen, 1981; Roper et Smith, 1991).

3.2.4. *pH*

Un certain nombre d'expériences a été réalisé pour évaluer l'effet du pH sur l'activité de la microflore. Lors d'une étude sur la décomposition de paille de blé, Simon (1960) observe que les micro-organismes commencent à être actifs à partir de la neutralité. Un milieu acide leur convient moins bien et la microflore qui s'y développe alors peut être tout à fait différente. Müller et Berg (1988) ont aussi remarqué qu'un apport de calcaire

augmente initialement la perte de masse des racines de trèfle, mais au bout d'un certain moment cette différence disparaît.

4. RELATION ENTRE LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE MINERAL ET LA DECOMPOSITION

L'influence de la quantité d'azote minéral disponible sur la décomposition des résidus a été étudiée depuis plusieurs années. Au cours de la décomposition d'un substrat carboné, les micro-organismes décomposeurs ont besoin d'azote minéral pour leur croissance. L'azote minéral est alors assimilé (organisé). Ceci paraît compréhensible étant donné les rapports C/N respectifs des micro-organismes qui assurent la dégradation (4 à 6 pour les bactéries et 8 à 12 pour les champignons) et des résidus de cultures (50 à 150 pour la majorité).

L'azote assimilé au cours de la décomposition de substrats carbonés simples comme le glucose et la cellulose serait de 45 à 70 mg N / g C décomposé (Ahmad et al., 1972; Mary et al. 1993). Pour un substrat carboné complexe comme la paille de blé et le maïs, 30 à 35 mg N / g C apporté serait organisé par la microflore (Nommick, 1982, Powlson, 1985; Darwis, 1990; Robin, à paraître; Strong et al., 1987) .

L'azote utilisé par la microflore pour assurer cette décomposition provient essentiellement de:

- l'azote contenu dans le résidu;
- l'azote minéral présent dans le sol au moment de l'enfouissement;
- l'azote minéral produit par la minéralisation de la matière organique;
- l'azote microbien recyclé au cours de la décomposition.

En fonction du type de résidus, on observe des différences notables dans les proportions des différentes sources d'azote impliquées dans l'organisation (Mary et al, 1993). Dans le cas des résidus à C/N faible (≤ 20) incorporés, la minéralisation d'azote sera dominante; par contre, dans le cas des résidus à C/N élevé, le phénomène d'organisation d'azote sera longtemps dominant (Simon, 1960; Cochran et al., 1980; Guiraud, 1984).

Simon (1960) a étudié l'influence de la teneur en N des pailles sur la consommation d'azote minéral par les micro-organismes. Elle observe que la consommation d'azote minéral augmente lorsque la teneur en azote du résidu est faible, et par contre cette consommation est faible lorsque la teneur en N du résidu est élevée. Robin (figure 4) a

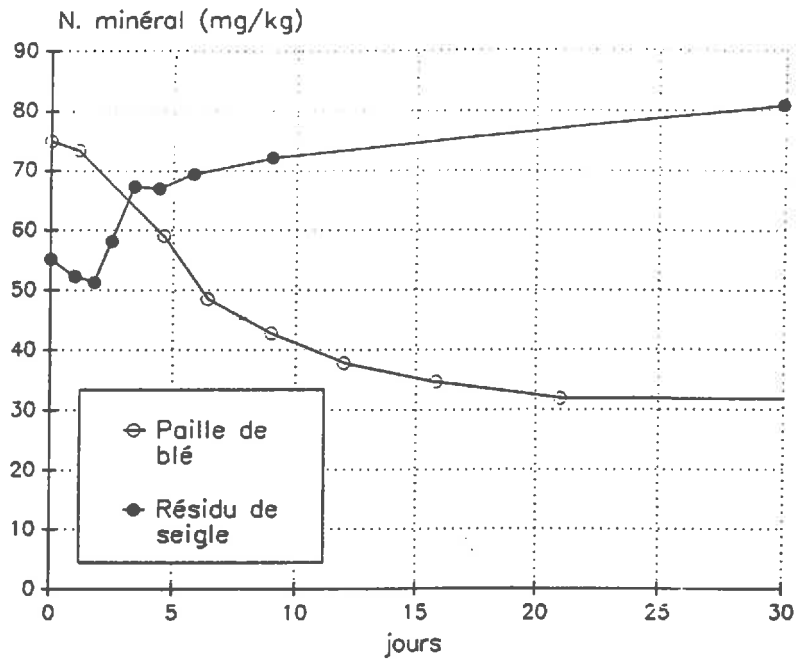


Figure 4: Evolution des quantités d'azote minéral dans un sol ayant reçu de la paille de blé (4 g M.S. par kg de sol) ou un résidu de seigle détruit au stade tallage (2 g MS par kg de sol), incubé pendant 30 jours en conditions contrôlées de température et d'humidité (15°C et 20% humidité), d'après ROBIN D. (à paraître)

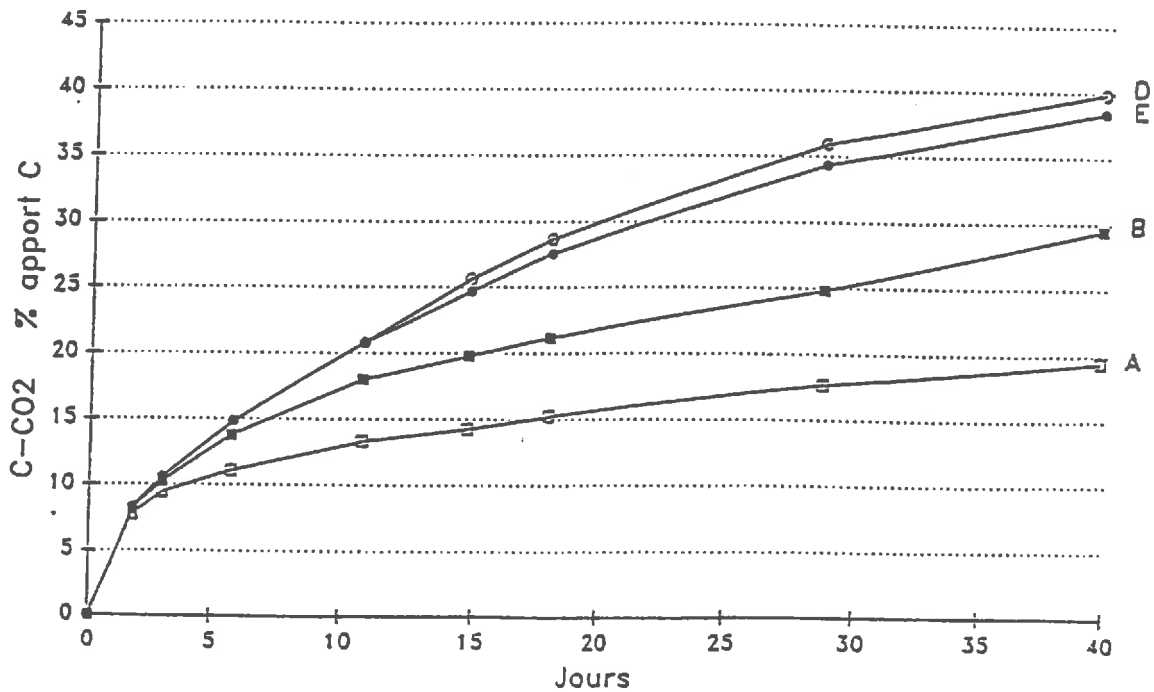


Figure 5: Minéralisation cumulée du carbone du résidu de maïs dans des sols ayant reçu 10, 30, 60 et 80 mg N/kg sol incubé à 15°C pendant 40 jours (d'après Darwis, 1990). (Apport de résidus de maïs 1,72 g C kg⁻¹ sol)

observé que dans le cas d'un résidu riche en azote (seigle détruit au stade jeune), la phase d'organisation nette d'azote est très courte, puis suivie d'une minéralisation nette importante.

Il a été montré qu'un apport d'azote minéral stimule la décomposition initiale, dans le cas de paille de blé, de paille de maïs, de foin de luzerne et de glucose (Lueken et al., 1962; Smith et Douglas, 1971; Muller et Remy, 1984; Darwis, 1990; Robin, à paraître). La figure 5 montre que la disponibilité en N minéral dans le sol, liée à la quantité apportée lors de l'enfouissement des résidus, est limitante de la décomposition jusqu'à un certain niveau au delà duquel l'apport supplémentaire d'azote n'a plus d'effet (Darwis, 1990). Cet effet de limitation par l'azote minéral pourrait expliquer la moindre décomposition observée parfois en sol cultivé par rapport au même sol nu (Führ et Sauerbeck, 1968; Shields et Paul, 1973; Jenkinson, 1977).

Les besoins globaux pour la décomposition des pailles de céréales, comme la paille de blé et la cannes de maïs sont de 30 à 35 mgN/g de carbone apporté. Ceci revient à dire qu'environ 100 kg N ha⁻¹ (y compris l'azote contenu dans le résidu) seraient mis en jeu au cours de la décomposition totale de 8 tonnes de paille dans la couche où les résidus sont incorporés. Ceci suppose que dans de nombreuses situations, la décomposition de pailles sera réalisée en conditions limitantes en azote.

Les flux de carbone et d'azote varient de manière importantes au cours de la décomposition. Tout d'abord les vitesses de décomposition et d'organisation d'azote sont élevées au début de la décomposition et diminuent ensuite et ceci en relation avec la nature du carbone décomposable (Bakken, 1986; Darwis, 1990; Mary et al., 1993). En condition de plein champ, ces flux vont également varier fortement dans l'espace en relation avec l'hétérogénéité de répartition initiale des pailles et le mode de contact entre le sol et le résidu.

Plusieurs études ont montré que les résidus broyés finement et enfouis dans le sol sont décomposés plus rapidement que ceux laissés en surface (Brown et Dickey, 1970; Sain et Broadbent, 1977). L'azote ainsi que d'autres éléments peuvent être localement limitants de la décomposition en raison d'un contact limité entre la paille et le sol. Lors d'une étude sur la décomposition de paille de maïs placée dans des sachets de fibre de verre, Parker (1962) révèle un effet de l'apport d'azote sur la décomposition de paille en surface et non sur la paille enfouie. Il estime que la moindre disponibilité de l'azote

minéral dans le cas de la paille en surface nécessite un apport d'azote, alors que pour la paille enfouie, cette disponibilité est probablement suffisante.

La liaison entre la dynamique du carbone et de l'azote est donc très étroite. Mary et Fresneau (1987) ont observé que la décomposition des racines de ray-grass est plus lente que celle d'autres substrats, et ceci provoque à la fois une organisation plus lente. La phase de minéralisation nette est alors retardée.

Des auteurs ont souvent montré que la diminution de température provoque simultanément un ralentissement de la décomposition et de l'organisation d'azote, les relations carbone-azote restant inchangées par ailleurs (Muller et Rémy, 1984; Recous, communication personnelle; Stott et al., 1990).

5. EFFET DES TECHNIQUES CULTURALES SUR LA DECOMPOSITION ET L'EVOLUTION DE L'AZOTE MINERAL

5.1. La quantité de résidu apporté

L'effet de la quantité de carbone apporté sur la vitesse de décomposition a été souvent étudié. Lors d'une étude sur la décomposition de paille de riz marquée au ^{13}C , Pal et Broadbent (1975) ont observé que la minéralisation du ^{13}C était proportionnelle à la dose de carbone apporté. Jenkinson (1977) a obtenu un résultat identique avec des parties aériennes de ray-grass marqué au ^{14}C . Cependant, des résultats différents ont été observés: Puig-Gimenez et Chase (1983) constatent que la proportion de paille de blé décomposée varie inversement avec la quantité apportée. Stott et al. (1990) observent également que des apports de paille de 3360 et 1680 kg ha⁻¹ sont décomposés plus rapidement qu'une quantité de 6720 kg ha⁻¹. Ces résultats ne sont contradictoires qu'en apparence. Si les conditions de contact sol-résidu et la quantité d'azote minéral ne sont pas limitants de la décomposition pour les différentes quantités de résidus apportés, la vitesse (exprimée par exemple en % C jour⁻¹) semble à peu près proportionnelle à la quantité apportée. Par contre si on constate une relation inversement proportionnelle entre vitesse de décomposition et quantité apportée, cela est probablement dû à l'insuffisance d'azote minéral du sol, soit instantanément soit globalement disponible.

En ce qui concerne l'organisation de l'azote minéral, la plupart des références bibliographiques montre une relation assez stable entre la quantité d'azote organisé et la quantité de carbone décomposable apportée (Ahmad et al., 1969; Black et Reitz, 1972). Par contre Baugnet (1989) a observé que les quantités d'azote organisé augmentent moins que proportionnellement avec la quantité de carbone apporté. Elle observe respectivement une organisation de 32 mg N/ kg sol/ g de C apporté et 22 mg N/ kg sol/ g C apporté sont organisés pour des apports de 500 et 1500 mg C / kg sol. Viaux (1983) observe une diminution importante des quantités d'azote minéral après d'enfouissement de paille de blé en condition de plein champ.

5.2. La taille des résidus

Lors d'une étude en laboratoire, Sims et Frederick (1970) mesurent une minéralisation du carbone et une organisation d'azote rapides pour un résidu de maïs broyé finement. Nyhan (1975) observe que la perte de carbone est plus rapide pour un résidu broyé que pour un résidu non broyé. Lors d'une étude sur la décomposition de paille de blé, Harper (1987) a comparé la décomposition pour différentes longueurs de brin.

Longueur des brins	Nombre de jour nécessaire à la disparition de 50 % de la paille (en poids) à 20°C
<1 mm	14
0.5 cm	29
1.0 cm	30
2.0 cm	47
5.0 cm	54

Tableau 2. Comparaison des vitesses de décomposition de la paille de blé de différentes longueurs (d'après Harper, 1987)

Il conclut que la finesse du broyage est une technique pour augmenter la vitesse de décomposition de paille dans le sol (tableau 2).

Par contre, Puig-Gimenez et Chase (1984) trouvent très peu d'effet de la taille des résidus sur la minéralisation de carbone à 40 jours. Maas et Adamson (1972) ont aussi

obtenu un résultat identique lors d'une étude sur la décomposition de sciure, de tourbe et d'écorce.

On peut à nouveau s'étonner de cette apparente contradiction. En fait la taille du résidu, lorsqu'elle est modifiée par broyage, a deux composantes: d'une part la longueur moyenne du résidu qui peut être une composante essentielle du "contact sol-résidu" et d'autre part l'abrasion des surfaces en contact avec le sol. Cette modification physique du résidu peut dans certains cas (dépendant de la nature du résidu) modifier son accessibilité et sa colonisation initiale par les décomposeurs. Cet effet peut donc être relativement transitoire (phase de latence due à la colonisation) ou inexistant lorsque d'autres facteurs que le contact sol-résidu sont limitants.

5.3. Le mode d'incorporation

La décomposition des résidus végétaux nécessite un contact entre les micro-organismes décomposeurs et les substrats pour que les processus enzymatiques se produisent. De nombreuses études ont montré l'influence du mode d'incorporation des résidus sur la décomposition et la dynamique de l'azote dans le sol.

Parker (1962) a suivi au champ la décomposition de résidu de maïs placé dans des sachets fibre de verre. Il trouve que 65 % du résidu enfoui et 50 % du résidu placé en surface sont décomposés à 140 jours. Brown et Dickey (1970) observent un écart beaucoup plus grand: 22 %, 31 % et 93 % de perte de masse pour une paille de blé respectivement placée au dessus du sol, en surface et enfouie dans le sol après 18 mois. Nyhan (1975) montre également que le résidu enfoui se décompose plus rapidement que celui déposé en surface. Sain et Broadbent (1977) confirment ces résultats lors d'une étude sur la décomposition de paille de riz.

Plusieurs chercheurs estiment que la technique utilisée pour suivre la décomposition à l'aide de sachets en fibre de verre maintient le résidu relativement isolé et diminue donc son accessibilité par la micro- et la macroflore (Alberts et Shrader, 1980). Cogle et al. (1987a) ont vérifié cette hypothèse lors d'une expérience sur la décomposition de paille de blé isolée ou non, dans des sachets. La paille non isolée s'est décomposée nettement plus vite que la paille isolée. Un résultat identique est obtenu lors d'une étude sur la décomposition de paille de maïs et de racines de blé en utilisant des sachets en polyéthylène de maille 3 μm et 1 μm . Le résidu dans des sachets de maille 3 μm se décompose plus rapidement que celui placé dans les sachets de 1 μm (Singh et Shekhar,

1989). De même Brown et Dickey (1970) constatent que la teneur en azote de la paille augmente plus rapidement dans le cas de paille enfouie qu'avec de la paille placée en surface. Ceci indique que la colonisation du résidu par les micro-organismes décomposeurs est plus importante dans le cas du résidu enfoui que du résidu laissé en surface.

Des travaux réalisés au champ sur les résidus non isolés donnent des résultats à peu près similaires (Douglas et al., 1980; Christensen, 1986 a testé la décomposition de paille d'orge placée dans des sachets. Il trouve que 94 % et 66 % de paille respectivement enfouie et en surface sont décomposés après 14 mois. Néanmoins, il n'a pas trouvé de différence entre la paille enfouie à 5 cm, 10 cm, et 15 cm. Cogle et al. (1987a) obtiennent un résultat identique lors d'une expérience sur la paille de blé marqué au ^{14}C , mais ils trouvent qu'au bout de 2 ans la différence entre paille enfouie et laissé en surface disparaît.

5.4. Effet de la date d'enfouissement

Les expérimentations conduites sur l'influence de la date d'enfouissement des pailles sur la décomposition et la dynamique de l'azote minéral montrent des résultats souvent insuffisants et contradictoires.

La date de restitution va déterminer globalement les facteurs d'environnement auxquels vont être soumis les résidus (en particulier la température et la teneur en eau du sol) et la disponibilité de l'azote minéral dans la couche du sol où sont incorporés des résidus.

Le retard à l'enfouissement des pailles à l'automne, technique souvent préconisée pourrait apparaître défavorable à la décomposition précoces de la paille entraînant une moindre organisation de l'azote minéral avant le début du drainage.

Là encore, il est indispensable de bien identifier et hiérarchiser les facteurs qui contrôlent la décomposition et l'organisation de l'azote minéral in situ pour déterminer à quel moment il faut enfouir la paille.

CONCLUSION

Si les processus d'organisation et de minéralisation d'azote en relation avec la décomposition sont relativement bien décrits en conditions contrôlées et optimales, il paraît nécessaire de chercher à établir, en conditions de plein champ, la relation entre état d'avancement de la décomposition et dynamique de l'azote. Les lois d'action établies au

laboratoire prennent mal en compte des processus tels que l'effet d'alternances dessiccation-réhumectation ou gel-dégel par exemple. Par ailleurs ces études sont pratiquement toujours réalisées avec des résidus finement broyés mélangés de manière homogène dans un sol remanié. Hors, la quantité, la taille des fragments et le mode d'enfouissement d'une paille restituée au sol après récolte sont des facteurs qui vont jouer de manière prépondérante sur le contact sol-résidu. La surface de contact entre le sol et le résidu augmente avec le volume de sol dans lequel est incorporé le résidu, avec la finesse de broyage et l'homogénéité du mélange. Si la surface de contact augmente, le résidu devient de plus en plus accessible aux micro-organismes décomposeurs. En conditions de plein champ, il existe une très forte hétérogénéité dans la répartition des résidus qui va créer des zones à faible et à forte teneur en résidus. En fonction des zones, les facteurs pilotant la décomposition des résidus pourront selon leur nature être optimum ou devenir limitants, induisant une forte variabilité spatiale des processus d'organisation et de minéralisation de l'azote.

DEUXIEME PARTIE :
DEMARCHE D'ETUDE ET
METHODOLOGIES

DEMARCHE D'ETUDE ET METHODOLOGIES

CONTEXTE GENERAL DU TRAVAIL

L'objectif général de notre travail était de rechercher les moyens qui permettent d'optimiser le potentiel d'organisation du nitrate lié à la décomposition des pailles pour mieux définir les stratégies de gestion des pailles à minimiser la quantité de nitrate présente dans le sol au début de la reprise de drainage hivernal.

1. OBJECTIF ET DEMARCHE DE L'ETUDE

Les expérimentations menées en 1990-1991 et 1991-1992 après récolte du blé ont pour objectif de:

- * caractériser la décomposition de paille de blé en conditions plein champ.
- * quantifier les flux d'azote dans le sol après récolte, en particulier les flux de minéralisation-organisation, et de transfert.
- * déterminer les amplitudes de variation possibles de ces flux, en fonction des techniques culturales et du climat.
- * rechercher les relations entre l'état d'avancement de la décomposition et l'organisation de l'azote.

Ces objectifs nous ont amené à conduire deux expérimentations en conditions de plein champ en utilisant des techniques en vraie grandeur.

2. DISPOSITIF EXPERIMENTAL

2.1. Site

L'expérimentation est implantée sur une parcelle du domaine expérimental I.N.R.A. de Mons-en-Chaussée (80) sur un sol lessivé, situé dans la zone des limons epais du Santerre dont les caractéristiques physiques et chimiques sont indiquées tableau 3.

Les essais ont été mis en place dès la récolte du blé d'hiver du 24 au 27 Juillet 1990 et du 27 au 29 Août 1991.

Caractéristique de la parcelle	ESSAI 1990-91	ESSAI 1991-92
SOL:		
Argile %	16.9	19.9
Limon fin %	18.7	20.4
Limon grossier %	51.0	51.6
Sable fin %	6.0	6.4
Sable grossier %	2.1	1.4
Carbone organique %	1.2	1.1
Azote (pour mille)	1.2	1.0
Calcaire %	1.0	0.7
pH _{H₂O}	7.8	3.3
Précédent:	COLZA	BETTERAVE
Culture:	blé d'hiver	blé d'hiver
Apport d'azote:	aucun	180 kgN/ha

Tableau 3: Caractéristiques physiques et chimiques de l'horizon labouré et précédents culturels des essais 1990-91 et 1991-92.

2.2. Traitements expérimentaux

2.2.1. Traitements communs aux 2 essais

L'effet de la présence ou l'absence de paille est testé en interaction avec 3 techniques d'enfouissement. Les facteurs étudiés sont:

- 2 modalités de paille:

*** présence de paille**

*** absence de paille**

- 3 modalités de travail du sol et mode de broyage

La composition initiale de cette paille est indiquée tableau 4.

Les traitements sont factoriels, ce qui donne 6 modalités :

1) **Traitement "cover crop paille" (CCP):** Incorporation de paille broyée grossièrement par un "déchaumage" classique avec un appareil à disques (cover-crop) sur une profondeur de sol de 10 cm. Le déchaumage a été effectué deux fois.

2) **Traitement "rotavator paille" (RP):** Incorporation de paille broyée finement au sol par un appareil équipé d'une fraise (rotavator) sur une profondeur de sol de 20 cm.

3) **Traitement "Mulch paille" (MP):** Mulch de paille broyée finement, laissé en surface du sol jusqu'au labour. Nous avons aussi protégé les parcelles de ce traitement avec un filet 2-3 cm de diamètre afin d'éviter les pertes de paille par le vent.

4) **Traitement "cover crop nu":(CC0P) sans paille**

5) **Traitement "rotavator nu" (R0P) sans paille**

6) **Traitement "mulch nu" (M0P) sans paille et sans travail du sol**

Préparation des parcelles: Afin d'améliorer l'homogénéité des parcelles étudiées, les résidus restant après récolte ont été évacués. Les plateaux de tallage ont été coupés au ras du sol, ramassés et exportés. La quantité de paille restituée sur les traitements avec paille est de 8 tonnes de matière sèche (MS) par hectare, c'est-à-dire proche des restitutions moyennes de paille de cette région. Pour chacun des traitements sans apport de paille, le travail du sol a été identique à celui des traitements avec paille. Afin d'éliminer les repousses, toutes les parcelles ont reçu une application de glyphosate (Roundup). Les dispositifs expérimentaux des deux essais sont présentés figure 6 et figure 7.

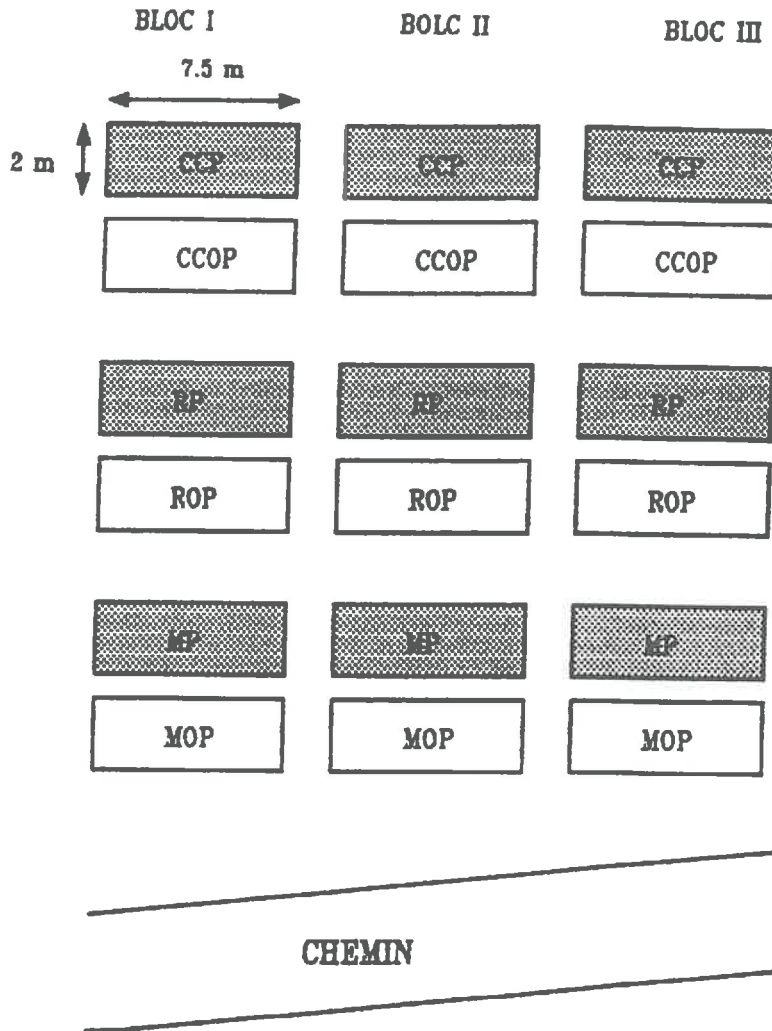


Figure 6: Plan du dispositif expérimental de l'essai 1990-91

2.2.2. Particularités de l'essai 1990-91

a) Suivi de la décomposition de la paille par la méthode des "sachets"

La décomposition de paille de blé a été suivie par la méthode des sachets de polyéthylène, par M^{me} LINERES à l'INRA de BORDEAUX selon la méthode décrite par Lineres et Lubet, (1990). Les pailles de blé ont été disposées dans des sachets de polyéthylène à grosses mailles (1 mm de diamètre), enfouis dans le sol. Les trois traitements correspondent à la paille grossière utilisée dans le traitement CCP, et la paille fine des traitements RP et MP.

La taille d'un sachet est de 17 cm x 29 cm. La quantité de paille placée dans les sachets est environ de 10 g, calculée pour correspondre à un apport de 8 tonnes MS ha⁻¹. Les sachets des traitements CCP et RP sont placés horizontalement dans le sol à -10 cm et -18 cm respectivement. Au moment du labour ils sont retirés puis replacés à la même profondeur. Les pailles du mulch sont laissées en surface sur une placette réservée. Les sachets sont préparés au moment du labour (22/01/1991) en tenant compte de la perte de poids entre le 26/07/1990 et cette date. Le traitement CCP en sachets n'est donc pas similaire au CCP en parcelle du point de vue mode et profondeur d'incorporation.

b) Caractérisation du transfert du nitrate en sol nu

Sur les traitements sans restitution de paille (CCOP, ROP et MOP), un apport de 20 kg N/ha sous forme de nitrate de potassium, en solution, marqué à l'azote 15 (excès isotopique = 0.5 %) a été réalisé afin de pouvoir tracer la migration du nitrate dans le profil de sol. Cet apport a été effectué le 17 Septembre 1990, avec de nombreux croisements de façon à obtenir une distribution la plus homogène possible.

2.2.3. Particularités de l'essai 1991-92

a) Caractérisation du transfert du nitrate en sol nu

Un apport d'azote minéral marqué au ¹⁵N a été effectué sur les traitements nus (CCOP, ROP et MOP): 5 kg N ha⁻¹ sous forme de nitrate de potassium, en solution (excès isotopique = 2.01 %), appliqué avec un pulvérisateur.

b) Caractérisation de la décomposition en conditions favorables

Pour tester l'hypothèse du rôle des facteurs limitants de la décomposition, nous avons créé un traitement identique au traitement RP (rotavator) du point de vue modalités de restitutions de la paille mais pour lequel des apports d'eau et d'azote sont réalisés: ce

COMPOSITION	ESSAI 1990-91	ESSAI 1991-92	Paille marquée ¹³ C
Teneurs initiales:			
Carbone	44.2 %	44.9 %	43.7 %
Azote	0.36 %	0.34 %	0.34 %
Rapport C/N	123	132	128
Excès isotopique	-0.0294 %	-0.0294 %	1.408
Composition biochimique:			
C soluble	17.7 %	13.4 %	19.9 %
Hémicellulose	30.7 %	28.0 %	34.1 %
Cellulose	41.8 %	47.2 %	41.9 %
Lignine	5.8 %	7.2 %	4.0 %
Cendre	4 %	4 %	0.1 %
Apport initial:			
N apport (kg/ha)	29	28	27
C apport (kg/ha)	3536	3592	3496

Tableau 4: Composition initiale de la paille utilisée pour les essais 1990-91 et 1991-92 (non extraite à l'eau).

Date apport d'azote:	30/08/91	26/09/91	16/10/91	06/11/91	23/02/92	15/04/92
Quantité d'azote apportée (kg/ha):	30	30	30	30	30	30
Dates apport d'eau:	29/08/91	03/09/91	05/09/91	17/09/91		
Volume d'eau (mm):	12	10	15	15		

Tableau 5: Dates apport d'azote et d'eau et les quantités d'azote et d'eau apportés du traitement R2P Parcelle.

traitement est codifié : **R2P PARCELLE**. Le traitement R2P PARCELLE a reçu 180 kg N/ha appliqués en 6 apports de 30 kg N/ha, marqué à 0,5 % (tableau 5). L'irrigation est effectuée uniquement au commencement de l'essai pendant lequel le sol est très sec.

c) Caractérisation de l'organisation brute d'azote

Un traitement a été mis en place en placettes confinées délimitées par des cylindres . Ce traitement est codifié "**R2P CYLINDRE**". Le dispositif comporte 39 cylindres recevant de la paille. Le dispositif expérimental de ce traitement est présenté figure 7bis.

Les parcelles sont délimitées par des cylindres de PVC de 23,7 cm de diamètre et 25 cm de hauteur, représentant une surface élémentaire de 4.45 dm². Ces cylindres sont enfoncés dans le sol sur 20 cm juste après le travail du sol. Les cylindres sont installés de façon à s'enfoncer légèrement (quelques centimètres) dans la couche non travaillée. Le sol à l'intérieur du cylindre est prélevé, pesé, et l'équivalent de 8,5 kg de terre sèche est mélangé manuellement au poids de paille correspondant. L'ensemble sol + paille est alors replacé dans chaque cylindre.

Ces cylindres reçoivent toutes les 3 semaines environ un apport d'azote minéral sous forme KNO₃ non marqué ou marqué avec l'azote 15. Dans ce dernier cas, ils sont prélevés au bout de 3 semaines pour détermination de l'organisation d'azote. Le calendrier des apports et prélèvements est indiqué tableau 6.

d) Caractérisation de la minéralisation du carbone

Des cylindres de même taille pouvant être fermés dans la partie supérieures par des cloches, ont été installés afin de suivre en continu la minéralisation du carbone des résidus. Le protocole de mise en place est identique à celui des cylindres ouverts. Le dispositif comporte 12 cylindres (4 cylindres par bloc). Par contre le sol reçoit une paille de blé marquée avec le carbone 13, obtenue en chambre phytotronique par Mr Gaudillière (INRA, Bordeaux). Les caractéristiques de cette paille sont indiquées tableau 4.

La minéralisation du carbone a été suivi par le dégagement du CO₂. La méthode utilisée pour piéger le CO₂ dégagé est celle de la méthode statique (Freijer et Bouten, 1991) adaptée. Pour chaque mesure du CO₂ dégagé, 100 ml de solution NaOH (1N) sont mis dans les trois flacons (33.3 ml pour chaque flacon) et sont placés dans le cylindre. Le cylindre est recouvert d'une cloche fixée hermétiquement. La cloche renferme un ventilateur qui marche en permanence. Il a pour objectif de permettre une absorption rapide du CO₂ dégagé dans la solution de soude. Pour chaque date de prélèvement, 18 flacons (correspondant aux 6 cylindres) sont prélevés et immédiatement les nouvelles solutions NaOH sont placées dans les cylindres suivants.

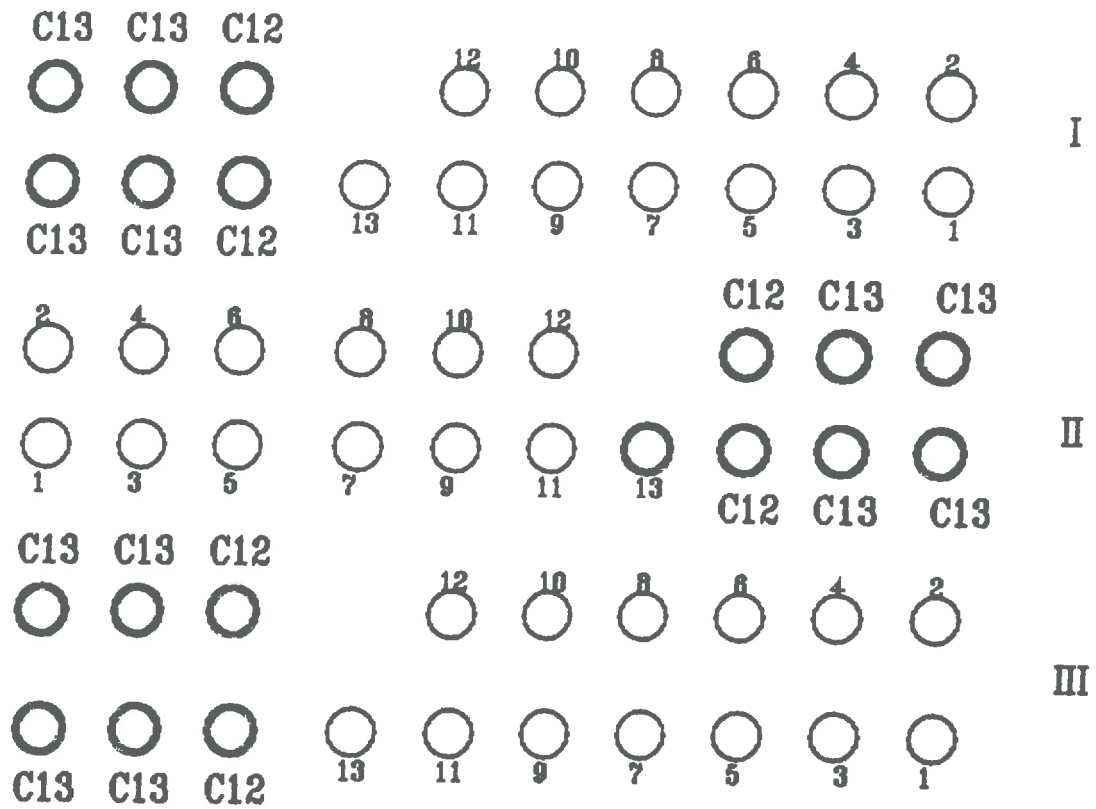


Figure 7bis (a): Plan du dispositif expérimental du traitement R2P cylindre de l'essai 1991-92

*) Cylindres C13 et C12 sont destinés au mesure du CO₂ dégagé.

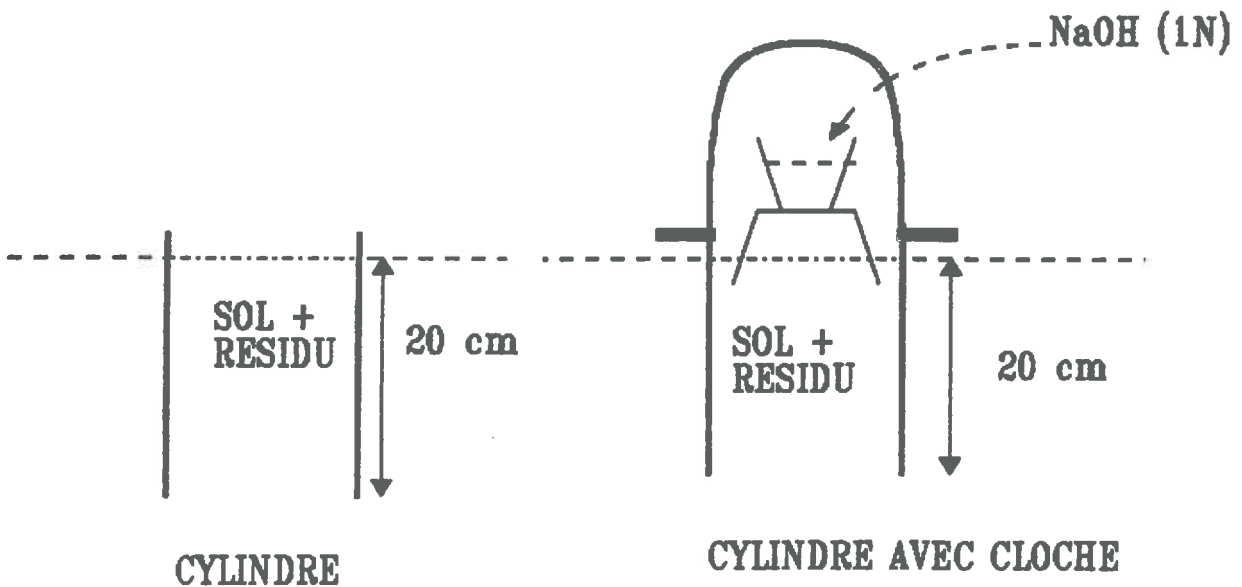


Figure 7bis (b): Schéma du cylindre et du dispositif de mesure du CO₂ dégagé (coupe longitudinale)

Ce suivi du dégagement de $^{13}\text{CO}_2$ est réalisé sur les 12 cylindres ayant reçu la paille du blé marqué. Initialement, la mesure de la minéralisation du carbone est effectuée presque tous les jours, puis sa fréquence diminue au cours du temps.

3. METHODES DE PRELEVEMENT ET DE TRAITEMENT DES ECHANTILLONS

3.1. Prélèvements dans les parcelles

3.1.1. Profils d'azote minéral

Ces profils ont été réalisés sur une profondeur de 1,50 m et à des intervalles de temps de 3 à 4 semaines. Un échantillon de terre représentatif d'une couche de sol est constitué de 5 carottes prélevées sur une bande de la largeur de la parcelle. Pour chaque prélèvement, on avance d'environ 0,5 m dans la parcelle. Les horizons prélevés sont: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm, 90-120 cm et 120-150 cm. Pour les horizons de surface (0-10 cm et 10-20 cm), les 5 carottes sont prélevées avec la sonde manuelle de diamètre 6 cm. L' horizon 20-30 cm est prélevé en utilisant la sonde de diamètre 4 cm et pour les horizons sous-jacents, la sonde mécanique de diamètre 1,7 cm. Au cours de l'essai 1991-92, 7 carottes sont prélevés (tous traitements) et 20 carottes ("R2P parcelle") pour les couches 0-10 cm, 10-20 cm et 20-30 cm au lieu de 5.

Les échantillons de terre sont rapidement rapportés au laboratoire et sont conservés au congélateur à -20°C , en vue de leur traitement ultérieur.

3.1.2. Echantillonnage des résidus

a) In situ

Sur l'essai de la première année, les échantillons (sol + résidu) sont prélevés en utilisant un cadre de 80 cm de longueur x 20 cm de largeur pour les traitements CCP et CCOP, et 40 cm x 20 cm pour les traitements RP, ROP, MP et MOP. La profondeur de prélèvement est au moins égale à la profondeur d'enfouissement de la paille. La séparation des résidus est réalisée le lendemain des prélèvements. Les résidus sont tamisés sous l'eau sur un tamis de 1 mm (diamètre du tamis est de 40 cm) et sont rapidement séchés à l'étuve à 80°C pendant 48 heures. Cette méthode de prélèvement est pratiquée jusqu'au labour. A partir du labour, les échantillons sont prélevés avec la sonde de diamètre 6 cm, en mélangeant 20 carottes de terre prélevées sur 30 cm de profondeur. Les prélèvements sont réalisés sur un pas du temps de 4 semaines (tableau 7).

N° Cylindre	Date de prélèvement et apport d'azote													
	30/08	25/09	15/10	05/11	26/11	17/12	14/01	19/02	18/03	14/04	12/05	09/06	07/07	08/09
I	30*	P												
II	30	30*	P											
III	30	30	30*	P										
IV	30	30	30	30*	P									
V	30	30	30	30	30*	P								
VI	30	30	30	30	30	30*	P							
VII	30	30	30	30	30	30	30*	P						
VII	30	30	30	30	30	30	30	30*	P					
IX	30	30	30	30	30	30	30	30	30*	P				
X	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30*	P			
XI	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30*	P		
XII	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30*	P	
XIII	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30*	P

Tableau 6: Calendrier apport d'azote et date de prélèvement du sol du traitement R2P Cylindre, essai 1991-92.

Légende: 30* = apport ^{15}N minéral (K^{15}NO_3), excès 20 %

30 = apport ^{14}N minéral KNO_3

P = date de prélèvement des cylindres.

En 1991-92, le prélèvement des échantillons est réalisé de la même manière mais avec un cadre de 80 cm x 20 cm pour tous les traitements. Les intervalles de prélèvement ont été plus rapprochés (tableau 7).

b) Sachets de polyéthylène

Les sachets ont été prélevés à intervalles réguliers (cf tableau 7), rapportés rapidement au laboratoire et expédiés au laboratoire d'Agronomie de Bordeaux. La séparation du résidu des fractions minérales du sol est réalisée sur un tamis de maille 1 mm, avec un jet peu puissant d'eau distillée, afin de minimiser les pertes de particules fines de paille. Le traitement des échantillons, les analyses (%C, %N, composition biochimique) et le traitement des données ont été réalisés par Monique LINERES.

3.2. Prélèvements des cylindres

3.2.1. Mesure d'azote minéral

Les cylindres ont été prélevés également à treize dates, séparées de 3 semaines environ. Les dates de prélèvement sont indiquées au tableau 7.

A chaque date de prélèvement 3 cylindres (correspondant aux 3 blocs) sont prélevés et sont rapportés rapidement au laboratoire.

Chaque cylindre est sectionné en quatre horizons: 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm et 15-20 cm. L'échantillon constitué est en moyenne de 2900 g de terre humide pour chaque horizon. L'extraction au KCl et le dosage de l'azote minéral sont réalisés dans la journée qui suit le prélèvement.

3.2.2. Echantillonnage des résidus

Le suivi de la décomposition du résidu dans le cylindre est effectué sur le même cylindre que celui destiné à l'azote minéral, sur le sol restant des 4 horizons. Les résidus sont séparés du sol sur un tamis de 1 mm (le diamètre du tamis est de 40 cm) à l'eau froide (figure 8). Le résidu est ensuite séché à l'étuve à 80°C pendant 48 heures. Nous avons également récupéré à quelques dates les particules de taille 0,5 - 1 mm.

ESSAI 1990-91			ESSAI 1991-92		
Date de prélèvement:			Date de prélèvement:		
Sol	Résidu	Deuxième passage du Cover crop	Sol	Résidu	Deuxième passage du Cover crop
26/07/90			30/08/91		
22/08/90	29/08/90		25/09/91	26/09/91	
04/09/90			15/10/91	16/10/91	10/10/92
18/09/90	26/09/90	21/09/90	05/11/91	06/11/91	
02/10/90			26/11/91	27/11/91	
23/10/90			17/12/91		
13/11/90	05/11/90		14/01/92	15/01/92	
18/12/90	04/12/90		19/02/92	20/02/92	
16/01/91	22/01/91		18/03/92		
04/03/91	27/03/91		14/04/92	15/04/92	
10/04/91			12/05/92	13/05/92	
16/05/91	30/05/91		09/06/92	10/06/92	
09/07/91	21/07/91		07/07/92	08/07/92	
			08/09/92	09/09/92	

Tableau 7: Dates de prélèvements du sol, du résidu et le deuxième passage du cover crop au cours de l'essai 1990-91 et 1991-92.

4. METHODES ANALYTIQUES

4.1. Extraction du sol et dosage N minéral

L'azote minéral est extrait à raison de 150 g de terre humide dans 300 ml de KCl molaire, avec une agitation pendant une demi-heure suivie d'une décantation (3 heures), et filtration (figure 8)

Chaque analyse comporte trois répétitions. Le dosage de l'azote minéral (ammonium, nitrate et nitrite) est réalisé sur le filtrat par colorimétrie en flux continu (système SKALAR). Le nitrate est dosé après réduction en nitrite sur une colonne de cadmium cuivré. Le dosage du nitrite se fait par la réaction de GRIESS-ILOSVAY (Henriksen et Selmer-Olsen, 1970). L'ammonium est dosé par la méthode à l'indophénol (Verdouw, 1977).

4.2. Fractionnement granulométrique du résidu

4.2.1. Mise au point préliminaire

Actuellement, il y a très peu de méthodes standardisées de fractionnement granulométrique des fractions grossières du résidu. Pour réaliser ce fractionnement, une expérience préliminaire a été effectuée pour tester la reproductibilité de la méthode en fonction de *la durée du tamisage*. Le fractionnement du résidu a d'abord été réalisé en utilisant trois tamis (20 cm de diamètre) de mailles 4 mm, 2 mm, 1 mm superposés, avec à la base un récipient qui permet de récupérer les particules de paille inférieure à 1 mm. Dans le souci d'obtenir un système de tamisage assez homogène, nous avons ensuite utilisé un système de tamisage mécanique en utilisant des tamis de même maille (4, 2 et 1 mm) mais de diamètre 40 cm. (figure 9).

Avec le système de tamisage manuel, nous avons testé la durée du tamisage: 1, 2 et 3 minutes pour 10 g de paille. Les résultats montrent que la durée de tamisage fixée à 2 minutes semble la mieux indiquée du fait des faibles coefficients de variations enregistrés (tableau 8).

Sur le système de tamisage mécanique, nous avons également testé la durée du tamisage avec 40 g de paille. Les résultats montrent que le tamisage de 1 minute donne des résultats à peu près équivalents au tamisage 2 minutes pour 10 g de paille.

Ce gain de précision résulte d'une plus grande régularité du tamisage mécanique. Cette technique permet de traiter un plus grand poids de paille à chaque opération.

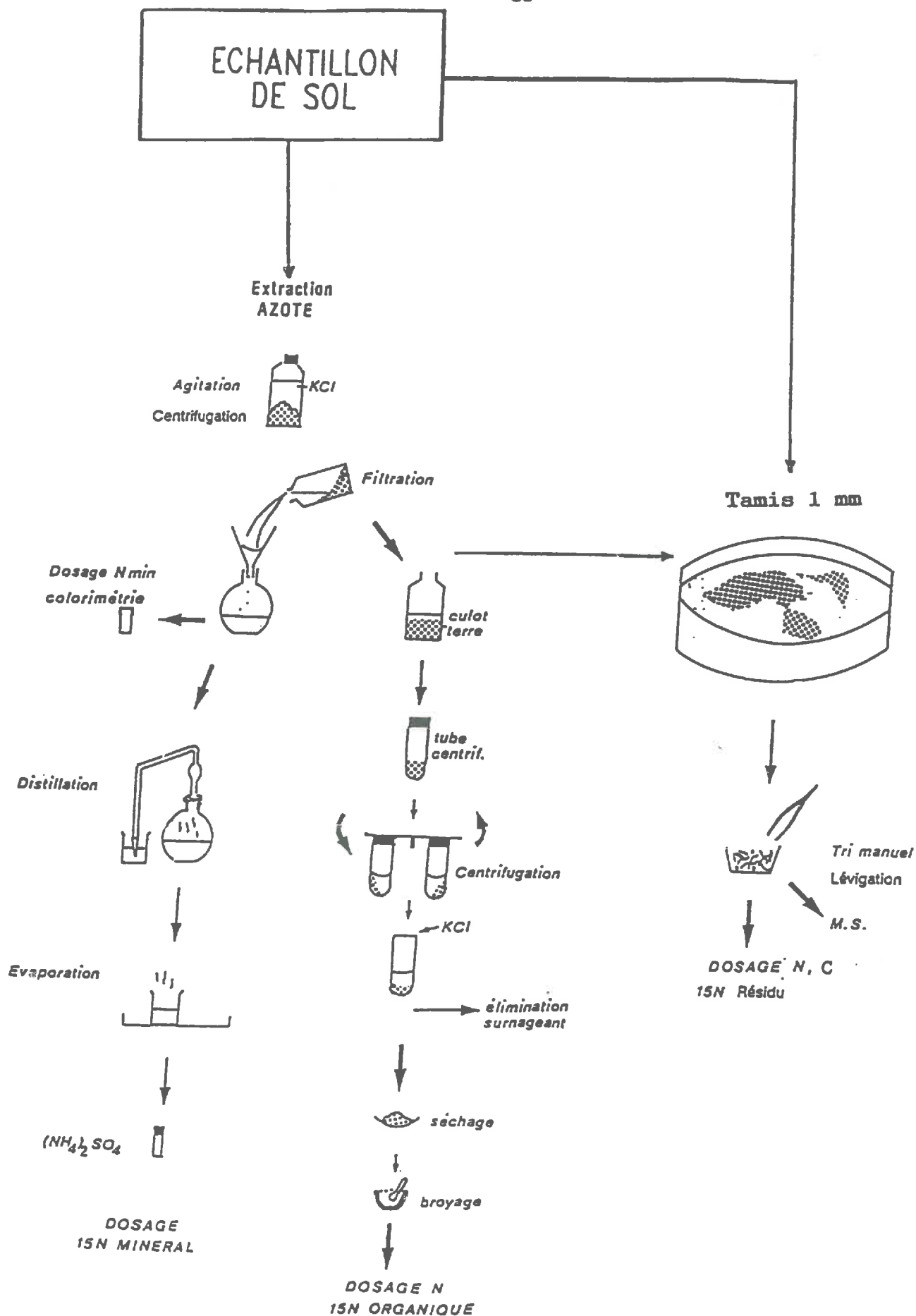


Figure 8: Différentes étapes de traitement des échantillons de terre et des résidus au laboratoire après prélèvement au champ

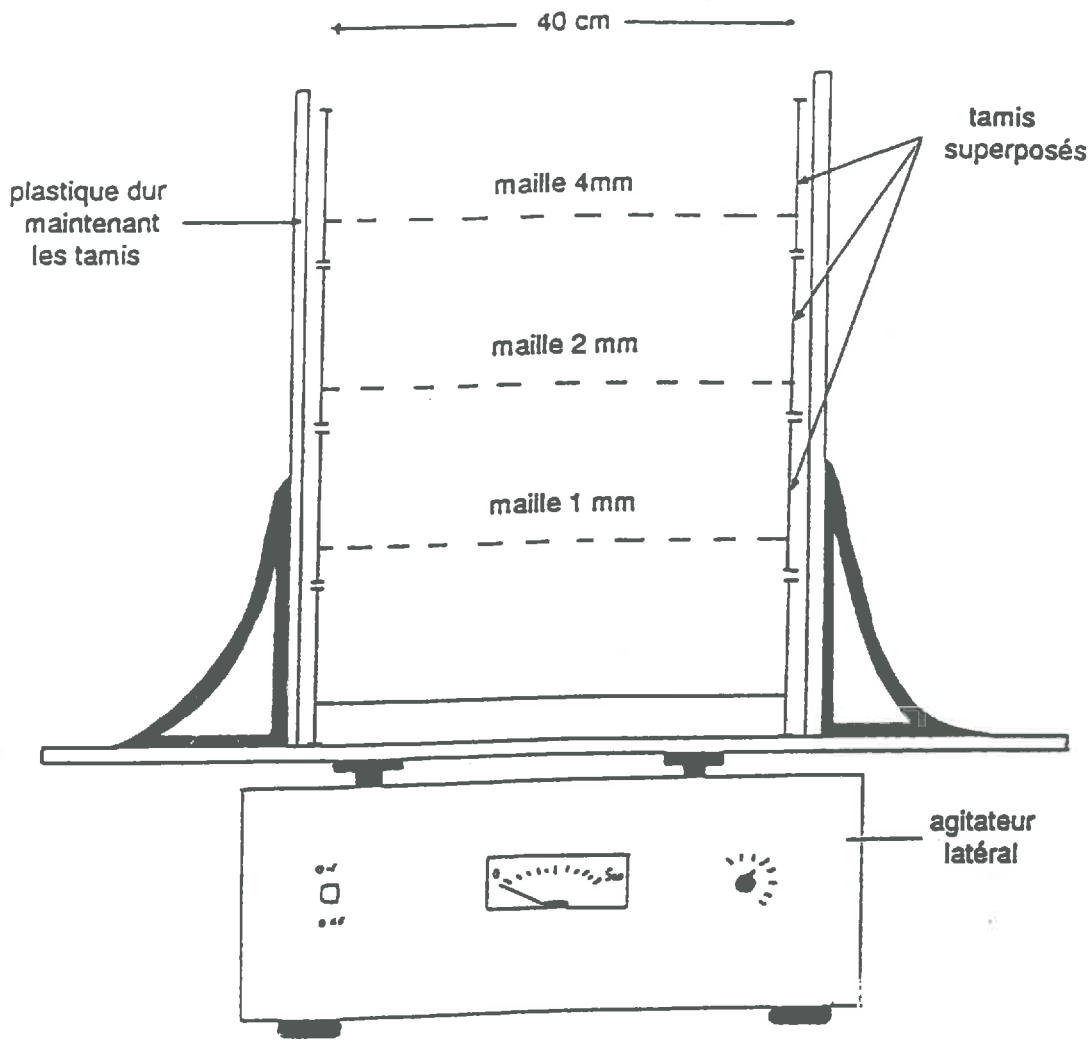


Figure 9: Schéma du dispositif de tamisage des pailles (coupe longitudinale)

1 MINUTE						
REPETITIONS						
Tamis (mm)	I	II %	III	Moyen	(é.t.)	CV. Moyen
>4	71	76	78	75.0	3.6	4.8
2-4	22	19	17	19.3	2.5	13.0
1-2	6	4	4	4.7	1.2	24.7
<1	1	1	1	1.0	.0	.0
	100	100	100			10.6
2 MINUTES						
Tamis (mm)	I	II %	III	Moyen	(é.t.)	CV. Moyen
>4	67	65	69	67.0	2.0	3.0
2-4	24	25	23	24.0	1.0	4.2
1-2	7	8	6.4	7.1	.8	11.3
<1	2	2	1.6	1.9	.2	12.4
	100	100	100			7.7
3 MINUTES						
Tamis (mm)	I	II %	III	Moyen	(é.t.)	CV. Moyen
>4	69	60	51	60.0	9.0	15.0
2-4	23	28	35	28.7	6.0	21.0
1-2	7	11	12.3	10.1	2.8	27.3
<1	1	1	1.7	1.2	.4	32.8
	100	100	100			24.0

Tableau 8: Mis au point préliminaire de la durée du tamisage des résidus des essais 1990-91 et 1991-92.

4.2.2. Technique de fractionnement

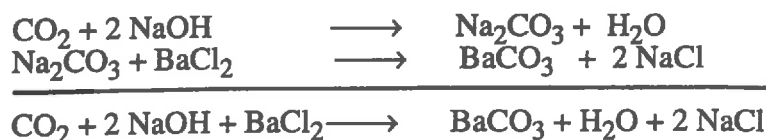
Le fractionnement granulométrique du résidu est alors effectué en utilisant le système du tamisage mécanique. Ce fractionnement est réalisé sur tous les traitements avec paille à toutes les dates de prélèvements, ainsi que sur les traitements nus à quelques dates.

4.3. Dosage du C-CO₂

Les solutions de NaOH contenues dans les 3 flacons installés par cylindre sont regroupées et sont diluées par l'eau déminéralisée jusqu'à un volume total de 400 ml, ce qui porte la solution à une normalité d'environ 0.25 M.

Le dosage du C-CO₂ dégagé est effectué sur une aliquote de cette solution (25 ml) à l'aide d'un titrateur-pH mètre. 5 ml de chlorure de baryum (BaCl₂ à 30 %) est ajouté afin de précipiter les carbonates (Reinke et al., 1981). NaOH non utilisée est alors titrée par HCl (0.25N).

Les équations de réaction sont:



Les précipités de BaCO₃ sont ensuite filtrés sous vide sur un filtre en fibre de verre (Whatman 4.7 cm), séchés à l'étuve à 60°C et sont récupérés pour le dosage isotopique ¹³C par le spectromètre de masse.

4.4. Analyses des teneurs en C, N et des compositions isotopiques ¹³C et ¹⁵N

4.4.1. Préparation des échantillons

- Les résidus sont broyés très finement au broyeur à billes RETSCH, puis séchés à l'étuve à 60°C.

- ¹⁵N minéral, les extraits KCl sont distillés afin de séparer l'azote ammoniacal et l'azote nitrique. L'ammonium déplacé par la magnésie oxydée et ensuite piégé par l'acide sulfurique (0.1N) sous forme de sulfate d'ammonium. Après élimination de l'azote ammoniacal, le nitrate est réduit en ammoniac en milieu alcalin par l'alliage de Dewarda (50 % Al, 45 % Cu, 5 % Zn). L'ammoniac est également recueilli dans H₂SO₄ (0.1N). Les distillats sont évaporés en milieu acide, transvasés dans de petits tubes, et re-évaporés à

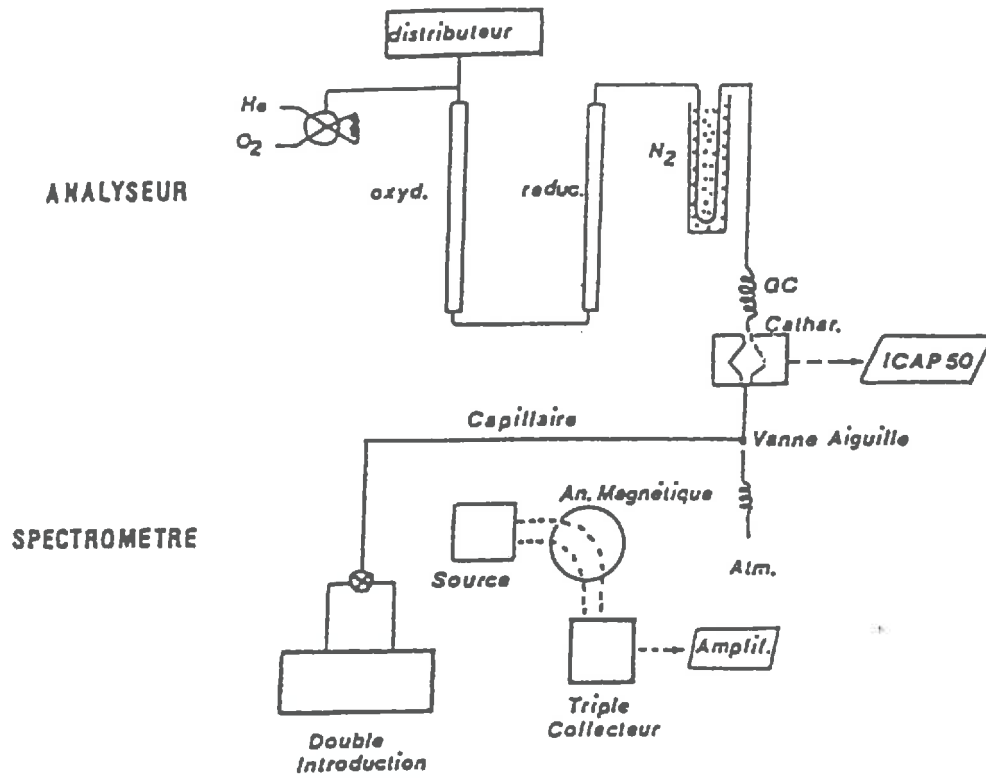


Figure 10: Liaison Analyseur N et C - Spectromètre de masse

l'étuve ventilée à 80°C. Le sulfate d'ammonium concentré est conservé en vue de la mesure de son excès isotopique.

- ^{15}N organique du sol (fraction fine): le culot de terre humide obtenu après l'extraction KCl est centrifugé (1/4 heure à 3000 tours/min), puis subit deux nouvelles extractions successives au KCl (20 g de terre humide pour 80 g de KCl 1M) afin d'éliminer toute trace d'azote minéral marqué (Recous, 1988). L'échantillon est homogénéisé, séché à l'étuve à 80°C puis broyé très finement au broyeur à billes.

4.4.2. Dosage

Les déterminations simultanées des teneurs en carbone et azote des résidus, des compositions isotopique ^{15}N et ^{13}C sont réalisées avec un système couplé analyseur CHN - spectromètre de masse isotopique (figure 10) au laboratoire de Laon (O. Delfosse).

Les échantillons sont pesés très précisément: 60 à 80 mg de terre sont pesés et mis en nacelle pour le dosage de l'azote organique dans le sol, 4 à 5 mg pour l'analyse réalisée sur les résidus. Les capsules sont déposées dans un échantillonneur automatique. Chaque échantillon est automatiquement introduit dans un four d'oxydation (Cr_2O_3 à 1000°C) où, en présence d'oxygène, a lieu une combustion violente ou "combustion flash" pendant laquelle la température s'élève à 1800-2000°C. Il en résulte une oxydation complète et la formation de CO_2 , H_2O , N_2 et N_xO_y . Les produits de combustion sont entraînés par un flux d'hélium sur une colonne de réduction (Cu à 680°C). L'excès d' O_2 est éliminé et les oxydes d'azote sont convertis en N_2 . L'eau est retenue par un piège chimique (perchlorate de magnésium). Le flux passe ensuite sur une colonne chromatographique qui sépare les pics N_2 et CO_2 puis dans un catharomètre qui fournit un signal électrique proportionnel à la concentration en N_2 et CO_2 . Une aliquote de gaz qui sort de l'analyseur est envoyée vers le spectromètre de masse (figure 10) qui mesure l'abondance isotopique ^{15}N et ^{13}C . L'excès isotopique est calculé grâce à des références d'abondances isotopiques connues.

La détermination de l'excès isotopique ^{13}C du carbone minéralisé est effectué sur les précipités de BaCO_3 . Le BaCO_3 est pesé dans une nacelle en ajoutant du PbO_2 . L'échantillon est introduit dans le four d'oxydation à 1000°C et il subit une dissociation thermique en présence d' O_2 . Le BaCO_3 est entièrement dissocié en CO_2 dont l'excès isotopique ^{13}C est analysé.

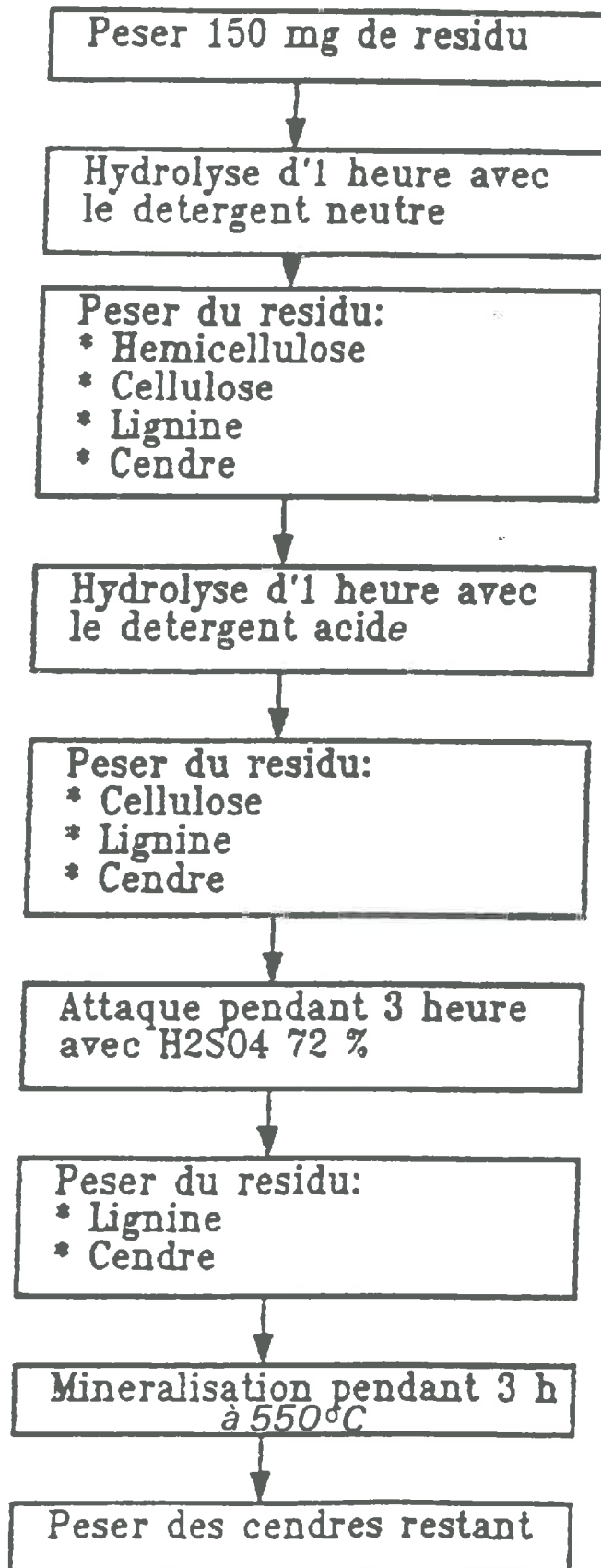


Figure 11: Méthode d'analyse proximale en vue de la détermination des fractions solubles, des hémicelluloses, de la cellulose et de la lignine de résidus végétaux

4.5. Détermination de la composition biochimique des résidus

La méthode utilisée pour cette détermination est une analyse proximale décrite par Van Soest et al. (1963; 1967). Cette méthode permet de séparer les composants solubles, les hémicelluloses et la cellulose par attaques successives de chaque fraction par un détergent ou un acide (les compositions des solutions utilisées sont indiquées en annexe, tableau 1).

- Détermination de la fraction soluble: Le résidu est séché à l'air, broyé de manière à passer dans un tamis de 40 mesh. Une partie aliquote de 150 mg est placée dans une fiole de 100 ml qui est adaptée au système de reflux où on ajoute 7,5 ml de détergent neutre (NDS). Après avoir branché le dispositif de reflux, on porte à ébullition pendant 30 minutes. On ajoute ensuite 7.5 ml de la solution NDS + α -amylase et on porte à nouveau à ébullition pendant 30 minutes. L'échantillon est ensuite filtré sous vide sur un filtre en fibre de verre afin d'éliminer tout le détergent, puis séché au four à micro-ondes et pesé. La perte de poids correspond donc à la fraction soluble.

- Détermination des hémicelluloses: Le résidu que l'on vient d'obtenir subit une nouvelle hydrolyse en présence d'un détergent acide ADS (15 ml). Le mode opératoire suivi est le même que pour obtenir la fraction soluble. Après l'hydrolyse le résidu est filtré, séché et pesé. la perte de poids correspond à la destruction des hémicelluloses.

- Détermination de la cellulose: Pour quantifier la masse de cellulose, ce même résidu est placé dans un bêcher et solubilisé à froid par H_2SO_4 (72 %) pendant 3 heures. La perte de poids correspond à la destruction de la cellulose. Ce qui subsiste correspond à la lignine et aux matières minérales.

- Détermination de la lignine: Le résidu restant subit une calcination dans le four à 550°C pendant 3 heures. Les cendres obtenues correspondent aux matières minérales. Par différence, on calcule la quantité de lignine.

Le schéma du mode opératoire est indiqué figure 11.

5. METHODES DE CALCUL

5.1. Rappel des définitions

L'**abondance isotopique (A)** est le rapport en pourcentage du nombre d'atomes de l'isotope étudié au nombre total d'atomes de l'élément chimique considéré.

$$\text{Pour l'azote} \quad A = \frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N} + ^{15}\text{N}} \cdot 100$$

$$\text{Pour le carbone} \quad A = \frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C} + ^{13}\text{C}} \cdot 100$$

L'**excès isotopique (E)** est la différence entre l'abondance isotopique d'un échantillon et celle d'un étalon de référence (abondance naturelle). Pour l'azote, l'étalon de référence

est l'azote atmosphérique dont l'abondance isotopique est $0.3663 \pm 0.0004 \%$. Pour le carbone, l'étalon de référence est un carbonate fossile (PDB: *Belemnita americana*) dont l'abondance isotopique en ^{13}C est 1.1110% . L'excès isotopique est alors:

$$\begin{array}{ll} \text{Pour l'azote} & E = A - 0.3663 \\ \text{Pour le carbone} & E = A - 1.1110 \end{array}$$

5.2. Calcul d'organisation

5.2.1. Calcul de l'organisation nette

On établit la différence, date par date, des quantités d'azote minéral présentes dans le sol du traitement sans paille et du traitement avec paille, pour chaque type de travail du sol.

$$\text{N organisé } (t_2-t_1) = (N_2 - N_1) - (N'_2 - N'_1)$$

avec:

$$\begin{array}{l} N_2 = \text{N minéralisé du traitement sans paille au temps } t_2 \\ N_1 = \text{N minéralisé du traitement sans paille au temps } t_1 \\ N'_2 = \text{N minéralisé du traitement avec paille au temps } t_2 \\ N'_1 = \text{N minéralisé du traitement avec paille au temps } t_1 \end{array}$$

Ce type de calcul est valable si les transferts d'azote en dessous de la profondeur de prélèvement sont inexistantes ou identiques pour les deux traitements. On suppose aussi que les pertes éventuelles par dénitrification sont équivalentes. En période de transfert, le lessivage a été estimé par le modèle de Burns, modifié par B. Mary. On établit alors sur chaque intervalle de temps la différence entre les cinétiques de minéralisation nette recalculée. L'organisation nette cumulée est alors la somme des quantités calculées pour chaque intervalle de temps.

$$\text{N organisé cumulé} = \Sigma (\Delta N - \Delta N')$$

5.2.2. Calcul de l'organisation brute

Le calcul de l'organisation brute a été réalisé pour le traitement R2P cylindre recevant des apports ^{15}N toutes les 3 semaines environ. Le calcul peut être réalisé selon la formule proposée par Guiraud (1984):

$$\text{N organisé} = \frac{Nm_1^* - Nm_2^*}{(Em_1 + Em_2)/2}$$

avec: Nm_1^* et Nm_2^* = ^{15}N minéral au temps t_1 et t_2

Em_1, Em_2 = excès isotopique de l'azote minéral au temps t_1 et t_2

Cette formule ne peut pas être appliquée dans un système d'où il sort de l'azote minéral, notamment par transfert vers les couches sous-jacentes du sol ni, éventuellement, par pertes gazeuses. On utilise alors la formule proposée par Mary et al (1993) utilisant les mesures d'azote organique ^{15}N .

Pour l'intervalle de mesure (t_1, t_2) :

$$\text{N organisé} = \frac{\text{N}_{0_2}^* - \text{N}_{0_1}^*}{\text{Em}}$$

avec:

$\text{N}_{0_1}^*$ = ^{15}N organique au temps t_2 et t_1
 Em = excès isotopique moyen de l'azote minéral entre t_1 et t_2 , calculé selon Barraclough (1991) pour l'horizon de surface 0-5 cm
 = $(\text{Em}_1 + \text{Em}_2) / 2$ pour les autres horizons

Dans notre cas $\text{N}_{0_1}^* = 0$ (il n'y a pas de suivi en cinétique).

5.3. Calcul de la minéralisation réelle du carbone du résidu

Les mesures de CO_2 permettent de calculer la minéralisation totale du carbone du sol. L'utilisation du traçage isotopique ^{13}C permet d'estimer la minéralisation réelle du résidu. Le calcul est réalisé à l'aide de la méthode proposée par Mary et al., (1992).

$$Q_2 = \frac{(\text{er} - \text{e}_1) \cdot Q - (\text{eb} - \text{er}) \cdot \text{qb}}{(\text{e}_2 - \text{e}_1)}$$

avec:

- Q_2 = minéralisation réelle du résidu
- qb, eb = quantité et excès isotopique du "blanc" constitué du CO_2 de l'air et des ions CO_3^{2-} de la soude,
- e_2, e_1 = l'excès isotopique du carbone du résidu et du CO_2 produit par le sol, respectivement
- Q, er = quantité de CO_2 produit au cours de la décomposition du résidu et son excès isotopique.

Si on considère que le blanc (q_b) est négligeable par rapport au CO_2 dégagé par les résidus, on peut alors écrire:

$$Q_2 = \frac{e_r - e_1}{e_2 - e_1} \cdot Q$$

Si on considère que l'excès isotopique du CO_2 dégagé par la respiration du sol $e_1 = 0$, alors on obtient la formule suivante:

$$Q_2 = \frac{e_r}{e_2} \cdot Q$$

5.4. Prise en compte des effets des facteurs climatiques

Pour comparer les dynamiques du carbone et de l'azote entre les deux années ou au cours du temps, nous avons utilisé des lois d'action connues de la température et de l'humidité sur la décomposition des résidus. Nous avons choisi la démarche adoptée par Andrén et ses collaborateurs (Andrén et Paustian, 1987; Andrén et al., 1992), expliquée dans la première partie page 16.

5.4.1. Calcul du facteur climatique $f(\theta, \psi)$

Chaque jour de l'expérimentation prend une valeur comprise entre 0 et 1 (facteur de correction) en fonction de la température moyenne et de l'humidité du sol, rapportées à une température et une humidité dites de référence.

Le facteur "température" est calculé sur la base d'une relation exponentielle de type Q_{10} entre vitesse et température.

$$f(\theta) = e^{k(\theta_r - \theta_s)}, \text{ quand } \theta > 0^\circ\text{C}$$

avec: θ_r = température moyenne journalière enregistrée au jour x

θ_s = température de référence, choisie ici à 25°C .

Le facteur prend la valeur 0 quand le sol est gelé (température $\leq 0^\circ\text{C}$): on fait l'hypothèse de l'absence de décomposition. Les valeurs de k utilisées ont été obtenues sur le même sol incubé à 25, 20, 15, 10, 5 et 1°C en laboratoire (S. Recous, travaux en cours).

Les valeurs sont indiquées dans le tableau suivant:

Température (°C)	k	Q ₁₀
20-25	0.039	1.47
15-20	0.081	2.26
10-15	0.089	2.43
5-10	0.104	2.84
0-5	0.120	3.32

Tableau 9: Valeurs k et Q₁₀ obtenues dans les différentes gammes de températures (d'après S. Recous, INRA-Laon)

Le facteur humidité est calculé par la formule proposée par Andrén et al. (1992):

$$f(\psi) = \frac{\log(\psi_{\min} / \psi)}{\log(\psi_{\min} / \psi_{\max})}$$

avec:

ψ = potentiel hydrique mesuré

ψ_{\max} = potentiel hydrique maximum (égale à -0.01 MPa)

ψ_{\min} = potentiel hydrique minimum (égale à -7.58 MPa).

Le facteur prend la valeur 1 à $\psi = -0.01$ MPa, ce qui correspond dans ce sol à une humidité pondérale de 24 %. Il prend la valeur 0 à $\psi = -7.58$ MPa (humidité pondérale 7.5 %). On ne tient pas compte d'éventuels effets de l'anoxie sur la dynamique du carbone et de l'azote. Dans notre travail la relation humidité - potentiel hydrique a été déterminée par la méthode de la presse de Richards pour le sol utilisé (coll. G. Richard, Y. Duval, INRA-LAON).

Le facteur de correction climatique $f(\theta\psi)$ est le produit du facteur température et du facteur humidité :

$$f(\theta\psi) = f\psi \cdot f\theta$$

Ceci suppose qu'il n'y a pas d'interaction entre les deux facteurs. Ce facteur calculé jour par jour est appliqué d'une part aux vitesses instantanées mesurées. On recalcule alors une vitesse à un jour standard, ici à 25°C et 24 % d'humidité.

$$\text{Vitesse calculée} = \text{Vitesse mesurée} / f(\theta\psi)$$

Ce calcul a été appliqué aux vitesses de minéralisation du carbone.

Ce facteur donne une valeur climatique à chaque journée, valeur qui peut être cumulée au cours du temps. On obtient alors une abscisse "temps" modifiée.

$$\text{Jour}_{\text{standard}} = \text{Jour} \cdot f(\theta\psi) = f(\theta\psi)$$

$$\text{Abscisse "temps" modifiée} = \Sigma \text{Jours}_{\text{standard}} = \Sigma f(\theta\psi)$$

C'est cette abscisse "temps" modifiée que nous avons utilisé pour comparer les 2 années d'expérimentations entre elles, ainsi que pour comparer nos résultats à des résultats de laboratoire obtenus en conditions contrôlées de température et d'humidité.

TROISIEME PARTIE :
RESULTATS ET DISCUSSION

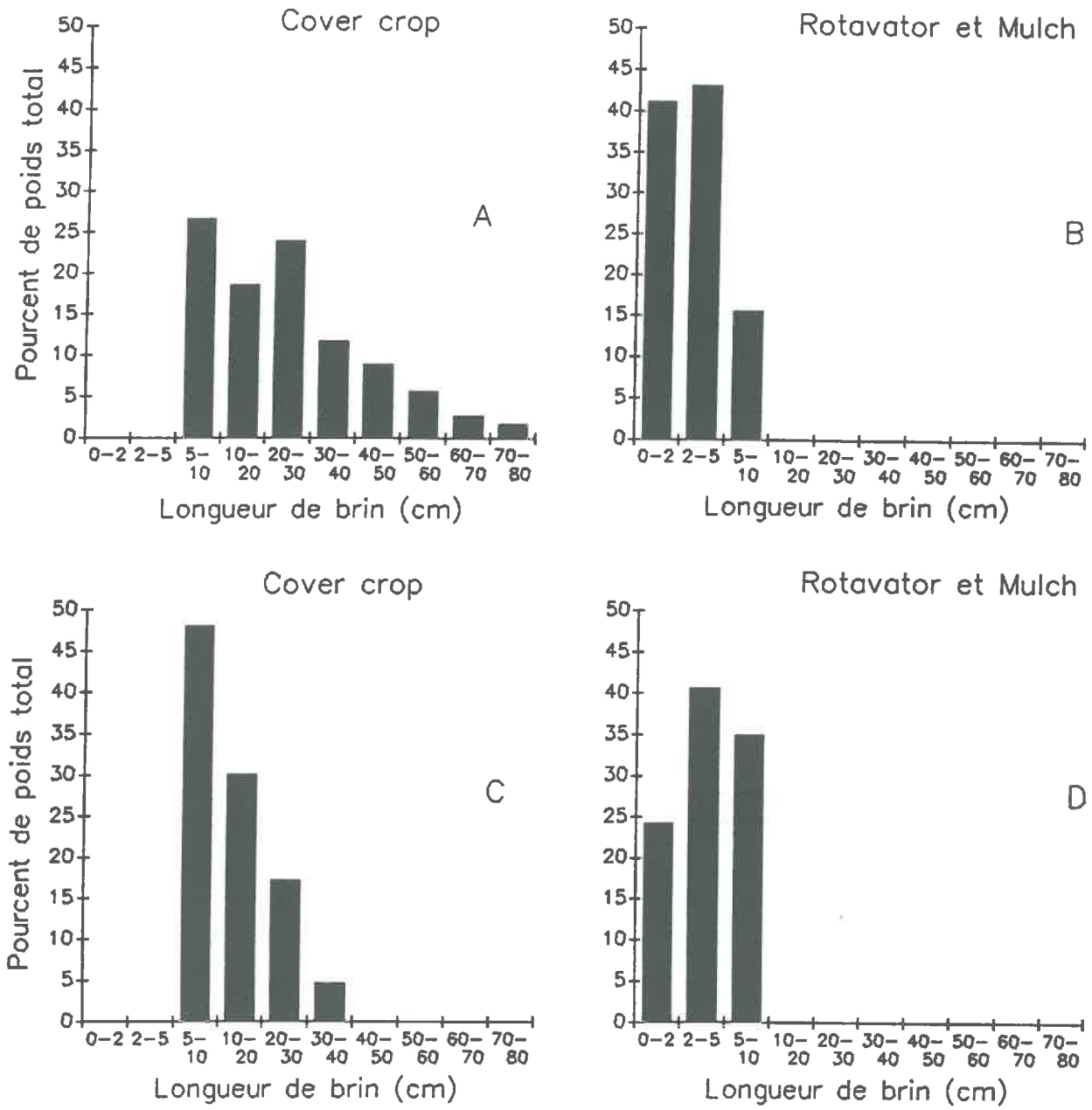


Figure 12: Distribution initiale des tailles de brins de la paille utilisée pour l'essai 1990-91 et l'essai 1991-92

I. CINETIQUE DE DECOMPOSITION DE LA PAILLE DANS LE SOL

Les objectifs de cette partie de notre étude sont d'une part d'étudier la décomposition de la paille de blé en conditions de plein champ et, d'autre part, de mettre en relation l'état d'avancement de la décomposition avec la dynamique de l'azote minéral du sol.

Dans cette étude la décomposition est caractérisée par l'évolution dans le sol des quantités de matière sèche, de carbone et d'azote des résidus de paille et la minéralisation du carbone mesurée à travers le dégagement de CO_2 .

1. CARACTERISTIQUES DES PAILLES INITIALES

1.1. Composition biochimique

Les pailles utilisées sur les essais 1990-91 et 1991-92 sont similaires du point de vue de leur composition élémentaire et de leur composition biochimique (tableau 5). La teneur en azote est en moyenne de 0,35 %, et le rapport C/N moyen est égal à 131. Les pailles contiennent 42-51 % de cellulose, et 13-20 % de composants solubles. La paille utilisée dans le traitement R2P Cylindre a un excès isotopique de 1,408 ‰. Cette paille de blé (*Triticum aestivum* L. c.v. Castan) provient d'une culture en chambre phytotronique à atmosphère enrichie en $^{13}\text{CO}_2$ (matériel fourni par J.P. GAUDILLIERE - INRA BORDEAUX).

1.2. Taille initiale des résidus

Il existe des différences dans les longueurs des brins pour une année donnée entre les pailles du traitement CCP et les pailles utilisées pour les traitements RP et MP (figure 12). Les pailles du traitement CCP sont toutes de longueur supérieure à 5 cm, alors que celles du traitement RP sont toutes inférieures à 5 cm. On remarque également une différence des tailles des brins entre les deux années pour le même traitement: la paille utilisée sur l'essai 1990-91 est relativement plus courte que celle utilisée en 1991-92.

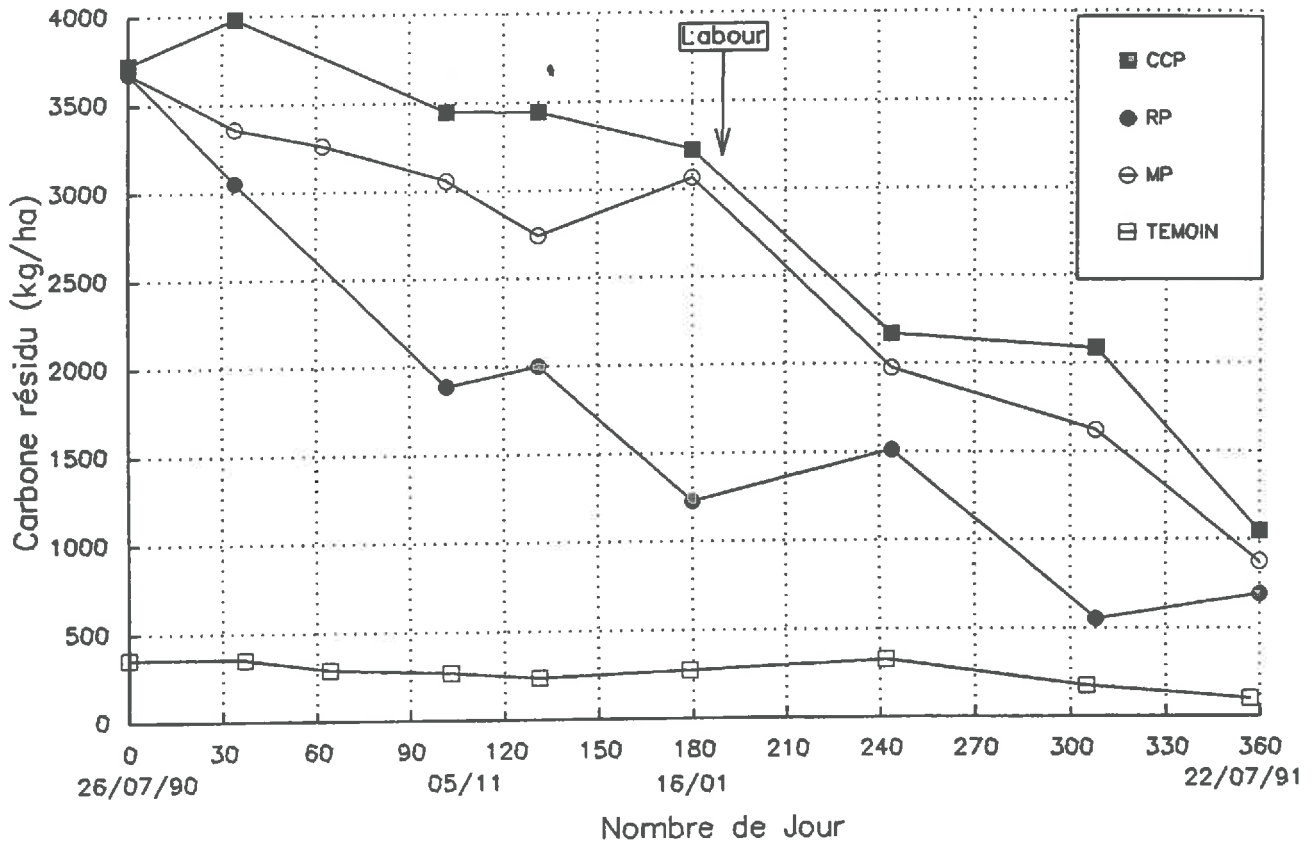


Figure 13: Evolution au cours du temps des quantités de carbone de la fraction de paille > 1 mm extraite du sol. Essai 1990-91. Traitements covercrop (CCP), rotavator (RP) et mulch (MP). "Témoïn" : valeurs moyennes obtenues sur les traitements sans restitution de paille (CCOP, ROP, MOP). Chaque point est la moyenne de 3 répétitions.

2. DECOMPOSITION DE LA FRACTION GROSSIERE DANS LE SOL

La fraction supérieure à 1 mm des résidus de paille est obtenue par tamisage sous l'eau froide des échantillons (cf. page 41). Cette fraction est en fait constituée par la paille apportée et par les résidus déjà présents dans le sol au moment de l'enfouissement. Ceux-ci correspondent essentiellement aux plateaux de tallage et aux racines de blé. Dans ce chapitre nous appelons "décomposition" la disparition de la matière sèche, du carbone et de l'azote de la fraction grossière (>1mm).

2.1. Evolution de la matière sèche et des quantités de carbone

2.1.1. Essai 1990-91

a) Evolution des matières sèches

Les résultats acquis au cours de cette première campagne d'étude montrent une variabilité assez importante de la matière sèche de la fraction > 1mm extraite du sol. Les coefficients moyens de variation sur toutes les dates sont respectivement de 25 %, 38 % et 18 % pour CCP, RP et MP. Ceci rend difficile l'observation d'une évolution nette des matières sèches tout au moins entre deux dates consécutives (annexe tableau 2). Les résultats obtenus avec les sachets de polyéthylène sont moins variables, le coefficient moyen de variation pour les trois traitements est de 10 % (Linerès M., communication personnelle).

b) Teneur en carbone

Les teneurs en carbone mesurées sur la matière sèche des fractions grossières des traitements sans paille et avec paille se situent entre 31 et 45 %. L'analyse de la teneur en cendres des échantillons a montré que cette variation est essentiellement due à la présence de matières minérales provenant de particules de sol. En corrigeant les valeurs obtenues en fonction des teneurs en cendres obtenues par calcination, la teneur en carbone de la matière organique est égale à 48 % et stable au cours du temps (annexe figure 1A et 1B). Ceci signifie que la proportion de carbone par rapport aux autres constituants ne change pas.

c) Evolution des quantités de carbone

Les quantités de carbone présentes initialement dans la fraction grossière des traitements sans paille sont légèrement différentes: 387, 429 et 245 kg ha⁻¹ pour CCOP, ROP et MOP. Cette différence initiale est essentiellement due à la différence de

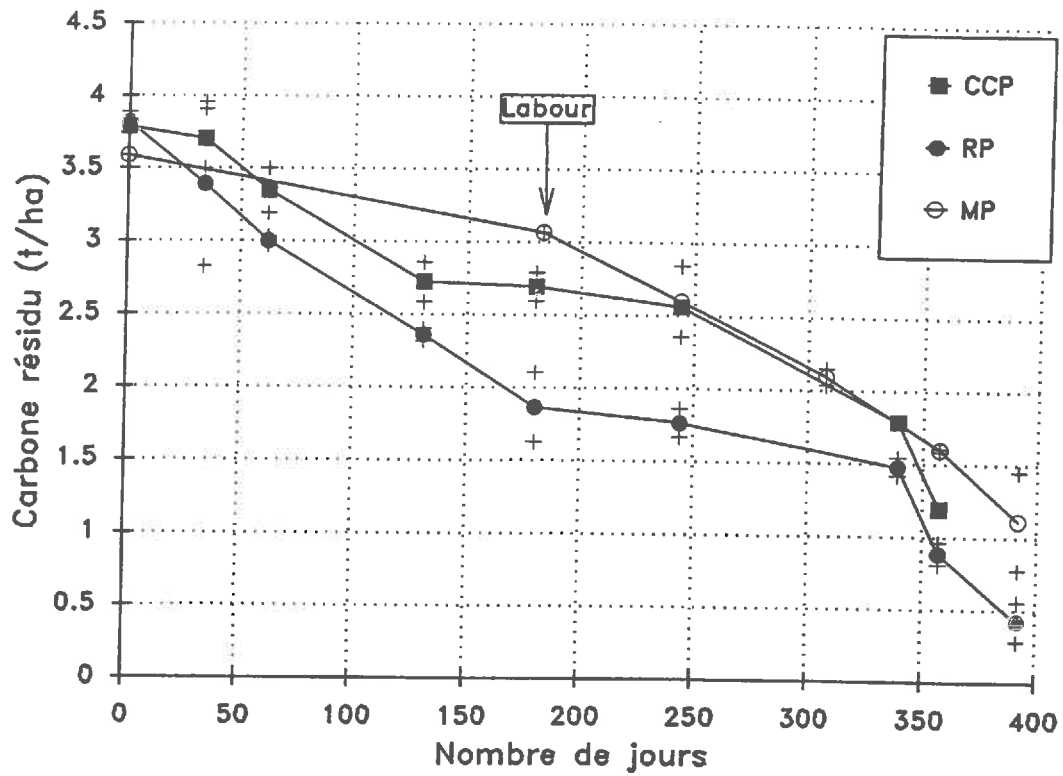


Figure 14: Evolution au cours du temps des quantités de carbone de la paille placée dans des sachets de polyéthylène et enfouie dans la couche travaillée du sol (CCP et RP). La paille du traitement mulch (MP) est laissée à la surface du sol jusqu'au labour. (Résultats obtenus par M. Lineres, INRA Bordeaux).

profondeur de prélèvement de l'échantillon de sol au champ. En effet, le sol, pour ROP et CCOP, a été prélevé respectivement sur 0-18 cm et 0-10cm, alors que celui de MOP a été prélevé sur 0-5 cm seulement. Le témoin de la figure 13 représente la moyenne des 3 traitements. On constate que les quantités de carbone des traitements sans paille restent relativement stables assez longtemps. Une décroissance est observée à partir du jour 240 après le labour. A la fin de l'essai, ces quantités représentent en moyenne 100 kg C ha⁻¹.

En ce qui concerne l'évolution des quantités de carbone des traitements ayant reçu de la paille (CCP, RP et MP), on constate que la cinétique de disparition du carbone des traitements RP est très différente de celle du traitement CCP et MP (figure 13). On peut distinguer 2 séquences relatives à la cinétique de disparition du carbone du traitement RP:

(i) La période 0-103 jours (26/07-05/11): la décomposition est très rapide, avec une vitesse moyenne de 0,5 t ha⁻¹ mois⁻¹. Au 103ème jour, le carbone disparu de cette fraction représente 47 % de la quantité initiale.

(ii) La période 103-360ème jour (05/11-22/07); la vitesse de décomposition du carbone a beaucoup diminué (0,1 t ha⁻¹ mois⁻¹). La proportion de carbone disparu au 180ème jour (22 Janvier 1991) atteint 66 % de la quantité initiale. Au bout de 360 jours elle s'élève à 81 %. Le labour effectué au 183ème jour (25 Janvier 1991) n'a pas d'effet particulier sur la cinétique de disparition du résidu.

Si on compare le traitement CCP au traitement MP, on observe que les cinétiques de décomposition de ces deux traitements sont à peu près identiques (figure 13). Ceci est assez surprenant: on aurait pu attendre une décomposition nettement plus faible sur le traitement "Mulch". Cependant, la quantité de résidu ré-extrait pour le traitement CCP est légèrement supérieure à celle du traitement MP dès le début: ceci est dû à une proportion plus grande de brins grossiers (cf. figure 12 page 58). La disparition du carbone est lente dès le début, avec une vitesse moyenne de 0,1 t ha⁻¹ mois⁻¹. La décomposition affecte 15 % du carbone apporté pour CCP et MP au 180ème jour. Au delà de 180 jours (labour), la vitesse de décomposition est considérablement augmentée et ce, d'une manière semblable pour les deux traitements. La vitesse moyenne sur cette période est de 0,4 t ha⁻¹ mois⁻¹. A la fin de l'essai, la disparition du carbone de la fraction grossière représente respectivement 72 et 76 % pour les traitements CCP et MP.

A titre de comparaison, nous voyons que les résultats obtenus par M. LINERES avec les sachets de polyéthylène permettent de confirmer les tendances décrites dans les parcelles avec le mode d'incorporation classique (figure 14). On constate que la disparition du carbone est significativement différente entre les trois traitements. Pour une même finesse de broyage, le carbone du résidu dans le traitement RP disparaît plus rapidement

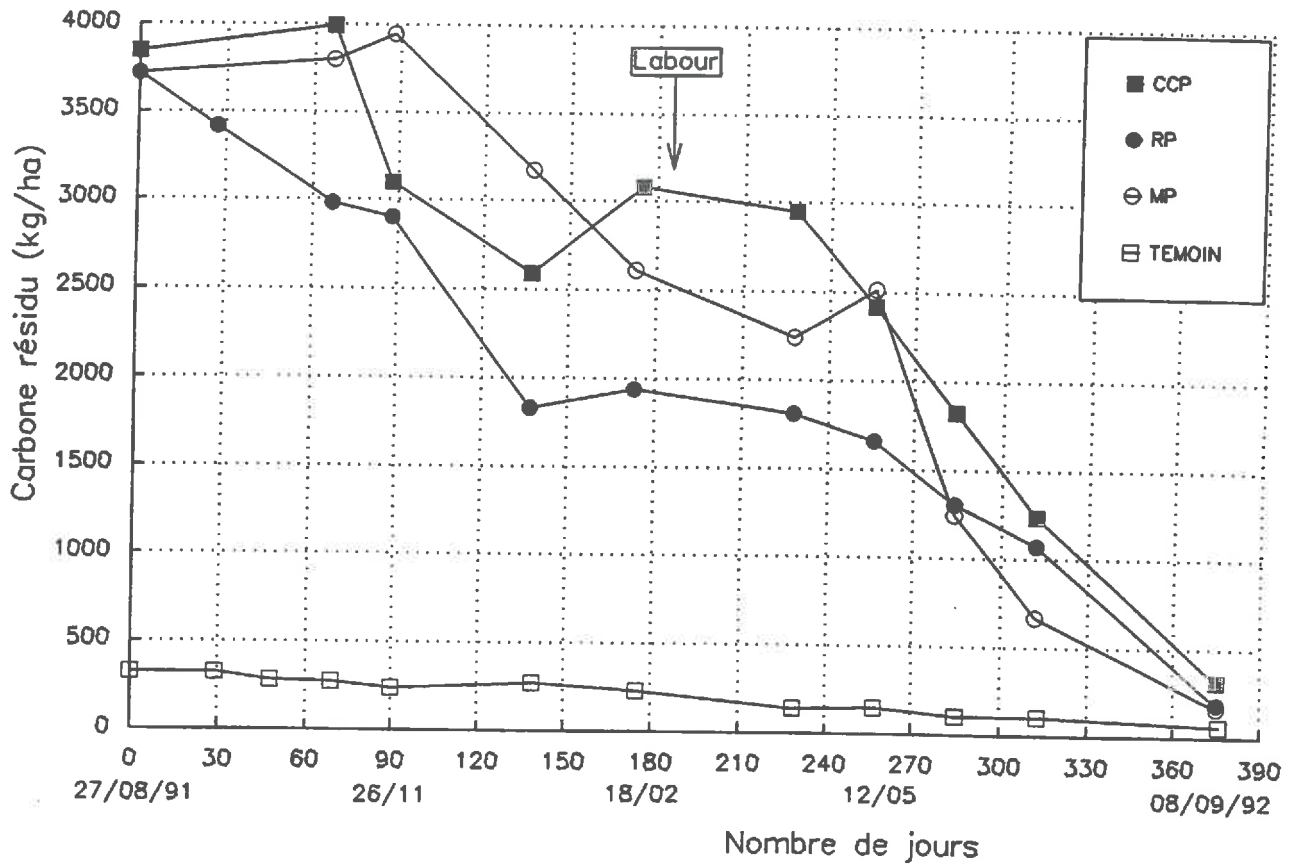


Figure 15: Evolution au cours du temps des quantités de carbone de la fraction de paille > 1 mm extraite du sol. Essai 1991-92. Traitements covercrop (CCP), rotavator (RP) et mulch (MP). "Témoin" : valeurs moyennes obtenues sur les traitements sans restitution de paille (CCOP, ROP, MOP). Chaque point est la moyenne de 3 répétitions.

que dans les deux autres. Entre CCP et MP on observe que la disparition du carbone du résidu du traitement CCP est plus rapide que pour le traitement MP jusqu'au labour, puis identique ensuite.

2.1.2. Essai 1991-1992

Pour cette deuxième campagne d'étude les traitements expérimentés sont analogues à ceux de la première étude. Nous comparons à nouveau les traitements CCP, RP et MP.

a) Evolution des matières sèches

Les résultats acquis au cours de cette deuxième campagne d'étude montrent également une variabilité assez importante des matières sèches entre répétitions et des fluctuations au cours du temps. Les coefficients moyens de variation sur toutes les dates sont de 40, 28 et 34 % pour CCP, RP et MP. Les valeurs de matière sèche mesurées sur quelques dates du début de l'expérimentation (date 1 et 2 pour CCP et MP, date 2 pour RP) paraissent aberrantes et ne sont pas conservées dans les figures présentées ici. Les valeurs accompagnées d'écart-type sont toutes indiquées en annexe tableau 3.

b) Teneur en carbone

Les teneurs en carbone mesurées dans les traitements sans paille et avec paille sont proches de celles obtenues en 1990-91: elles sont comprises entre 29 et 45 % (annexe, figure 2A). Comme nous l'avons indiqué précédemment, cet écart est dû à la présence de matières minérales en proportion variable. La teneur en carbone corrigée en fonction de la proportion de cendres est constante et égale à 49 % (annexe, figure 2B).

c) Evolution des quantités de carbone (traitements CCP, RP et MP)

Les quantités de carbone dans les traitements sans paille sont initialement voisines: 323 , 345 et 302 kg.ha⁻¹ pour le traitement CCOP, ROP et MOP. Ces quantités décroissent assez régulièrement au cours du temps (figure 15), avec une légère accélération après le labour. Au bout de 376 jours, les quantités de carbone restantes sont quasiment identiques: 65 kg C ha⁻¹ en moyenne

En ce qui concerne les traitements ayant reçu de la paille, nous observons trois cinétiques de décomposition différentes. Pour le traitement RP, la décomposition est rapide et régulière jusqu'au 139^{ème} jour. La vitesse moyenne sur cette période est de 0,4 t ha⁻¹ mois⁻¹. Une deuxième phase est observée entre le 139^{ème} et 229^{ème} jours (14/01 - 14/04) au cours de laquelle la décomposition est ralentie considérablement malgré l'intervention

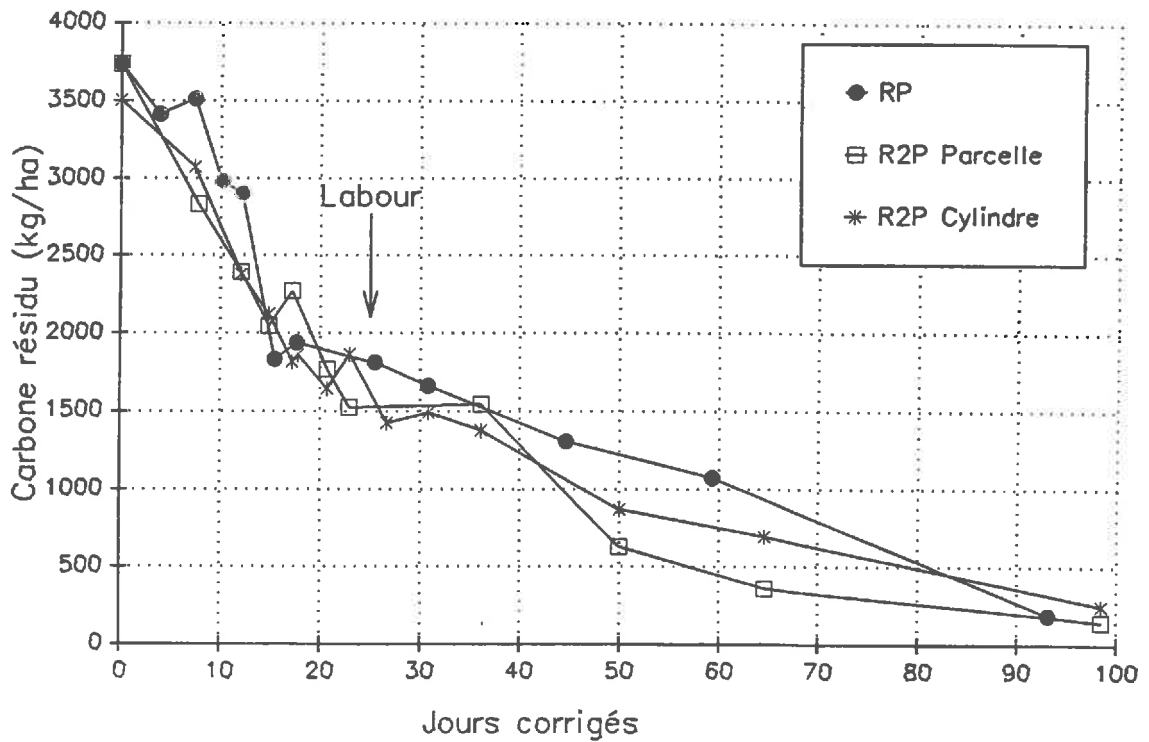
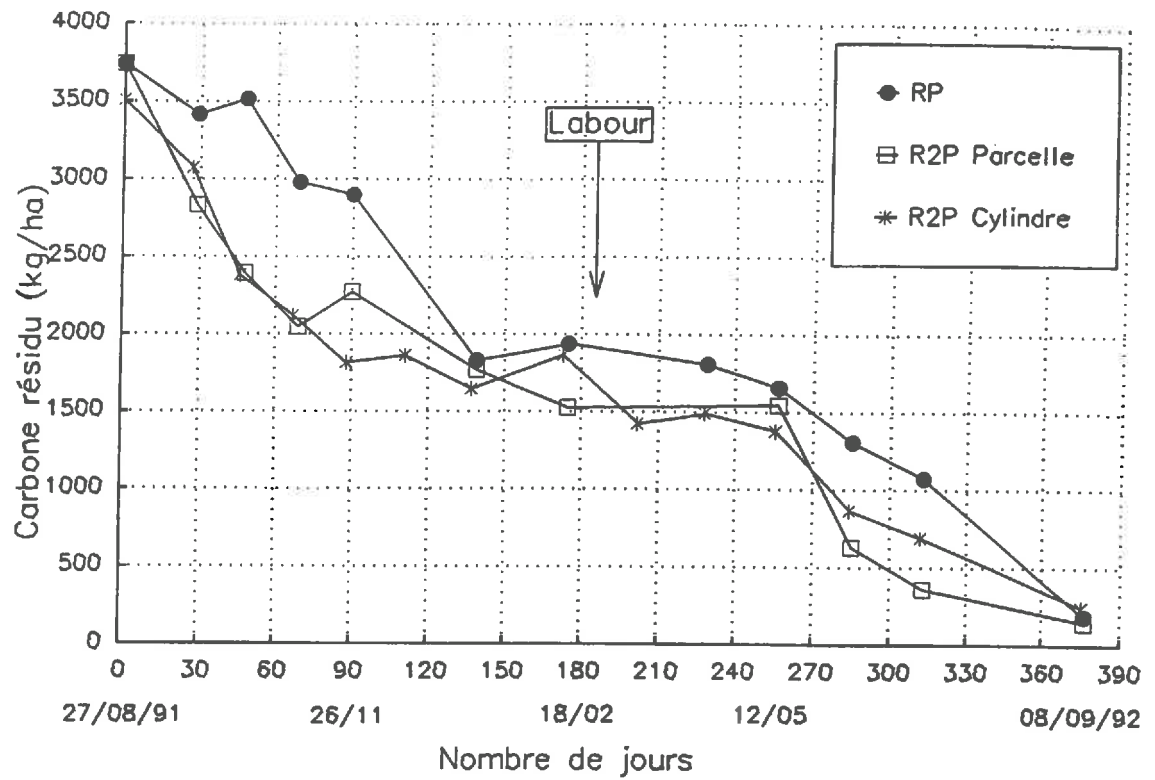


Figure 16: Evolution des quantités de carbone de la fraction > 1 mm mesurée pour les traitements RP, R2P Parcelle et R2P Cylindre au cours de l'essai 1991-92
 a - abscisse temps en jours
 b - abscisse temps corrigée par le facteur climatique $f(\theta, \psi)$

du labour le 3 Mars 1992 (185ème jour). Une troisième phase apparaît après le 229ème jour durant laquelle la décomposition est très rapide: une vitesse moyenne de $0,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$. Le taux de décomposition au bout de 376 jours atteint 95 %.

Si on compare sur la figure 15 le traitement CCP au traitement MP, on observe une phase pendant laquelle il n'y a pas de diminution des fractions grossières (70 à 90 jours). Pour le traitement CCP, la décomposition est rapide entre le 67ème et 137ème jour, puis s'arrête jusqu'au jour 228 (18/03/92). Au delà la décomposition redevient très rapide. La vitesse moyenne de disparition du résidu sur cette période est de $0,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$.

La décomposition de la fraction grossière du traitement MP est assez similaire, légèrement décalée au départ. Une assez forte vitesse de décomposition est observée entre le 88ème et le 174ème jour, puis on observe un arrêt de la décomposition jusqu'au jour 257. Au delà, la décomposition devient très rapide; sa vitesse est en moyenne de $0,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$. A la fin de l'essai (375 jours), les taux de décomposition sont respectivement de 92 et 96 % pour CCP et MP.

d) Evolution comparée du carbone pour les traitements RP et R2P

Lors de cette deuxième campagne, nous disposons de deux traitements supplémentaires: le traitement R2P conduit en parcelle et le traitement R2P conduit en cylindre (cf. page 37), qui ont reçu des apports d'eau et d'azote minéral.

La variabilité mesurée sur la matière sèche du traitement R2P (parcelle et cylindre) est moins importante que celle obtenue avec le traitement RP. Les coefficients moyens de variation sont respectivement de 17 et 9 % pour R2P parcelle et R2P cylindre.

Si on observe les courbes de disparition de la fraction grossière (figure 16), on constate que les cinétiques des 2 traitements R2P (Parcelle et Cylindre) sont différentes de celle obtenue pour le traitement RP. La différence constatée entre les traitements R2P et RP apparaît surtout au début, pendant les 67 premiers jours. Cet écart peut être attribué aux différences de disponibilité en azote minéral et d'humidité du sol. En effet, l'apport régulier d'azote a permis de maintenir la quantité d'azote minéral dans l'horizon 0-20 cm bien supérieure à celle du traitement RP (cf. tableau 6). L'apport d'eau a permis d'élever l'humidité du sol à 11 - 15 %, au lieu de 4 % dans le traitement RP. L'écart se réduit entre le 137ème jour (14/01/92) et le 260ème jour (12/05/92). Au delà, un nouvel écart apparaît entre RP et R2P. Cette différence pourrait résulter de la quantité d'azote minéral, beaucoup plus importante dans les parcelles R2P que dans la parcelle RP. Au bout de 375 jours (figure 16), le taux de décomposition est quasiment identique pour les trois traitements, et s'élève à 96 % du carbone initialement apporté.

Si on compare le traitement R2P Parcelle au traitement R2P Cylindre, on voit que les cinétiques d'évolution des quantités de carbone sont identiques pour les deux traitements,

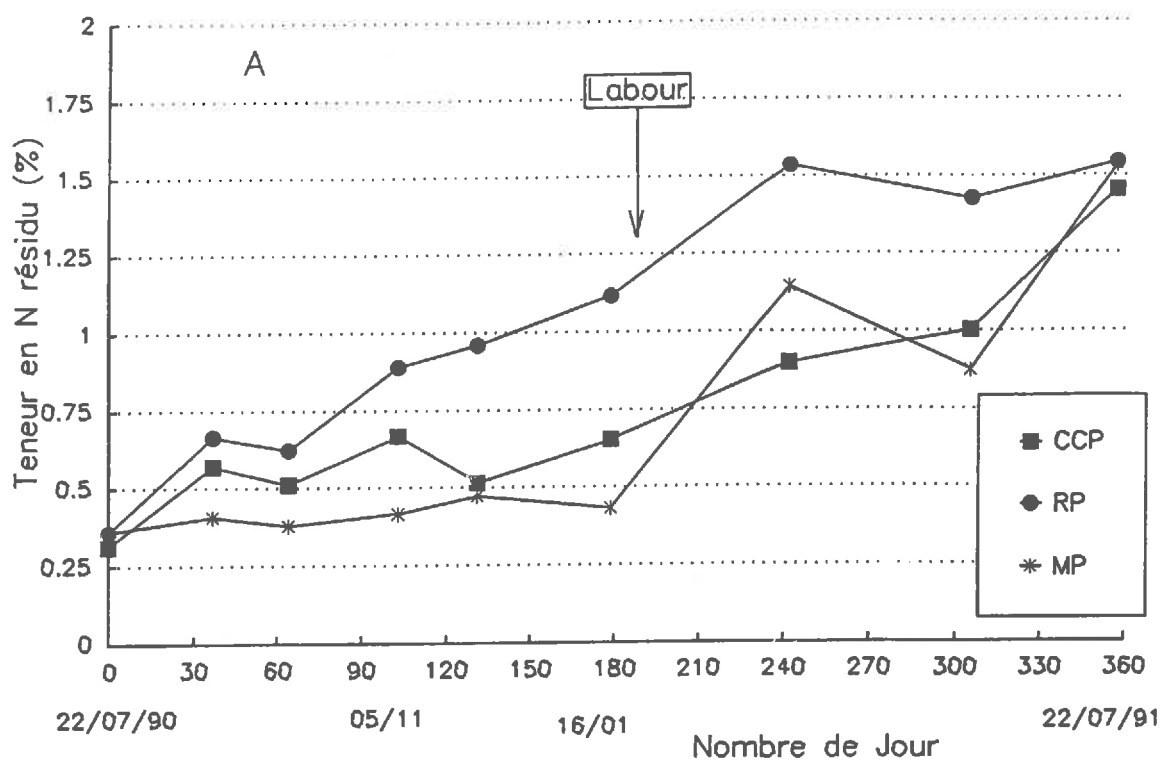


Figure 17: Evolution de la teneur en azote (%) des résidus de paille de taille > 1 mm extraits du sol au cours de la décomposition pour les traitements Covercrop (CCP), Rotavator (RP) et mulch (MP). Essai 1990-91.

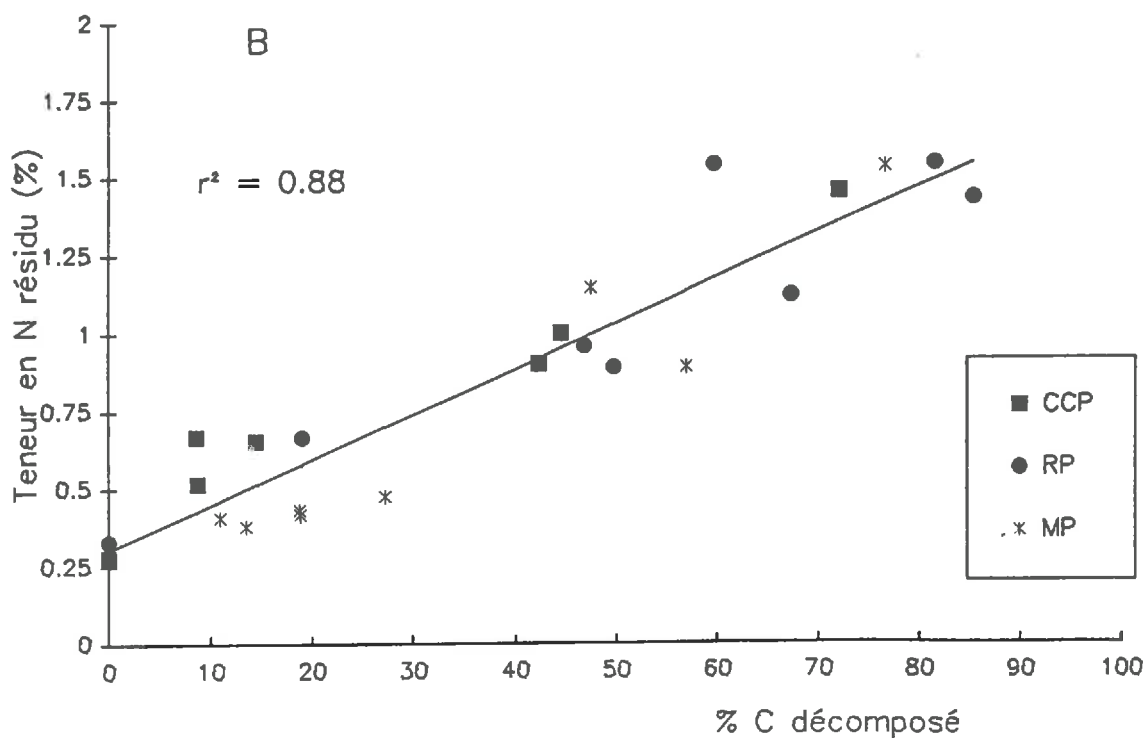


Figure 18: Relation entre la teneur en azote des résidus de taille > 1 mm extraits du sol et l'état d'avancement de la décomposition exprimé par le taux de disparition du carbone de la fraction > 1 mm (% C décomposé) pour les traitements Cover-crop (CCP), Rotavator (RP) et Mulch (MP). Essai 1990-91.

bien que les quantités d'azote apportées soient plus élevées dans le traitement R2P Cylindre. Ceci signifie que l'azote n'était pas le facteur limitant de la décomposition dans le traitement R2P Cylindre.

e) Evolution du résidu dans les différentes couches de sol du traitement R2P Cylindre

Dans le cas du traitement R2P Cylindre, pour lequel l'évolution du carbone a été suivie sur des pas du temps plus courts, la ré-extraction du résidu a été effectuée sur les 4 horizons: 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm et 15-20 cm (annexe, figure 3). La disparition initiale du carbone de la paille n'est pas significativement différente entre les 4 couches de sol jusqu'au 90ème jour de l'essai. Au delà de cette date, la quantité de carbone observée dans la couche 15-20 cm est significativement inférieure de celle retrouvée dans les autres couches.

2.2. Evolution de l'azote

2.2.1. Essai 1990-91

a) Evolution de la teneur en azote (corrigée des cendres) et C/N du résidu

Dans les parcelles sans paille, la teneur en azote des résidus augmente au cours du temps (annexe figure 4). La teneur en N moyenne initiale des résidus de ces parcelles est de 1,3 %. L'enrichissement en azote se produit de manière semblable pour les trois traitements (CCOP, ROP et MOP) au cours de la décomposition: la teneur atteinte est de 2,3 % au jour 347 (fin de l'essai).

Pour les traitements ayant reçu de la paille (figure 17), on constate également un enrichissement en azote, mais les cinétiques sont différentes pour les traitements CCP, RP et MP. La teneur en azote des résidus pour le traitement RP augmente plus rapidement que celle des résidus des traitements CCP et MP. Nous observons que les teneurs en azote des traitements CCP et RP augmentent plus ou moins régulièrement au cours du temps; par contre celle du traitement MP est pratiquement stable jusqu'au 180ème jour (date d'incorporation par le labour). Au bout de 347 jours, la teneur en N des résidus pour les 3 traitements est équivalente et égale à 1,5 %.

Le taux de décomposition de la matière organique des fractions grossières peut être calculé à partir du carbone résiduel. On peut exprimer les teneurs en N de chaque traitement en fonction du degré d'avancement de la décomposition de ce même traitement (% C décomposé). On obtient alors une relation linéaire entre la teneur en N et le taux de

		TRAITEMENTS			
Date	Nb. Jours	AVEC PAILLE			SANS PAILLE
		CCP (kg/ha)	RP (kg/ha)	MP (kg/ha)	(MOYENNE) (kg/ha)
Initial	0	34	42	33	
29/08/90	34	48	43	30	9
26/09/90	62	32	54	26	6
05/11/90	102	47	35	27	7
04/12/90	131	37	40	27	6
22/01/91	180	45	28	28	9
27/03/91	244	41	46	46	3
30/05/91	308	39	16	29	6
21/07/91	360	31	22	27	4

Tableau 10: Quantités d'azote contenues dans les résidus > 1 mm extraits du sol au cours du temps (essai 1990-91) pour les traitements CCP, RP et MP (moyenne des 3 blocs) - Les valeurs obtenues pour les traitements sans paille (CCOP, ROP et MOP) sont données en moyenne (3 blocs x 3 traitements).

décomposition du carbone pour les trois traitements : $Y = 0,323 + 0,013 X$, $r^2 = 0,89$ (figure 18).

Le rapport C/N du résidu décroît fortement au début, puis plus lentement. Il passe d'une valeur initiale moyenne de 137 à une valeur de 33 à la fin de l'essai. Cette diminution correspond à l'augmentation des teneurs en azote du résidu, sans variation notable de la teneur en carbone par rapport à la matière organique.

b) Evolution des quantités d'azote

Pour les traitements sans paille (CCOP, ROP et MOP) les quantités d'azote contenues dans la fraction grossière du résidu sont reportées dans le tableau 10 (moyenne des 3 traitements). Ces quantités représentent initialement en moyenne environ 9 kg N ha⁻¹, et environ 4 kg N ha⁻¹ à la fin de l'essai.

En ce qui concerne les traitements ayant reçu de la paille, on observe des quantités d'azote relativement stables avec de fortes fluctuations au cours du temps qui sont attribuables aux fluctuations de la matière sèche plutôt qu'à la teneur en azote (évolution régulière de la teneur en azote cf. figure 17). Malgré la décroissance des matières sèches, on observe une stabilité des quantités d'azote contenues dans le résidu jusqu'au jour 244 (27/03) (tableau 10). Une différence d'évolution des quantités d'azote apparaît ensuite selon les traitements: on observe que les quantités d'azote des traitements CCP et MP restent relativement stables, alors que celle du traitement RP décroît fortement après le jour 244.

2.2.2. Essai 1991-1992

a) Evolution de la teneur en azote (corrigée des cendres) et du C/N du résidu

L'évolution de la teneur en N des résidus des traitements sans paille est similaire à celle observée pour l'année 1990-91 (annexe, figure 4bis). Pour les traitements ayant reçu de la paille, nous pouvons constater (figure 19) que les résidus des traitements R2P (parcelle et cylindre) s'enrichissent en azote très rapidement et ce, beaucoup plus que dans le cas des traitements CCP, RP et MP. Le décalage se produit au cours des 60 premiers jours. L'évolution est à peu près parallèle entre traitements jusqu'au 260ème jour environ. Ce décalage peut être attribué à la différence dans le degré d'avancement de la décomposition. Après 260 jours (12/05) la teneur en azote des traitements CCP, RP et MP augmente rapidement. L'écart entre les traitements disparaît presque totalement: à la fin de l'essai, les teneurs en azote des résidus RP, MP et R2P (parcelle et cylindre) sont identiques (1,9 %), et celle du traitement CCP est plus faible (1,7 %). En exprimant la

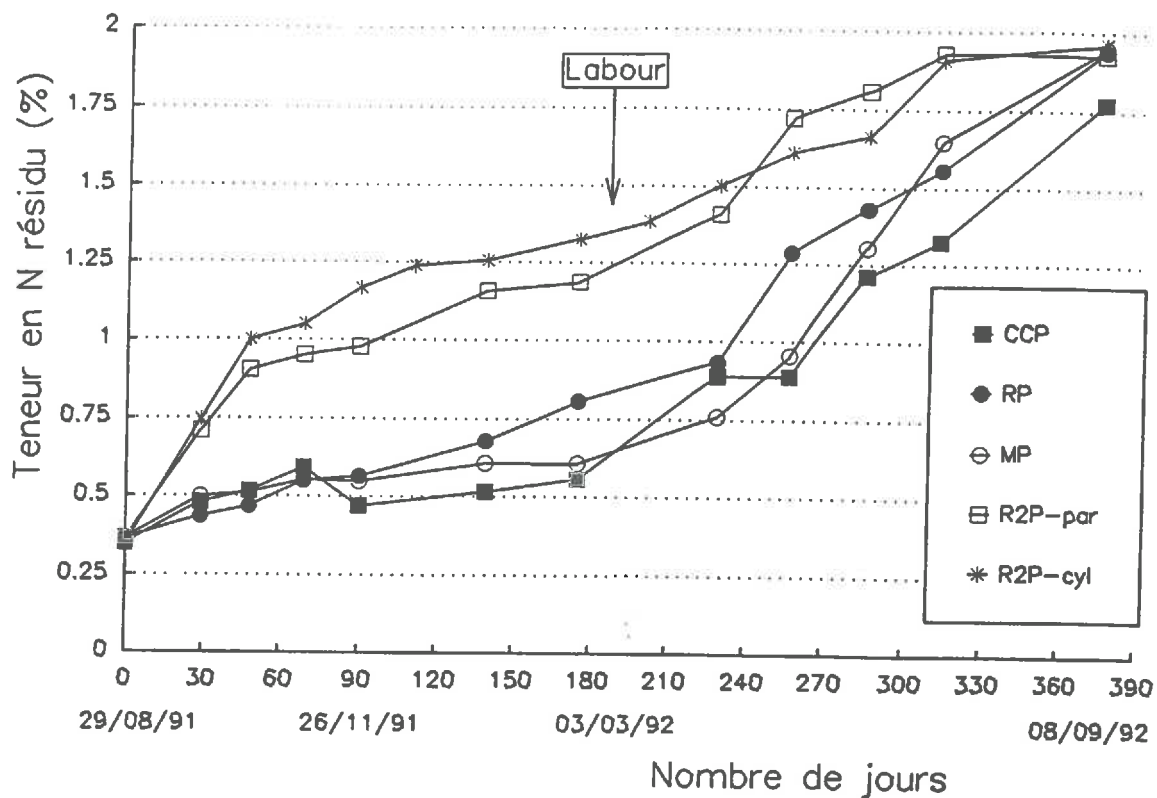


Figure 19: Evolution de la teneur en azote (%) des résidus de paille de taille > 1 mm extraits du sol au cours de la décomposition pour les traitements Covercrop (CCP), Rotavator (RP) et Mulch (MP), R2P parcelle et R2P cylindre. Essai 1991-92.

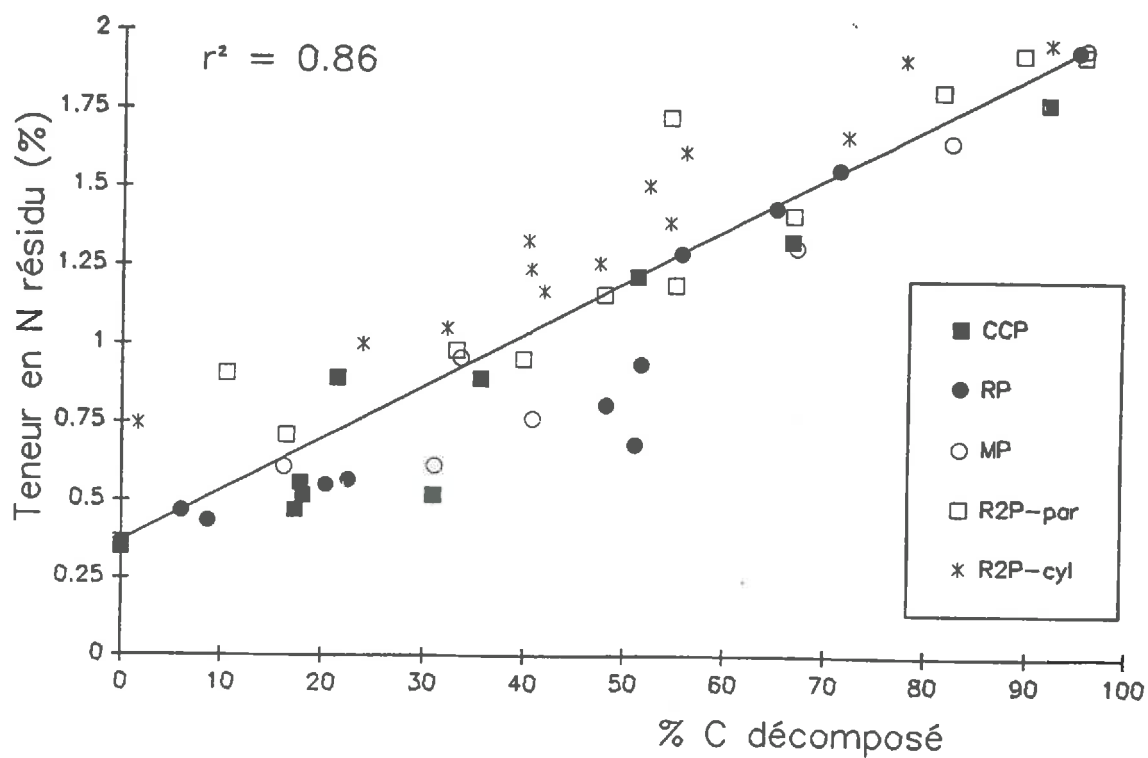


Figure 20: Relation entre la teneur en azote des résidus de taille > 1 mm extraits du sol et l'état d'avancement de la décomposition exprimé par le taux de disparition du carbone de la fraction > 1 mm (% C décomposé) pour les traitements Covercrop (CCP), Rotavator (RP) et mulch (MP), R2P parcelle et R2P Cylindre. Essai 1991-92.

teneur en azote en fonction de l'état d'avancement de la décomposition (% C décomposé), on obtient comme l'année précédente une bonne corrélation.

Cette relation $Y = 0,314 + 0,016 X$, ($r^2 = 0,89$) n'est pas significativement différente de celle observée précédemment (pente de 0,014) figure 20).

Si l'on compare l'enrichissement en azote des résidus **R2P Parcelle** où 180 kg N ha⁻¹ ont été appliqués en 6 apports et **R2P Cylindre** où 390 kg N ha⁻¹ ont été apportés tout au long de l'essai en 13 fois, on constate que l'écart entre les teneurs en azote est faible. La relation entre la teneur en azote et le taux de décomposition est meilleure que pour les autres traitements (annexe figure 3bis) et s'écrit: $Y = 0,388 + 0,017X$ ($r^2 = 0,92$).

L'évolution du rapport C/N du résidu est similaire à celle observée en 1990-91. Le C/N du résidu est initialement de 134, puis décroît rapidement pour atteindre une valeur de 27 après un an de décomposition.

c) Evolution des quantités d'azote

Les résidus des traitements sans paille (CCOP, ROP et MOP) contiennent initialement en moyenne 7 kg N ha⁻¹ (tableau 11), et 3 kg N ha⁻¹ au bout de 376 jours. Pour les traitements ayant reçu de la paille, on constate que les quantités d'azote contenues dans les résidus CCP, RP et MP restent quasi-stables jusqu'au jour 230: en moyenne 35 kg N ha⁻¹ au jour 0 et 38 kg N ha⁻¹ au jour 230. Une augmentation importante des quantités d'azote est observée entre le 230ème et le 260ème jour environ sur tous les traitements. Elle correspond à une élévation rapide de la teneur en azote. Au delà de cette date, les quantités d'azote décroissent très rapidement. Au bout de 376 jours d'essai, elles sont respectivement de 11, 7 et 6 kg N ha⁻¹ pour CCP, RP et MP.

La comparaison des résultats obtenus pour les traitements **R2P Parcelle** et **R2P Cylindre**, (tableau 11), montre que les quantités d'azote des résidus **R2P Cylindre** sont légèrement supérieures à celles des résidus **R2P Parcelle**. Au bout de 376 jours ces quantités représentent 10 et 6 kg N ha⁻¹ pour **R2P Cylindre** et **R2P Parcelle**.

Pour tous les traitements, on constate donc une forte diminution des quantités d'azote des résidus en relation avec la diminution de matière sèche entre le 7 Juillet et le 8 Septembre 1992.

2.3. Evolution des fractions biochimiques du résidu

Pour étudier la décomposition des différentes fractions biochimiques, nous avons effectué la séparation des fractions solubles, des hémicelluloses, de la cellulose et de la

		TRAITEMENTS					
Date	Nb. Jours	AVEC PAILLE					SANS PAILLE
		CCP (kg/ha)	RP (kg/ha)	MP (kg/ha)	R2P Parcelle (kg/ha)	R2P Cylindre (kg/ha)	(Moyenne) (kg/ha)
Initial	0	34	36	35	36	36	
26/09/91	29	42	32	50	41	47	7
15/10/91	48	34	35	44	44	48	6
05/11/91	69	42	34	43	40	45	6
26/11/91	90	30	34	46	46	43	5
14/01/92	139	28	28	39	41	42	7
19/02/92	175	35	31	33	36	50	5
14/04/92	229	45	34	34	32	46	4
12/05/92	257	44	43	47	52	45	5
09/06/92	285	43	37	32	22	29	4
07/07/92	313	33	34	22	14	27	5
08/09/92	376	11	7	6	6	10	3

Tableau 11: Quantités d'azote contenues dans les résidus > 1 mm extraits du sol au cours du temps (essai 1991-92) pour les traitements CCP, RP, MP, R2P parcelle et R2P cylindre (moyenne des 3 blocs) - Les valeurs obtenues pour les traitements sans paille (CCOP, ROP et MOP) sont données en moyenne (3 blocs x 3 traitements).

COMPOSITION BIOCHIMIQUE	ESSAI 1990-91		ESSAI 1991-92	
	INITIALE	FINALE	INITIALE	FINALE
	----- % -----		----- % -----	
C Soluble	16.3	21.6	11.2	19.5
Hemicellulose	26.2	26.2	21.8	23.7
Cellulose	47.7	31.6	55.4	32.4
Lignine	9.0	20.5	11.5	24.0

Tableau 12: Composition biochimique de la paille (fraction > 1 mm) initiale et en fin d'essai (années 1990-91 et 1991-92).

lignine sur les résidus de taille supérieure à 1 mm. Cette mesure a été réalisée uniquement sur les résidus du traitement **R2P**.

2.3.1. Proportions relatives des différentes composantes

Dans le cas de la paille utilisée sur l'essai 1990-91, les fractions solubles et la lignine représentent initialement 16 et 9 % du poids total du résidu (tableau 12). A la fin de l'essai ces mêmes fractions sont respectivement de 22 et 21 %. La proportion de cellulose décroît au cours du temps, alors que celle des hémicelluloses est quasiment stable. Les mêmes tendances sont observées pour la paille utilisée sur l'essai 1991-92. La paille utilisée dans cette deuxième campagne d'étude est relativement plus pauvre en fractions solubles et en hémicelluloses, et un peu plus riche en lignine.

2.3.2. Evolution des quantités des différentes composantes

Les quantités de chaque fraction sont obtenues en multipliant la matière sèche par les teneurs relatives de chaque composant biochimique. Nous constatons (figure 21A et 21B) que l'essentiel de la disparition de matière sèche est dû à la dégradation de la cellulose et des hémicelluloses, pour les deux années d'essai.

Pour l'essai 1990-91 (figure 21A), la fraction soluble est décomposée très rapidement au cours des 30 premiers jours, avec une vitesse moyenne de $0,7 \text{ t C ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$. Ensuite cette fraction reste relativement stable au cours du temps. La cellulose est décomposée à la vitesse moyenne de $0,6 \text{ t C ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$ jusqu'au 103ème jour. Pour les hémicelluloses on remarque une augmentation durant les 30 premiers jours environ, puis une décroissance avec une vitesse moyenne équivalente à celle de la cellulose. On observe que la moitié de ces fractions est décomposée autour de 130 jours. En ce qui concerne la lignine, on observe que cette fraction est décomposée très lentement. La quantité de lignine commence même par augmenter, sans doute en raison de la formation de lignine microbienne (ou de substances apparentées). Pour l'essai 1991-92, les résultats montrent les mêmes tendances (figure 21B).

Nous avons tenté d'ajuster aux cinétiques observées le modèle de décomposition décrivant une décroissance exponentielle:

$$Y = A \cdot e^{-kt}$$

avec:

- Y = Quantité de matière sèche restant
- A = Taille du compartiment minéralisable
- k = Constante de vitesse de décomposition
- t = temps en jours

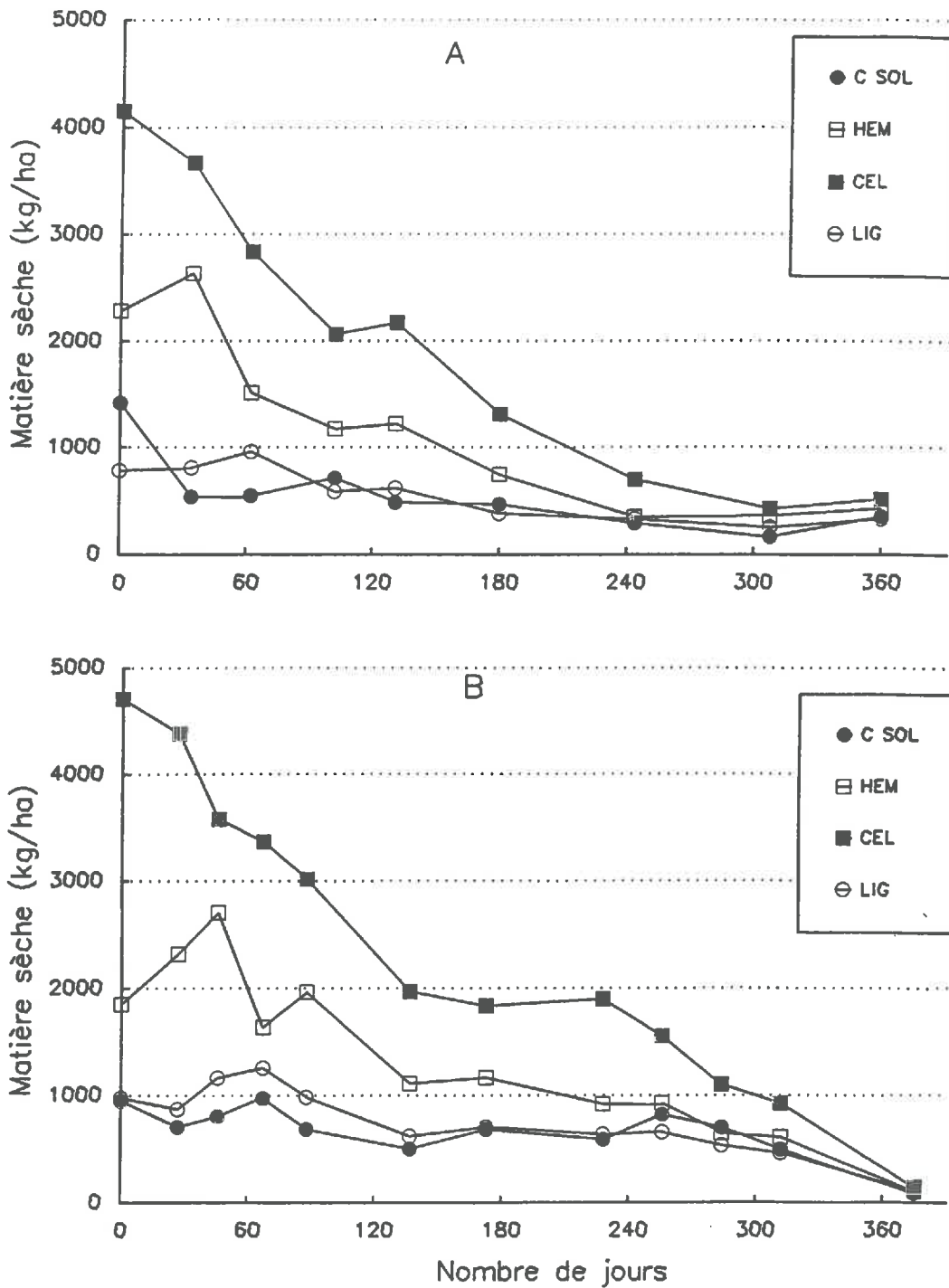


Figure 21: Evolution de la matière sèche de la fraction soluble, des hémicelluloses, de la cellulose et de la lignine des résidus > 1 mm extraits du sol, pour le traitement Rotavator (RP) au cours de l'essai 1990-91 (A) et 1991-92 (B)

Les ajustements non linéaires donnent les valeurs suivantes pour le coefficient k .

Essai 1990-91:	hémicelluloses ...	$k = 0.0064 \pm 0.0011 \text{ jour}^{-1}$
	cellulose	$k = 0.0065 \pm 0.0005 \text{ jour}^{-1}$
Essai 1991-92:	hémicelluloses ...	$k = 0.0043 \pm 0.0009 \text{ jour}^{-1}$
	cellulose	$k = 0.0052 \pm 0.0004 \text{ jour}^{-1}$

La vitesse de décroissance est n'est pas significativement différente pour les hémicelluloses et la cellulose. Les vitesses sont sensiblement plus lentes la deuxième année.

3. MINÉRALISATION DU CARBONE

3.1. Vitesse de minéralisation apparente

La vitesse de minéralisation du carbone (C-CO₂ total) du résidu est présentée sur la figure 22A pour le traitement R2P cylindre. Elle est la moyenne des trois blocs. On constate une forte minéralisation du carbone pendant les 30 premiers jours environ, avec une vitesse moyenne hebdomadaire qui décroît de 39 à 25 kg C ha⁻¹ jour⁻¹. La vitesse maximale journalière a été observée une semaine après l'apport de la paille, avec une vitesse moyenne supérieure à 40 kg C ha⁻¹ jour⁻¹ entre le 3 Septembre et le 10 Septembre: la vitesse maximale de 53 kg C ha⁻¹ jour⁻¹ est obtenue le 4 Septembre. Cette vitesse décroît ensuite régulièrement et atteint un minimum de 8 kg C ha⁻¹ jour⁻¹ entre le début de l'automne et la fin de l'hiver (70-184ème jour environ). Au delà du 184ème jour (21 Février), la vitesse de minéralisation du carbone augmente à nouveau. Cette augmentation est probablement due à l'élévation de la température du sol.

Afin de comparer les vitesses de minéralisation au cours de la décomposition de la paille indépendamment des facteurs température et humidité, la vitesse de minéralisation est calculée en moyenne pour chaque semaine en utilisant le facteur climatique $f(\theta\psi)$, calculé sur la même semaine (cf. page 53). Ces vitesses "potentielles" (vitesses de minéralisation pour un jour standard à 25°C et 24 % d'humidité) ainsi calculées, sont présentées à la figure 22B. On observe de fortes fluctuations des vitesses potentielles surtout au début, l'amplitude de ces fluctuations diminuant au cours du temps. Le maximum de la vitesse potentielle était de 190 kg C ha⁻¹ jour⁻¹ au bout de deux semaines après l'apport de paille; il n'est plus que de 30 à 50 kg C ha⁻¹ jour⁻¹ en fin de décomposition.

Si l'on positionne sur l'abscisse temps corrigée, les apports d'azote, on constate que l'augmentation de la vitesse est souvent consécutive à un apport d'azote (9 cas sur 13). Cela signifierait que l'azote était un facteur limitant de la décomposition.

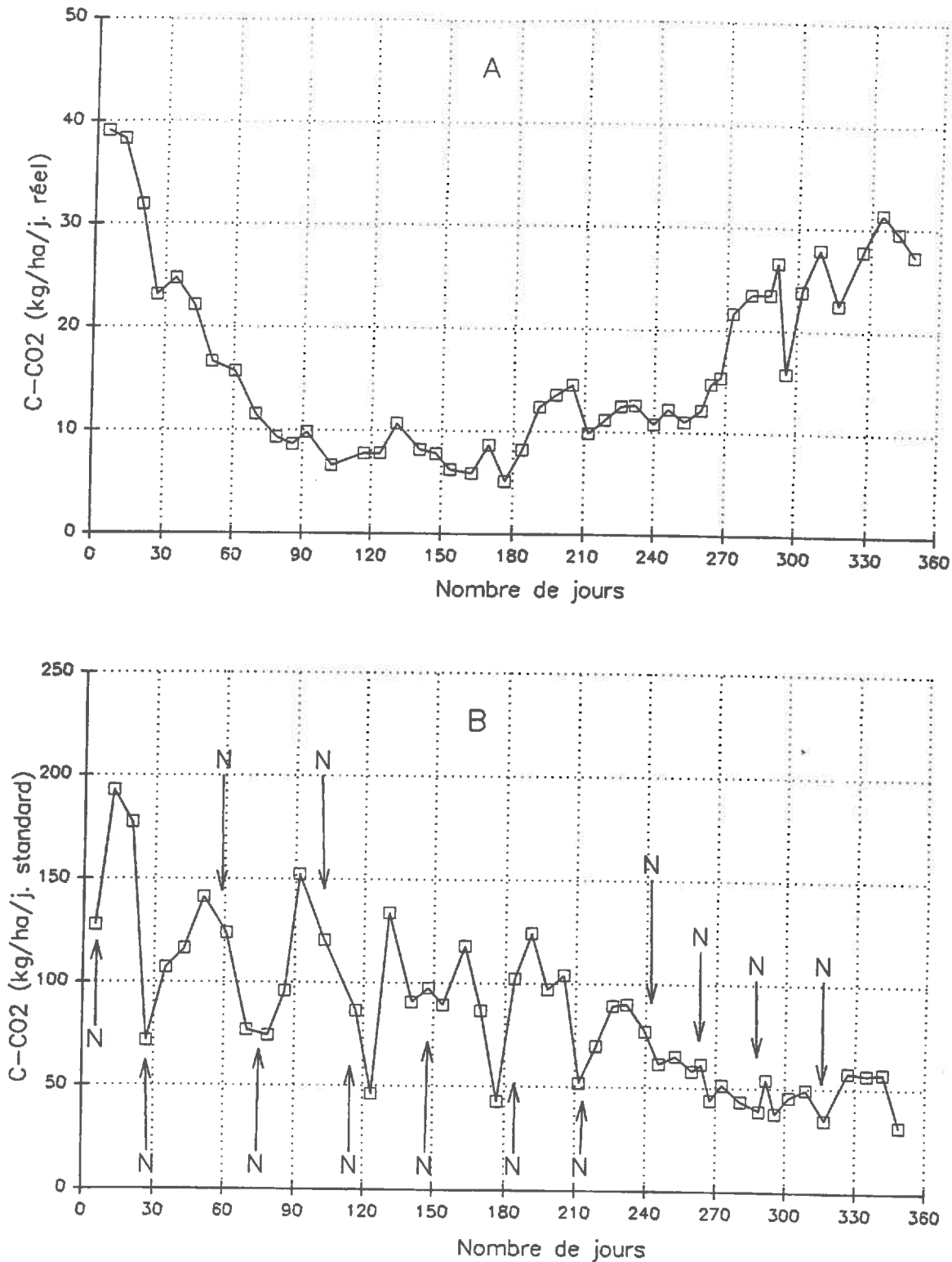


Figure 22: Evolution des vitesses de minéralisation du carbone calculées sur une base hebdomadaire (traitement R2P Cylindre - essai 1991-92)

a - vitesses mesurées exprimées sur une base journalière (kg/ha/j)

b - vitesses recalculées sur la base d'un jour de référence (25°C et 24 %) (kg/ha/jour standard)

N = apport d'azote

3.2. Vitesse de minéralisation réelle

Les mesures réalisées avec le carbone 13 nous permettent d'accéder à la minéralisation réelle du carbone issu de la paille (figure 23). Les cinétiques sont assez différentes de celles obtenues avec le CO_2 total. On constate que la vitesse de minéralisation réelle du carbone est très forte pendant les 20 premiers jours. La vitesse atteint un maximum de $18 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ jour}^{-1}$ une semaine après l'apport de la paille, et puis elle diminue régulièrement au cours du temps. Quand on calcule les vitesses "potentielles" (à 25°C et 24 % l'humidité) (figure 23B), on obtient des fluctuations plus amorties mais qui se produisent aux mêmes périodes que celles observées la minéralisation totale. Si l'on suppose que les valeurs maximales mesurées reflètent la capacité de minéralisation du carbone, on peut conclure que cette capacité diminue fortement au cours du temps, comme l'ont montré plusieurs travaux au laboratoire (Bakken, 1986; Darwis, 1990; Robin, à paraître).

3.3. Minéralisation cumulée

Si on compare les quantités totales cumulées de carbone minéralisé (CO_2) entre les blocs, on voit que la minéralisation du carbone dans le bloc III est supérieure à celle des autres blocs (figure 24A). Cette différence peut être attribuée à une légère variation de texture du sol, et surtout aux quantités de matières organiques déjà présentes dans le sol: la quantité de carbone organique mesurée sur 20 cm dans le bloc III au 05/10/92 est de $26,2 \text{ t ha}^{-1}$ contre $22,2$ et $21,4 \text{ t ha}^{-1}$ pour les blocs I et II (tableau 13). La quantité totale moyenne cumulée est de $5813 \text{ kg C ha}^{-1}$ à 353 jours (11 Août 1992)

En revanche, en ce qui concerne la minéralisation du carbone provenant uniquement du résidu marqué au ^{13}C , on peut constater qu'il n'y a pas de différence significative entre blocs (figure 24B). La reproductibilité est très bonne, avec des coefficients moyens de variation de 5 %. Au bout de 353 jours (11 Août 1992), la quantité cumulée de carbone minéralisé s'élève à $1050 \text{ kg C ha}^{-1}$ (figure 24B) soit 34 % du carbone apporté. La différence entre le C minéralisé total et le C minéralisé provenant de la paille est donc égale à $4763 \text{ kg C ha}^{-1}$. Cela indique une très forte minéralisation du carbone du sol. Cette minéralisation est très élevée par rapport à celle du témoin, égale à 324 kg C ha^{-1} . Elle représente une forte proportion du stock de C organique du sol (environ 50 t C ha^{-1}).

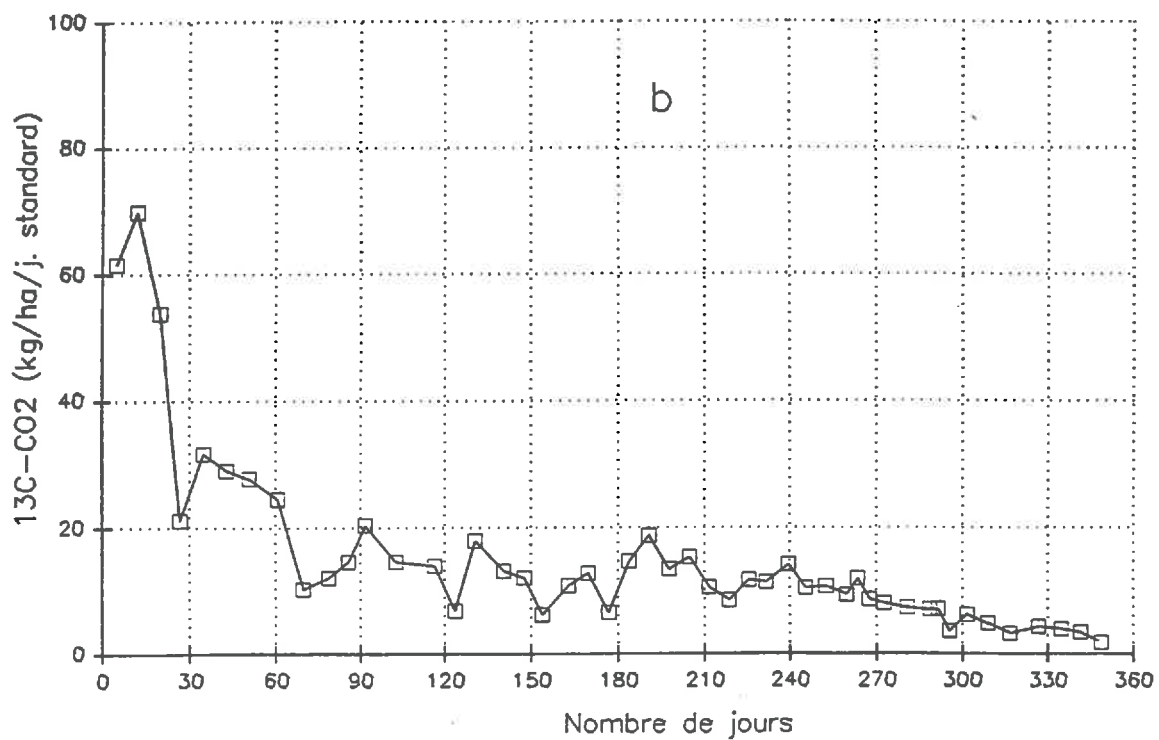
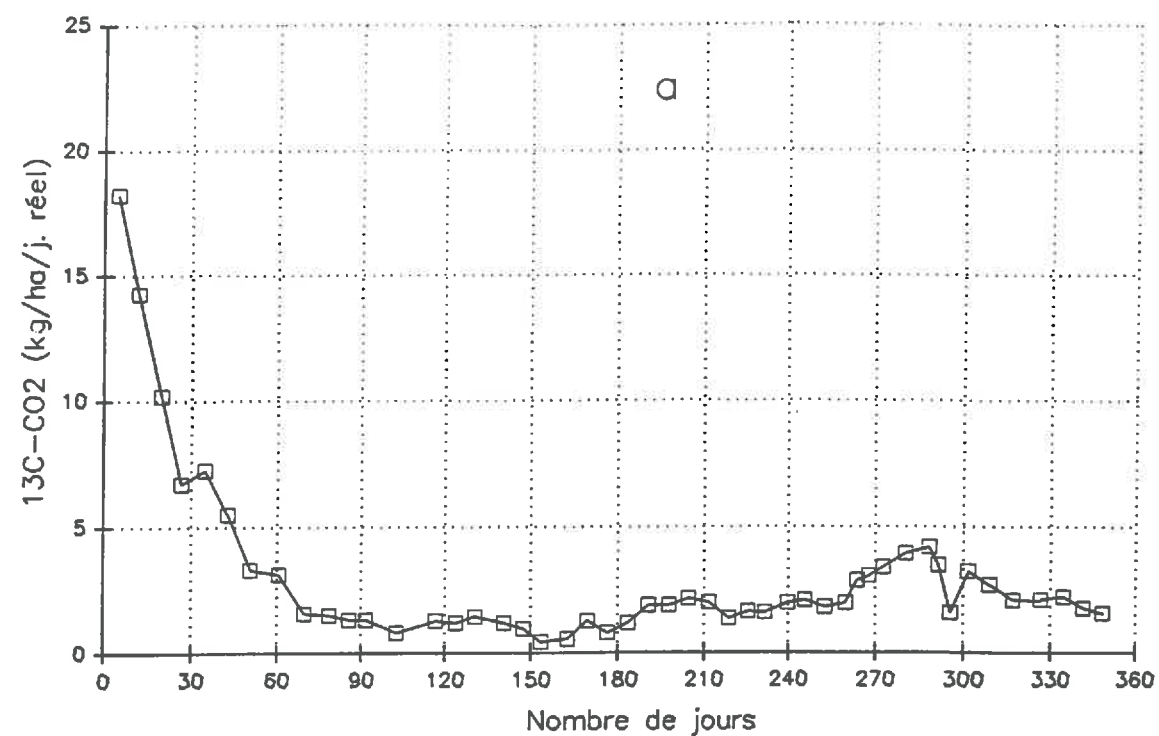


Figure 23: Evolution des vitesses de minéralisation du carbone mesurées avec le carbone 13 et calculées sur une base hebdomadaire (traitement R2P Cylindre - essai 1991-92)
 a - vitesses mesurées exprimées sur une base journalière (kg/ha/j)
 b - vitesses recalculées sur la base d'un jour de référence (25°C et 24 %) (kg/ha/jour standard)

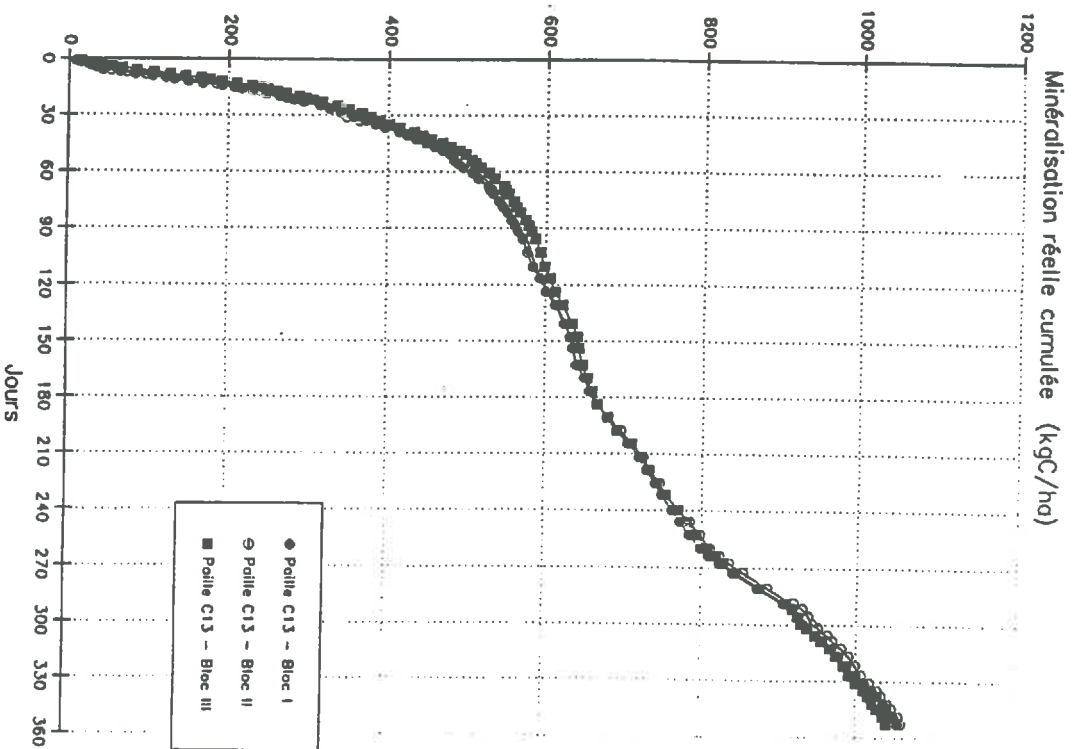
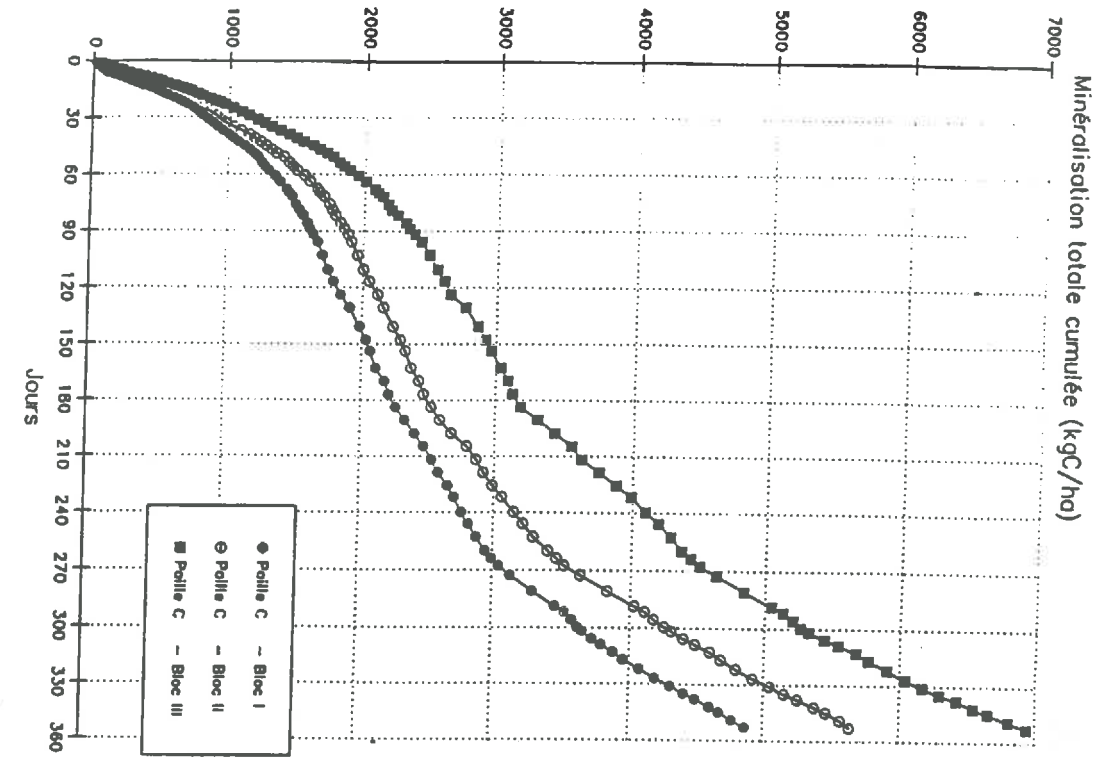


Figure 24: Minéralisation cumulée du carbone total (A) et du carbone de la paille (B) du traitement R2P
Cylindre

Horizon (cm)	C total (t/ha)	Excès isot. ¹³ C (%)	¹³ C total (% apport)	C-paille (kgC/ha)
0-5	6.10 (.74)	.0468 (.0067)	9.94 (.31)	315 (10)
5-10	5.74 (.38)	.0461 (.0162)	10.24 (1.48)	293 (46)
10-15	5.79 (.54)	.0409 (.0033)	8.55 (.40)	277 (13)
15-20	5.67 (.95)	.0069 (.0022)	4.15 (.57)	140 (18)
0-20	23.30 (2.57)		32.88 (.21)	1024 (7)

Tableau 13 : Quantités de carbone total du sol, excès isotopique ¹³C du carbone total et quantités de C issu de la paille (en % de l'apport et en kgC/ha), après 404 jours de décomposition (05/10/92).

Bilan ¹³ C	(% apport)
C minéralisé (*)	37.4 (1.0)
C organique sol	32.9 (.2)
Total	70.3 (1.0)

Tableau 14 : Quantités de ¹³C (% apport) retrouvées dans le CO₂ et dans le sol (horizon 0-20cm), après 404 jours de décomposition. (*) Valeur extrapolée à partir de la mesure faite au jour 354 (C minéralisé mesuré = 34.4 %).

3.4. Bilan du Carbone décomposé

La paille apportée représente initialement 3128 kg C ha⁻¹. La répartition du carbone issu de la paille et restant dans le sol après 408 jours de décomposition est présentée tableau 14. On observe une répartition de la paille résiduelle légèrement différente dans les quatre couches du sol. La couche 15-20 cm contient moins de carbone issu de la paille que les autres. Cette différence est probablement due au fait que la couche 15-20 cm est hétérogène, la paille n'ayant été incorporée que sur 18 cm seulement. Au bout de 408 jours (5 Octobre 1992), les quantités de carbone décomposées représentent 67 % du carbone apporté.

Nous avons comparé le taux de décomposition du carbone mesuré sur le résidu au taux de décomposition calculé à partir du ¹³C-CO₂ en faisant de l'hypothèse que le carbone minéralisé = 0,40 x C décomposé, ce qui revient à considérer que le rendement d'assimilation est égale à 0,60 (Payne, 1960). Les figures 25A et 25B montrent le taux de décomposition du résidu avec respectivement l'abscisse temps et temps corrigé. On constate une bonne concordance entre les deux types des calculs. La différence initiale (30 premiers jours) pourrait être due à une contribution du carbone de la biomasse microbienne, fixée au résidu, au carbone mesuré dans la fraction grossière. La mesure de ce carbone de la fraction grossière conduirait donc à sous-estimer la décomposition réelle.

Le taux de décomposition mesuré sur le résidu (pour le même traitement)(figure 24) nous indique qu'environ 80 % du carbone a disparu de la fraction grossière. Le bilan ¹³C sur la fraction organique totale nous montre que 67 % du carbone apporté a "disparu" du sol de la couche 0-20cm (tableau 14). La différence entre les deux mesures est égale à 13 %. Cette différence pourrait être attribuée aux pertes de la fraction fine (<1 mm).

Par ailleurs si l'on établit la comparaison entre le ¹³C disparu du sol et le ¹³C minéralisé à la même date (tableau 14), on constate qu'environ 30 % du carbone disparu du sol n'est pas retrouvé sous forme ¹³CO₂. Une partie de ce carbone pourrait avoir été lessivé sous forme soluble en dessous de 20 cm et une fraction pourrait avoir été incomplètement piégée sous forme de CO₂.

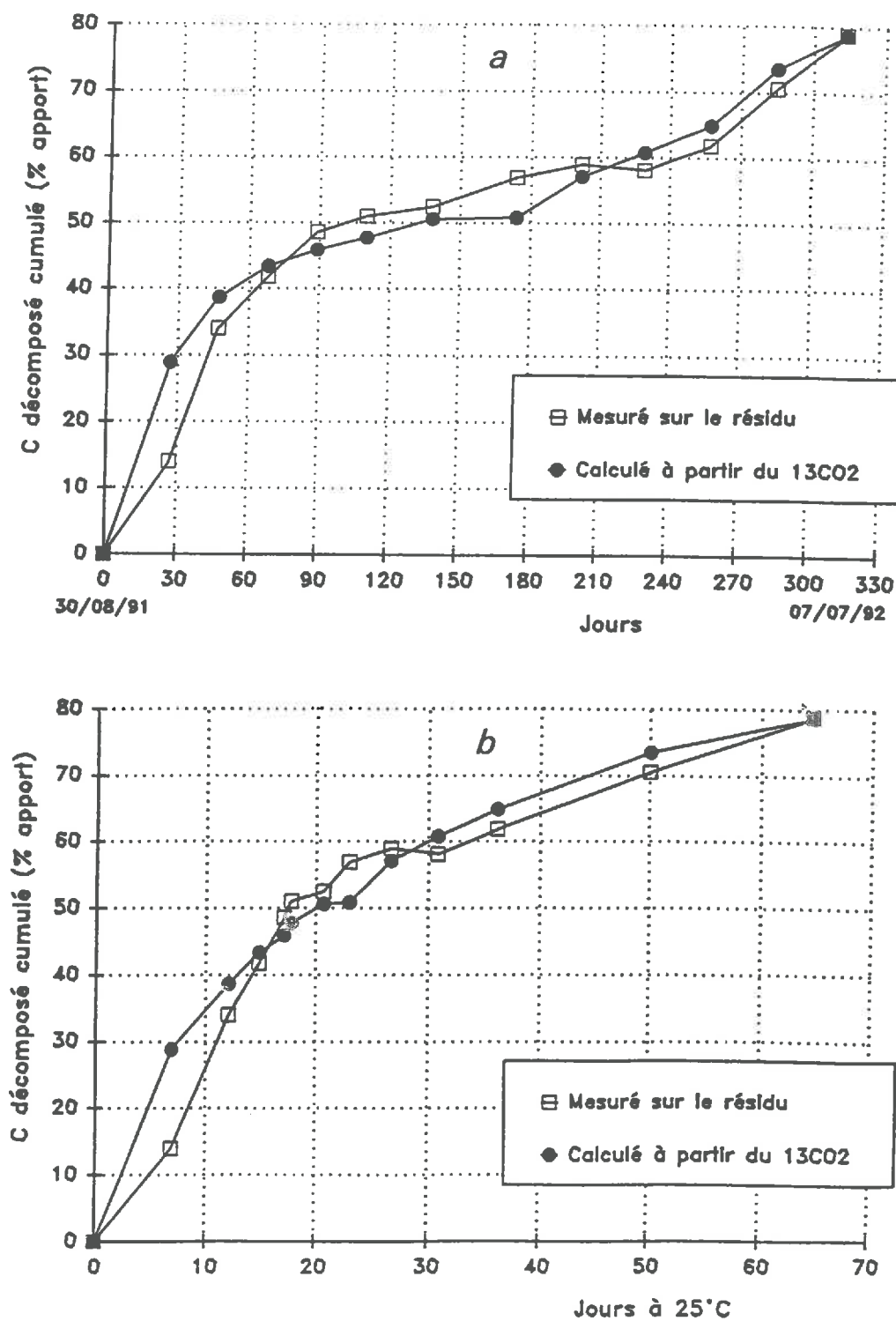


Figure 25: Cinétique de décomposition du carbone de la paille (traitement R2P cylindre - essai 1991-92) estimée par la disparition du carbone de la fraction > 1 mm (carré vide) et calculée à partir du carbone minéralisé ($\text{C décomposé} = \text{C minéralisé} / 0.40$)
 a - en fonction du temps
 b - en fonction du temps corrigé par le facteur climatique $f(\theta, \psi)$

4. DISCUSSION

Décomposition de la fraction grossière de la paille

Nous avons constaté que les résultats obtenus au champ concernant les quantités de matière sèche et donc de carbone résiduel sont très variables entre les répétitions et fluctuent au cours du temps quel que soit le traitement. Mais ceux obtenus à partir des sachets de polyéthylène de maille 1 mm et des placettes délimitées par des cylindres sont beaucoup moins variables. Dans nos systèmes, on estime que cette variabilité est probablement due, surtout, à l'hétérogénéité spatiale de la répartition initiale de la paille par le cover crop et par le rotavator, comme plusieurs travaux l'ont montré (Christian et Miller, 1986; Thevenet, 1987; Allmaras et al., 1988; Staricka et al., 1991). Cette variabilité est cependant également retrouvée dans le traitement Mulch Paille (MP) dont les pailles ont été réparties manuellement.

L'étude "in situ" de la décomposition des pailles, dans des conditions proches de la pratique agricole se heurte donc à des problèmes d'ordre méthodologique. Il ne semble pas réaliste d'augmenter les surfaces et les quantités de sol prélevées. Par contre l'utilisation de placettes confinées (cylindre), et du traçage isotopique ^{13}C apparaissent comme des solutions techniques permettant de bien caractériser la décomposition.

Le taux de décomposition, estimé par la disparition de la fraction grossière, obtenu au bout de 360 jours est en moyenne de 76 % du carbone apporté pour la première expérimentation et 94 % pour la deuxième expérimentation (à 375 jours). Ces taux de décomposition sont plus élevés que ceux obtenus par différents auteurs (Brown et Dickey, 1970; Bakken, 1986; Christensen, 1986; Cogle et al., 1987b; Voroney et al., 1989; Robin, à paraître). Le bilan réalisé à l'aide du carbone 13 au cours de la deuxième année pour le traitement R2P Cylindre indique que 67 % du carbone apporté est minéralisé. Si l'on compare cette valeur à la disparition de la fraction grossière pour la même année, il existe une différence correspondant à 13 % du carbone apporté. Cette différence est vraisemblablement due au carbone incorporé dans les fractions fines du sol et à la perte d'éléments solubles.

Toutefois en début d'expérimentation, cette technique d'extraction élimine systématiquement la fraction soluble du résidu en cours de décomposition. Au cours des premières semaines, l'évolution de la fraction grossière n'est donc pas un indicateur pertinent de la décomposition. Nous verrons plus loin (cf. page 89) que la fraction grossière, dont la proportion diminue au cours du temps, se transforme également du point

de vue physique et chimique et ne peut être totalement considérée comme "non décomposée".

Effet de la technique d'enfouissement

A propos des techniques d'incorporation de la paille, nous pouvons conclure que les cinétiques de disparition du carbone sont différentes selon les modalités d'apport. La disparition du carbone du traitement RP dont les pailles ont été broyées finement et incorporées à 20 cm est rapide et régulière. Pour le résidu du traitement CCP dont les pailles ont été broyées grossièrement et enfouies à 10 cm, la disparition est lente. Dans le cas du traitement Mulch paille (MP) où les pailles sont laissées en surface, la disparition du carbone est très faible jusqu'au labour.

Si on compare les traitements RP et MP dont la taille des résidus est identique, on constate en effet qu'ils sont très différents du point de vue des cinétiques de disparition de cette fraction grossière jusqu'au labour. Cette différence initiale constatée entre le traitement RP et MP peut être attribuée à la différence de l'accessibilité de carbone pour les organismes décomposeurs liée au contact entre le sol et le résidu.

D'autres études réalisées au champ ont bien montré que la décomposition d'un résidu incorporé dans le sol est plus rapide que celle d'un résidu laissé en surface (Parker, 1962; Brown et Dickey, 1970; Smith et Douglas, 1971; Shields et Paul, 1973; Greb et al., 1974; Douglas et al., 1980; Christensen, 1986; Cogle et al., 1987b). Harper et Lynch (1981b) ont supposé que l'incorporation de paille peut faciliter l'accessibilité de la microflore aux nutriments qui est tout aussi nécessaire que l'accès au carbone. On peut penser que plus cette surface de contact augmente, plus le substrat est accessible pour les décomposeurs et moins les flux d'eau, de gaz et de nutriments nécessaires à l'activité biologique sont limitants. Le mode d'incorporation modifie lui-même les conditions climatiques qui contrôlent la décomposition. L'humidité du sol est plus élevée dans le cas de Mulch. Probablement, la température est également plus élevée au sein du Mulch (non mesurée), alors que celle du sol sous le Mulch est plus basse.

Les différences observées entre le taux de décomposition du traitement RP et celui du traitement CCP peuvent être essentiellement attribuées à une disponibilité différente du carbone liée à la finesse du broyage. Il est probable que les résidus du traitement CCP sont moins accessibles aux microorganismes décomposeurs parce que, dans ce cas, la paille n'est pas aussi bien dégradée physiquement que dans celui du traitement RP. En effet, le broyage augmente l'altération du résidu et la surface de résidu en contact avec le sol, ce qui

facilite sans doute la colonisation par les micro-organismes décomposeurs. Des auteurs ont montré qu'à court terme tout au moins, la décomposition de paille de blé finement broyée est plus rapide que celle de paille grossièrement broyée (Sims et Frederick, 1970; Nyhan, 1975; Sain et Broadbent, 1977; Bakken, 1986; Harper, 1987). De plus, la différence de profondeur d'enfouissement entre RP et CCP a conduit à une différence dans la proportion de paille en contact avec le sol: en moyenne 34 % de la paille du traitement CCP est restée à la surface du sol jusqu'au labour.

On ne peut pas tirer de conclusion de la comparaison directe des traitements CCP et MP parce que les longueurs des brins et les modes d'enfouissement sont à la fois très différents.

Le labour réalisé à la fin Janvier (pour l'essai 1990-91) provoque un enfouissement et un fractionnement des brins (cf. page 63). Ce fractionnement a créé de nouvelles surfaces de résidus et a donc facilité l'accessibilité de ces résidus vis-à-vis de la microflore. De plus, les conditions du milieu redeviennent favorables à l'activité biologique du sol. On constate alors une décomposition très rapide de la paille des traitements CCP et MP, qui conduit à un état de décomposition semblable pour les trois traitements dès la fin du printemps. L'effet du labour est bien sûr peu important sur le traitement RP parce que, dans ce cas, le résidu restant, de faible taille et bien incorporé, est moins facilement décomposable (fraction plus "récalcitrante"). Cet effet du labour sur la décomposition des résidus dans le sol a été montré dans plusieurs études (Balesdent et al., 1990; Fardeau et al. 1988). On observe que l'effet du labour sur la disparition du carbone, est moins important et apparaît plus tardivement pour l'essai 1991-92. Enfin, malgré des différences de rythme de décomposition au cours du temps, le taux de décomposition des résidus sur tous les traitements ayant reçu de la paille est identique au bout d'une année environ. Sain et Broadbent (1977) et Bakken (1986) ont montré qu'à court terme, la décomposition de la paille finement broyée est plus rapide que celle de la paille broyée grossièrement mais, qu'à long terme, elle est identique quelle que soit la taille des brins.

En ce qui concerne la disparition des différentes composantes biochimiques (fractions solubles, hémicelluloses, cellulose et lignine), nous avons obtenu des tendances identiques à celles observées par les différents auteurs (Mary 1987; Harper et Lynch, 1981a; Summerell et Burgess, 1989).

Nous avons écrit précédemment que la teneur en N du résidu augmente au cours de la décomposition (cf. paragraphe 2.2, page 72). Cette augmentation peut être attribuée à la présence d'une microflore assez fortement liée au résidu (Mellilo et Aber., 1982; Wessén et Berg, 1986; Christensen, 1985b, 1986; Magan et al., 1989). L'augmentation des teneurs en azote explique alors qu'on observe une stabilité des quantités d'azote contenues dans les résidus, bien que les quantités de carbone diminuent. Nous avons observé que la relation

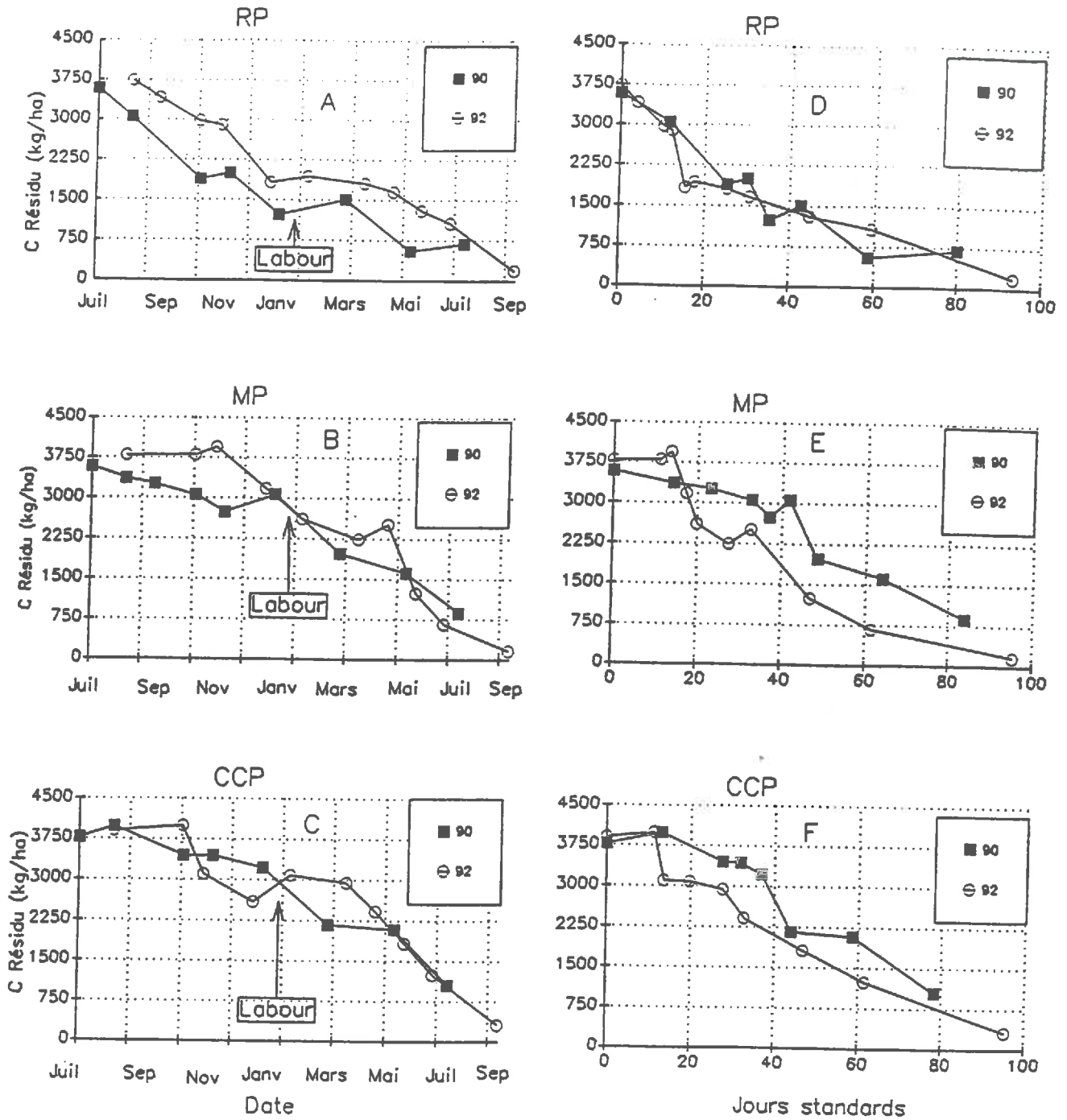


Figure 26: Comparaison de l'évolution du carbone des traitements RP, MP et CCP au cours de l'essai 1990-91 et 1991-92;

A, B et C : abscisse temps en jours

D, E et F : abscisse temps corrigée par le facteur climatique $f(\theta, \psi)$

entre la teneur en azote et le taux de décomposition est linéaire, presque identique pour les deux années. Cette relation est également linéaire pour le traitement ayant reçu de l'azote et de l'eau. Cela signifie que le taux de décomposition d'un résidu initialement caractérisé pourrait être déduit de sa teneur en azote mesurée.

Comparaison des résultats de l'essai 1990-91 et 1991-92

Nous pouvons comparer les cinétiques de disparition du carbone pour chaque traitement entre les deux années (figure 26). La disparition de la paille dans les traitements RP et MP est initialement plus rapide que celle obtenue dans les traitements correspondants de l'essai 1991-92. Cette différence initiale peut être attribuée à plusieurs facteurs: d'une part, à la date de restitution des résidus qui est plus précoce d'un mois environ pour l'essai 1990-91 par rapport à l'essai 1991-92; d'autre part, à l'existence de différences de composition initiale des pailles, de longueurs de brins et des conditions climatiques estivales et automnales.

En effet, la paille utilisée en 1990-91 est plus riche en fractions solubles et en hémicellulose, avec des longueurs de brins plus courtes. Dans ce premier essai, les températures étaient plus élevées jusqu'au mois d' Octobre et les pluies plus précoces. Des températures et des humidités élevées sont des conditions plus favorables à la décomposition comme l'ont montré des travaux menés en conditions contrôlées (Stott et al., 1986; Voroney et al., 1989; Douglas et Rickman, 1992) et des travaux réalisés dans différents sites (Shields et Paul, 1973; Jenkinson et Ayanaba, 1977; Sauerbeck et Gonzalez, 1977; Ladd et al., 1981). Pour le traitement RP, le décalage initial n'est pratiquement pas comblé au cours de l'année. Dans le cas du traitement MP, une accélération très importante à partir du mois de Janvier 1992 conduit à des cinétiques de décomposition similaires pour les deux années à partir du début du printemps. Dans le cas du traitement CCP, l'écart initial entre deux années n'est pas visible. On peut faire l'hypothèse que la taille des brins de la paille utilisée en 1990-91, beaucoup plus grande que celle de la paille en 1991-92, a provoqué un ralentissement important de la décomposition, malgré les conditions climatiques favorables. Les cinétiques de décomposition sont relativement semblables tout au long de l'année.

Afin de comparer les deux années en tenant compte de leurs différences du point de vue climatique (température et humidité), nous avons utilisé un facteur de correction pour l'abscisse temps (cf. Matériel et méthodes, page 53). L'abscisse corrigée correspond à un nombre de jours standards à 25°C et 24 % d'humidité, le jour 0 correspondant à la date d'enfouissement pour chaque année. En ce qui concerne le traitement RP, les cinétiques de

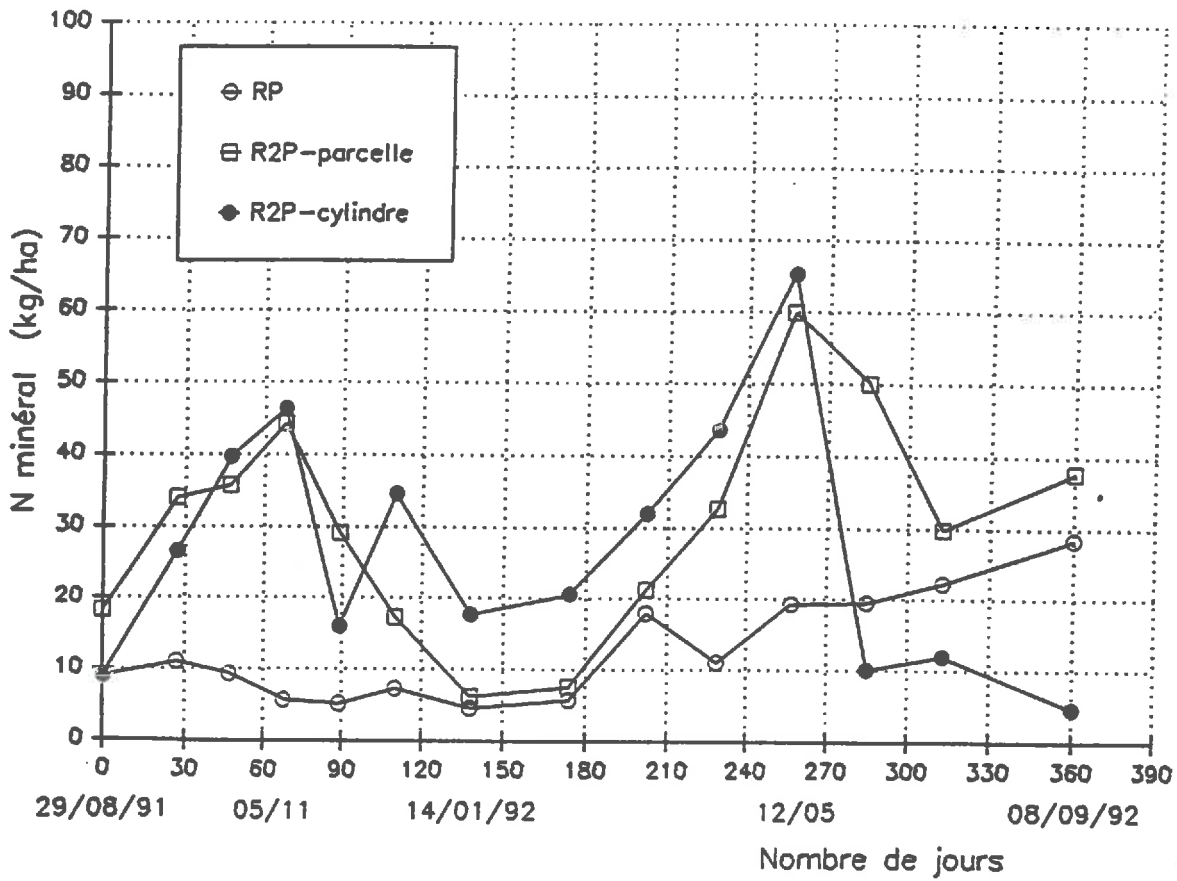


Figure 27: Evolution des quantités d'azote minéral dans l'horizon 0-20 cm des traitements RP, R2P Parcelle et R2P Cylindre. Chaque point est la moyenne de 3 répétitions.

décomposition se superposent presque parfaitement. On peut donc en conclure que les facteurs explicatifs principaux de l'écart observé entre les deux années sont la température et l'humidité. Cependant, on observe une accélération très rapide de la décomposition pour l'année 1991-92 entre le jour 15 et 18 environ (correspondant à l'intervalle entre les prélèvements du 26 Novembre 91 et du 14 Janvier 1992) qui crée un décalage des cinétiques qui n'est pas rattrapé pour CCP et MP. Le fait que des différences entre les cinétiques de décomposition subsistent entre les deux années après la correction climatique indique soit que les lois d'action prennent mal en compte certains aspects climatiques (alternances, effet à "seuil"), soit que d'autres facteurs sont également responsables de ces différences. Cette accélération pourrait être due à la différence de la quantité d'azote minéral. Cependant, dans la couche 0-30 cm du sol, les quantités étaient en moyenne de 19 et 28 kg N ha⁻¹ pour la première et la deuxième année, ce qui représente un écart relativement faible. Une autre hypothèse est que la séquence de gel survenue au mois de Décembre 1991 (température minimum à - 4°C pendant 10 jours, et température moyenne < 0°C pendant une semaine) mesurée à 4 cm dans le sol, ait modifié la nature des résidus. En effet, il a été montré que des séquences de gel/degel altèrent la structure physique des résidus organiques, les rendant ensuite plus accessibles à la décomposition (Coxson et Parkinson, 1989). Il n'y a pas eu de période de gel à cette période en 1990.

Effet des apports d'azote et d'eau

Le carbone dans le traitement R2P (Parcelle et Cylindre) disparaît plus rapidement que celui du traitement RP (figure 28A). Si on applique le facteur de correction climatique qui prend en compte l'effet de l'apport d'eau dans le traitement R2P (figure 28B), les différences qui subsistent peuvent alors être attribuées à l'effet de la disponibilité en azote. Il existerait une limitation de la décomposition du carbone dans le traitement RP par le manque d'azote minéral jusqu'au 26 Novembre. Cette hypothèse est confortée par les différences de quantité d'azote minéral relevées dans la couche 0-20 cm sur cette période (figure 27). Ensuite la décomposition se ralentit de façon identique pour les deux traitements. Ce ralentissement peut être dû à d'autres facteurs. Puis, un écart réapparaît entre les deux traitements. L'accélération de la décomposition observée sur le traitement R2P correspond à la présence de 60 kg N minéral supplémentaire dans ce traitement.

Ceci tendrait à démontrer qu'en condition de plein champ, la disponibilité en azote est fréquemment un facteur qui contrôle la décomposition. Nous avons comparé les cinétiques de minéralisation en conditions de champ (traitement R2P Cylindre) aux cinétiques de minéralisation obtenues avec la même paille de blé au laboratoire avec trois niveaux de disponibilité en azote (Robin, thèse en cours). Nous remarquons que la

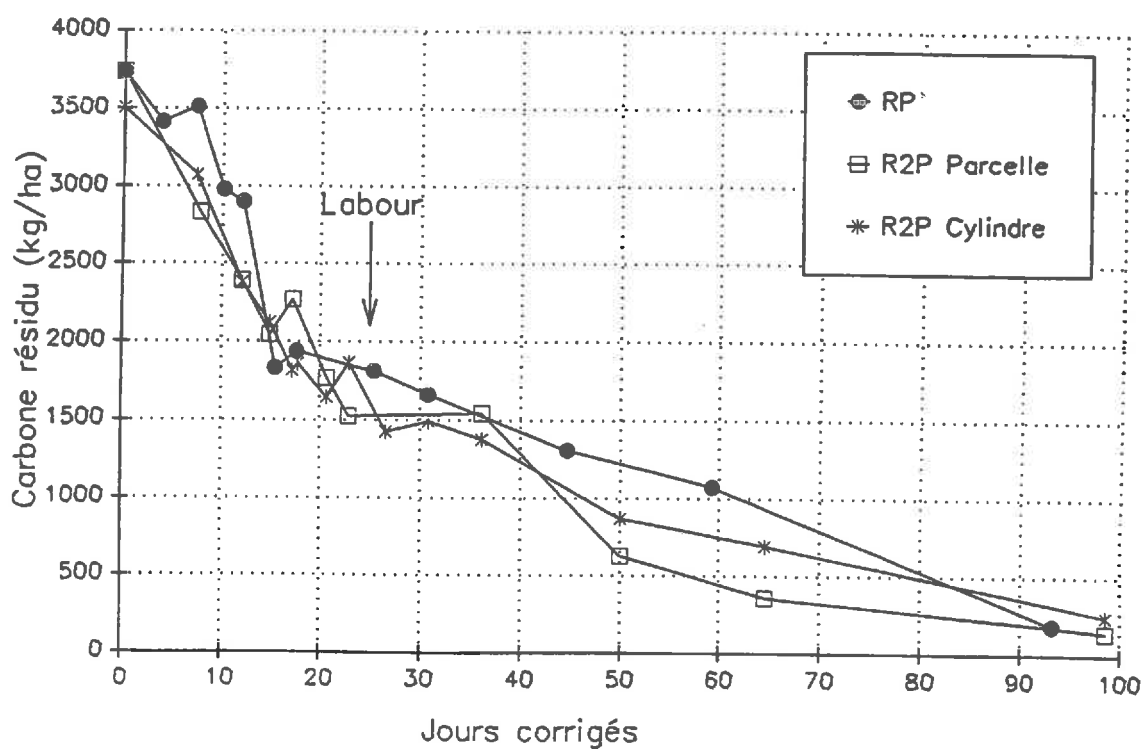
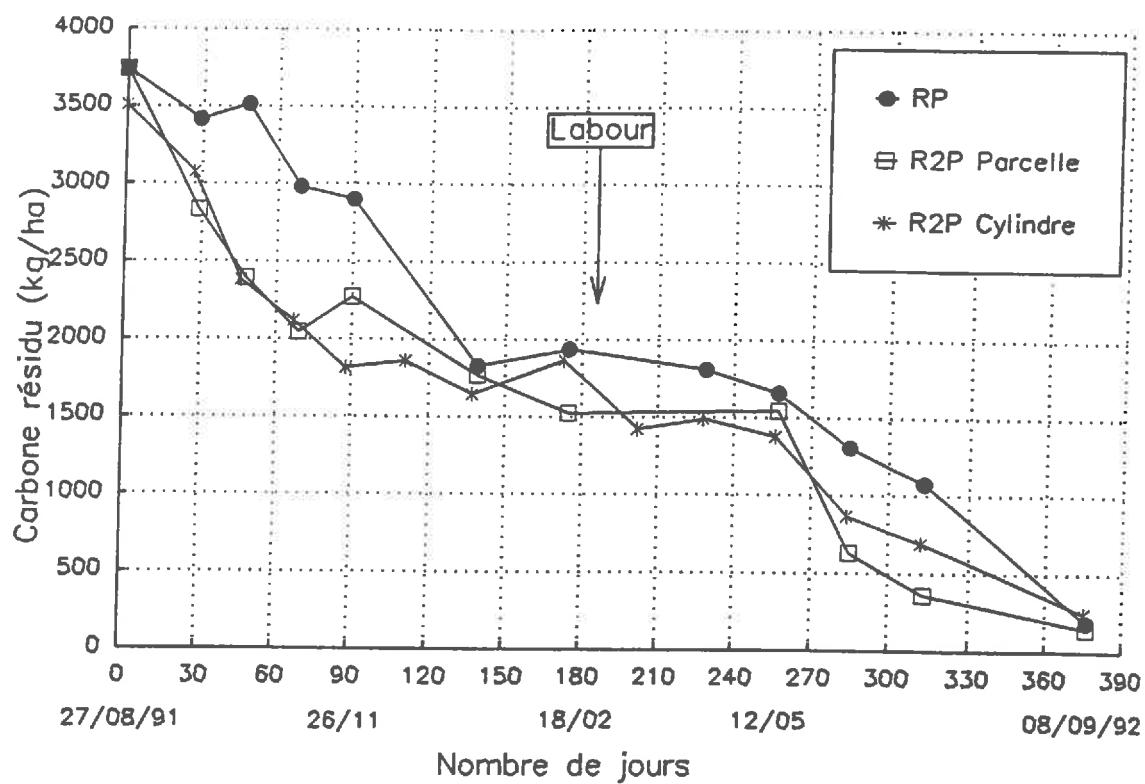


Figure 28: Evolution des quantités de carbone de la fraction > 1 mm mesurée pour les traitements RP, R2P Parcelle et R2P Cylindre au cours de l'essai 1991-92

a - abscisse temps en jours

b - abscisse temps corrigée par le facteur climatique $f(\theta, \psi)$

cinétique obtenue au champ est proche de celle obtenue au laboratoire avec le niveau d'azote 10 ppm (environ $6 \text{ mg N g}^{-1} \text{ C}$ apporté), qui s'est avéré être une quantité limitante pour la décomposition (figure 29).

Divers travaux réalisés en conditions contrôlées ou de plein champ ont montré que les besoins cumulés en azote de la microflore pour décomposer une paille de céréales sont environ de $30 \text{ mg N g}^{-1} \text{ C}$ apporté (Nomnick, 1962; Guiraud, 1984; Powlson et al., 1985; Darwis, 1990). Les besoins instantanés vont varier selon les conditions climatiques et la nature du résidu. Nous avons observé, par exemple, que les apports fréquents et réguliers d'azote minéral sur le traitement R2P Cylindre (cf. tableau 6) n'ont pas accéléré la décomposition en hiver (figure 28B). Au delà d'un certain niveau de disponibilité (environ $30 \text{ à } 35 \text{ mg N g}^{-1} \text{ C}$) il n'y a plus d'effet de la disponibilité de l'azote sur la décomposition et les processus d'organisation d'azote qui lui sont associés, comme nous l'avons montré en conditions contrôlées avec des résidus de maïs (Darwis, 1990). Ceci expliquerait les faibles écarts entre les traitements R2P Parcelle (180 kg N appliqués en 6 fois) et R2P Cylindre (360 kg N appliqués en 12 fois).

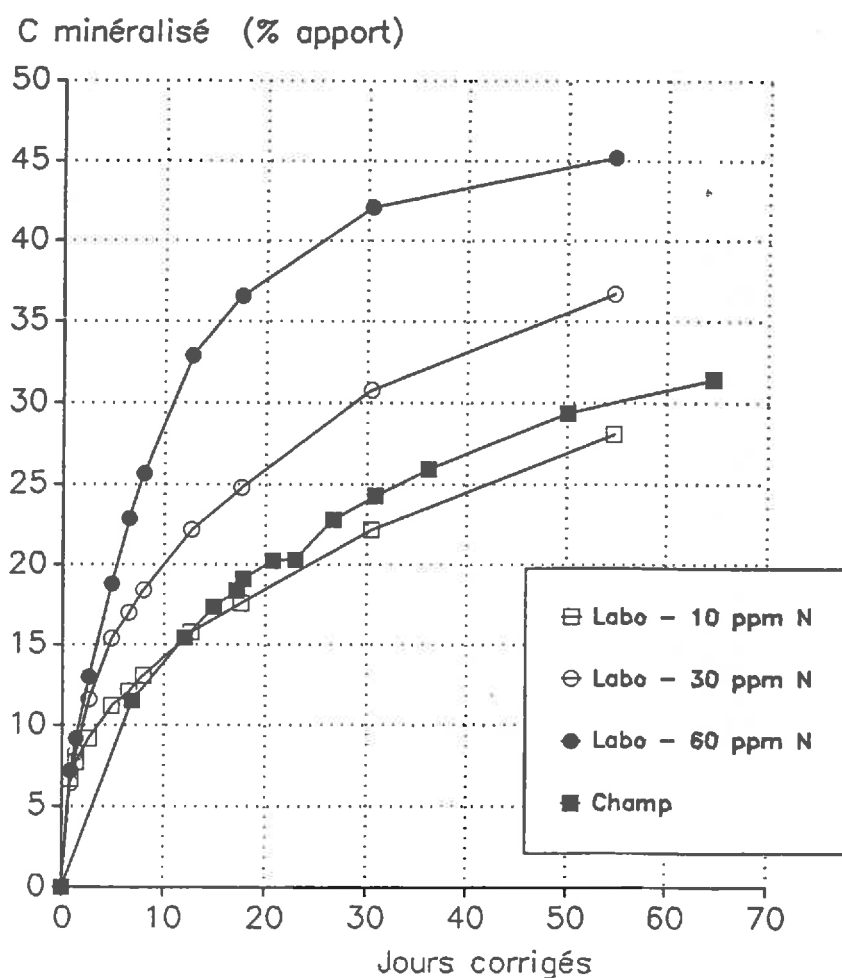


Figure 29: Minéralisation cumulée du carbone de la paille de blé incubée en conditions contrôlées avec 3 quantités d'azote minéral dans le sol ($10, 30$ et $60 \text{ mg kg}^{-1} \text{ sol}$) d'après ROBIN (à paraître) et la même paille au champ (traitement R2P Cylindre, essai 1991-92). L'abscisse temps est estimée en jours à 25°C .

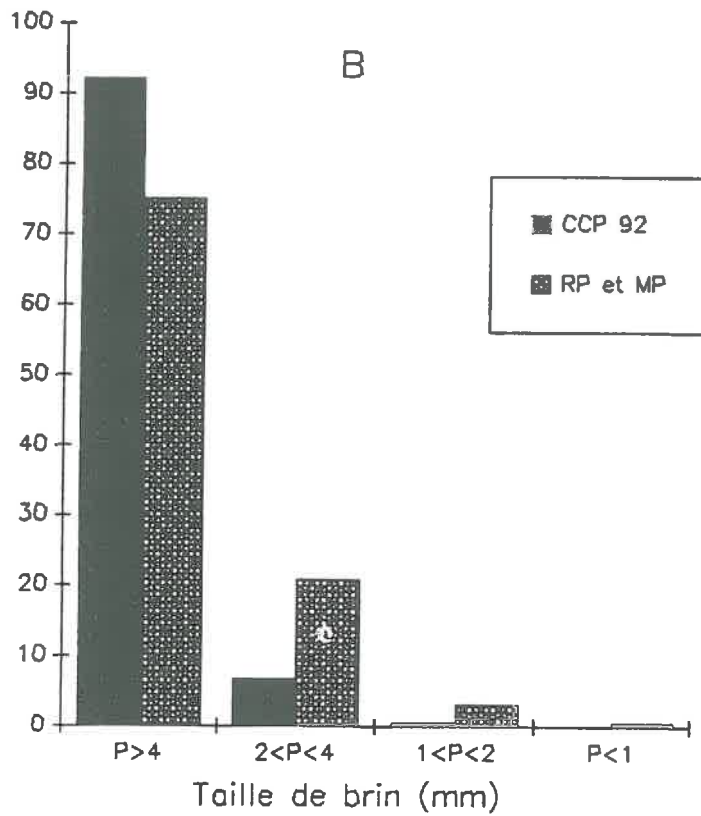
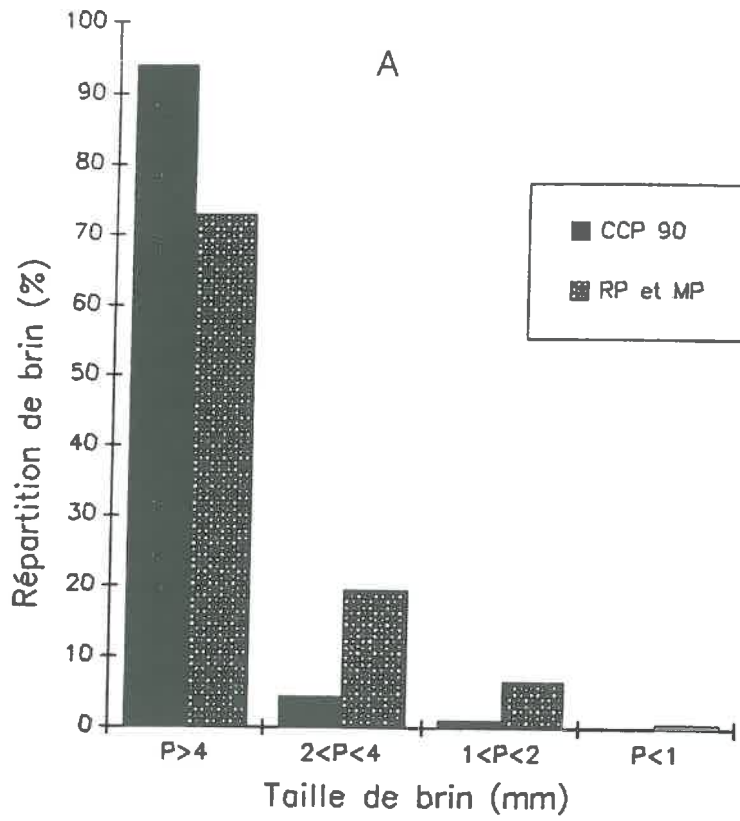


Figure 30: Répartition initiale des pailles utilisées en 1990-91 (A) et 1991-92 (B) entre les classes de taille de brin > 4 mm, 2-4 mm, 1-2 mm et > 1 mm, déterminées par tamisage mécanique

II. TRANSFORMATION PHYSIQUE ET BIOCHIMIQUE DE LA PAILLE AU COURS DE LA DECOMPOSITION

1. INTRODUCTION ET DEMARCHE D'ETUDE

Nous avons vu précédemment que la caractérisation de la décomposition par la mesure du carbone résiduel est intéressante, même si cette caractérisation pose des problèmes méthodologiques. La décomposition de la paille de blé a été suivie par la mesure de la fraction grossière (>1mm) dont nous avons montré l'évolution au cours de la décomposition.

L'objectif de cette partie est de chercher à caractériser les modifications physiques et chimiques de la paille au cours de la décomposition. On se demande en effet, comment les brins de paille se transforment en fonction de leur taille et comment s'effectue le fractionnement physique et l'altération biochimique dans le temps. La fraction grossière résiduelle, "visible à l'oeil nu" est-elle profondément modifiée ou non ?

Pour décrire comment la paille évolue du point de vue physique et biochimique au cours de la décomposition les résidus de la fraction >1 mm récupérés au cours du temps ont été séparés en fonction de leur taille par tamisage mécanique à sec (cf. Matériel et méthodes, page 46). On obtient donc trois classes : > 4 mm, 2-4 mm, 1-2 mm. On dispose aussi d'une fraction < 1 mm en très petite quantité, qui correspond sans doute à de la paille cassée au cours du tamisage. Cette classe n'a pas de sens du point de vue quantitatif mais nous l'utiliserons en vue d'une caractérisation qualitative. La répartition initiale des pailles dans les classes de taille de brins (figure 30) indique que l'essentiel de la paille se trouve initialement dans la classe > 4 mm, ce qui est cohérent avec les longueurs de brins mesurés (cf. figure 12 page 58). Il y a un écart significatif entre les deux types de paille en fonction du mode de broyage initial.

L'évolution des teneurs en carbone et azote de chaque fraction granulométrique a été suivie au cours du temps. L'évolution des composantes biochimiques a été suivie sur un seul traitement chaque année (Rotavator avec paille, RP).

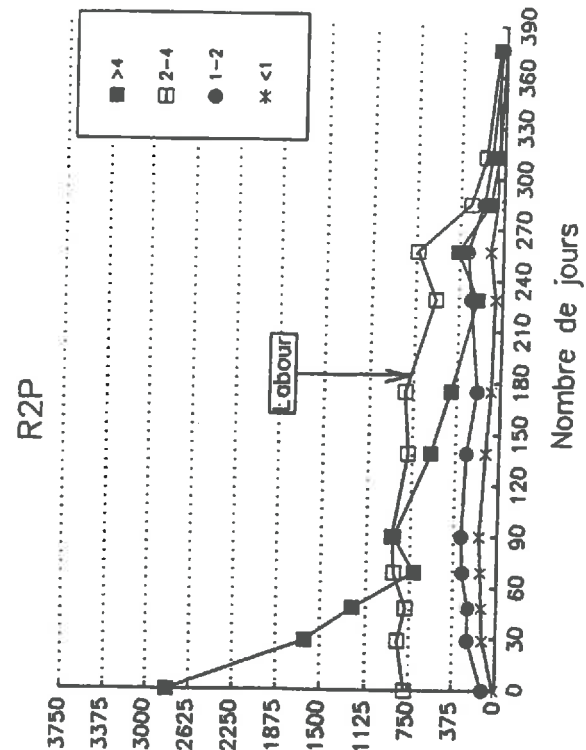
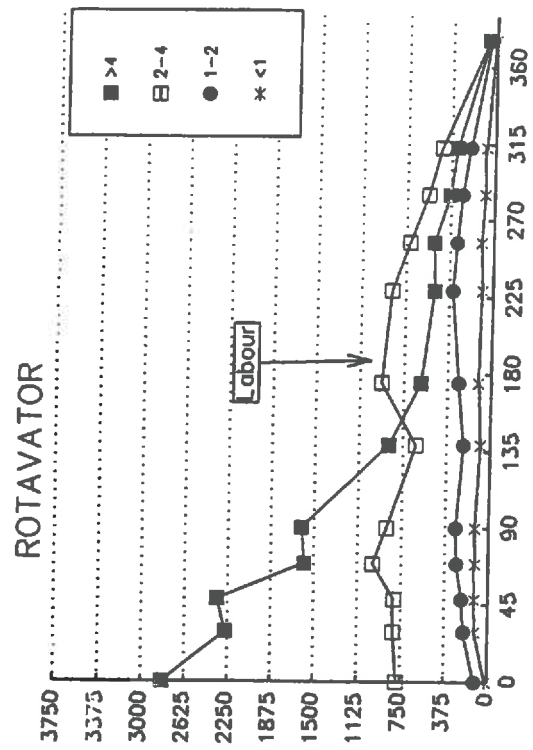
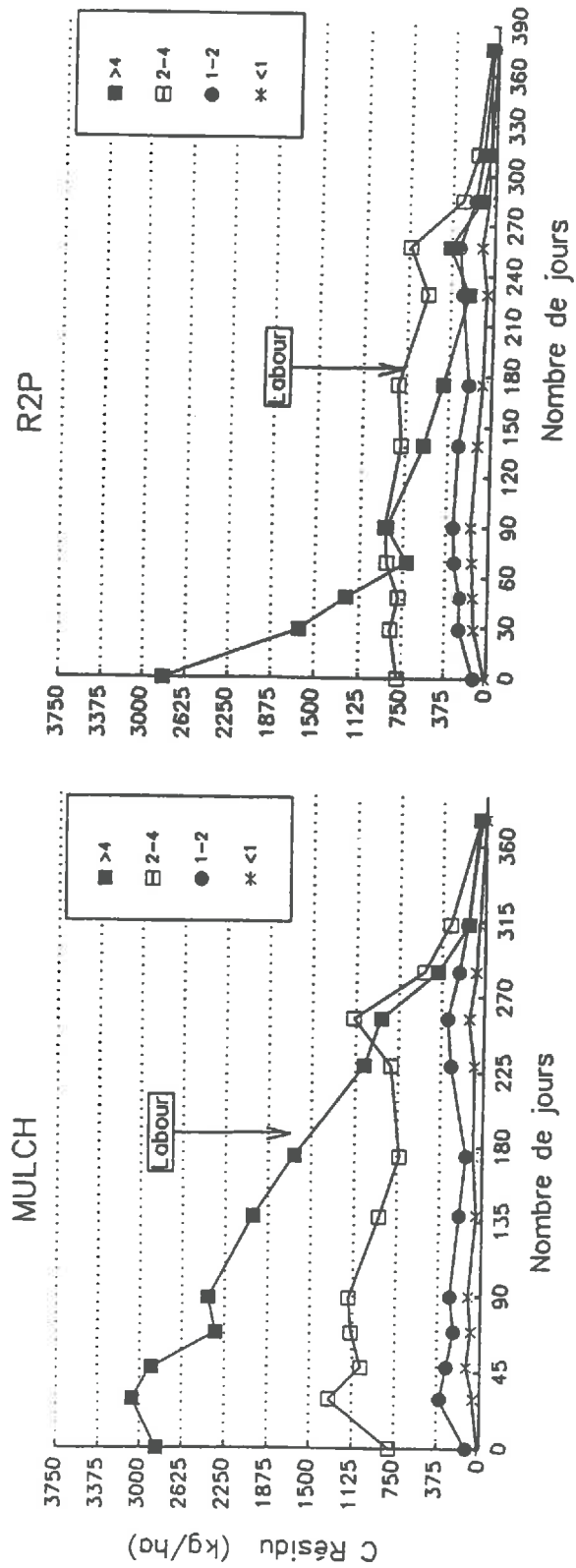
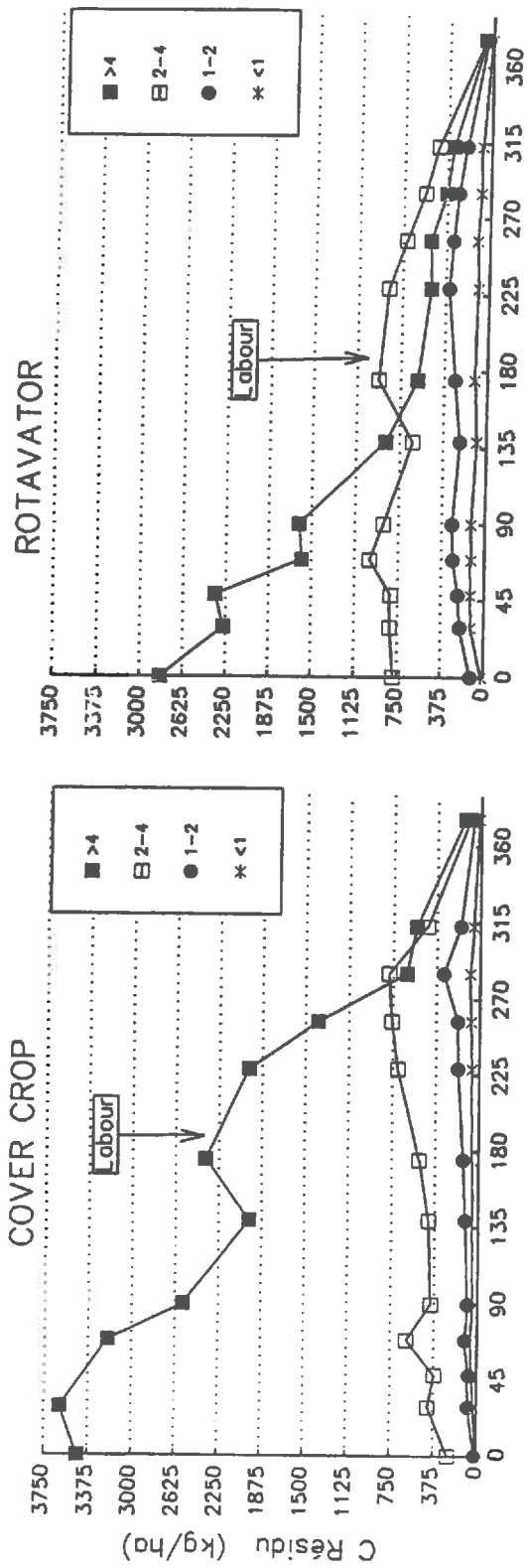


Figure 31: Evolution des quantités de carbone des différentes classes granulométriques (> 4 mm, 2-4 mm, 1-2 mm et > 1 mm) pour les traitements CCP, RP, MP et R2P au cours de l'essai 1991-92)

2. EVOLUTION DES DIFFERENTES CLASSES GRANULOMETRIQUES

2.1. Evolution du carbone

Teneur en carbone

Les teneurs en carbone par rapport à la matière sèche ne sont pas les mêmes dans les différentes classes de taille. En fait, *plus la paille est fine, plus la teneur en carbone est faible*, et ceci correspond à une teneur en cendre plus élevée. Ceci signifie que la contamination par les matières minérales du sol est élevée dans la fraction fine. Les teneurs en carbone de la matière organique sont constantes et équivalentes quelle que soit la classe granulométrique (annexe figure 1B).

Evolution des quantités de carbone

Les cinétiques de disparition de la fraction grossière des résidus (incluant les résidus préexistants dans le sol) ont été présentées dans le chapitre précédent (figure 13 page 60). Nous avons vu que les résidus obtenus pour le traitement RP étaient décomposés plus rapidement que ceux pour les traitements CCP et MP. Il est néanmoins intéressant de constater que les brins du traitement Mulch (MP) subissent un fractionnement assez important avant le labour alors même que la matière sèche totale diminue faiblement.

Pour la campagne d'étude 1991-1992, on constate (figure 31) que la décomposition de la fraction grossière (>1mm) est essentiellement due à la dégradation des brins de paille les plus gros (taille >4 mm). En fait, le carbone contenu dans ces brins de paille des traitements RP et R2P Parcelle disparaît beaucoup plus rapidement que dans les traitements MP et surtout CCP. Le labour provoque la disparition rapide du carbone de ces brins dans les traitements CCP et MP. De plus, malgré la disparition des brins grossiers, les quantités de carbone des autres fractions (2-4 mm, 1-2 mm) sont relativement stables ou augmentent très légèrement au cours du temps. On peut penser que les vitesses d'émiettement des pailles sont à peu près identiques dans chacune des classes granulométriques, tant que la fraction grossière alimente les fractions inférieures. Lorsque cette fraction s'épuise, les fractions 2-4 et 1-2 mm diminuent à leur tour (jour 280, 220, 250 et 250 respectivement pour CCP, RP, MP et R2P). Cette diminution est observée lorsque la quantité de C dans la fraction >4mm devient inférieure à 500 kg C ha⁻¹. En ce qui concerne les parcelles sans paille, nous avons vu que les résidus étaient essentiellement constitués des plateaux de tallage et de racines. Leur fractionnement et leur évolution s'effectuent à peu près de la même manière que pour la paille (annexe 5). Les résultats obtenus sur la campagne d'étude 1990-91 sont identiques (annexe figure 6).

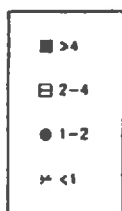
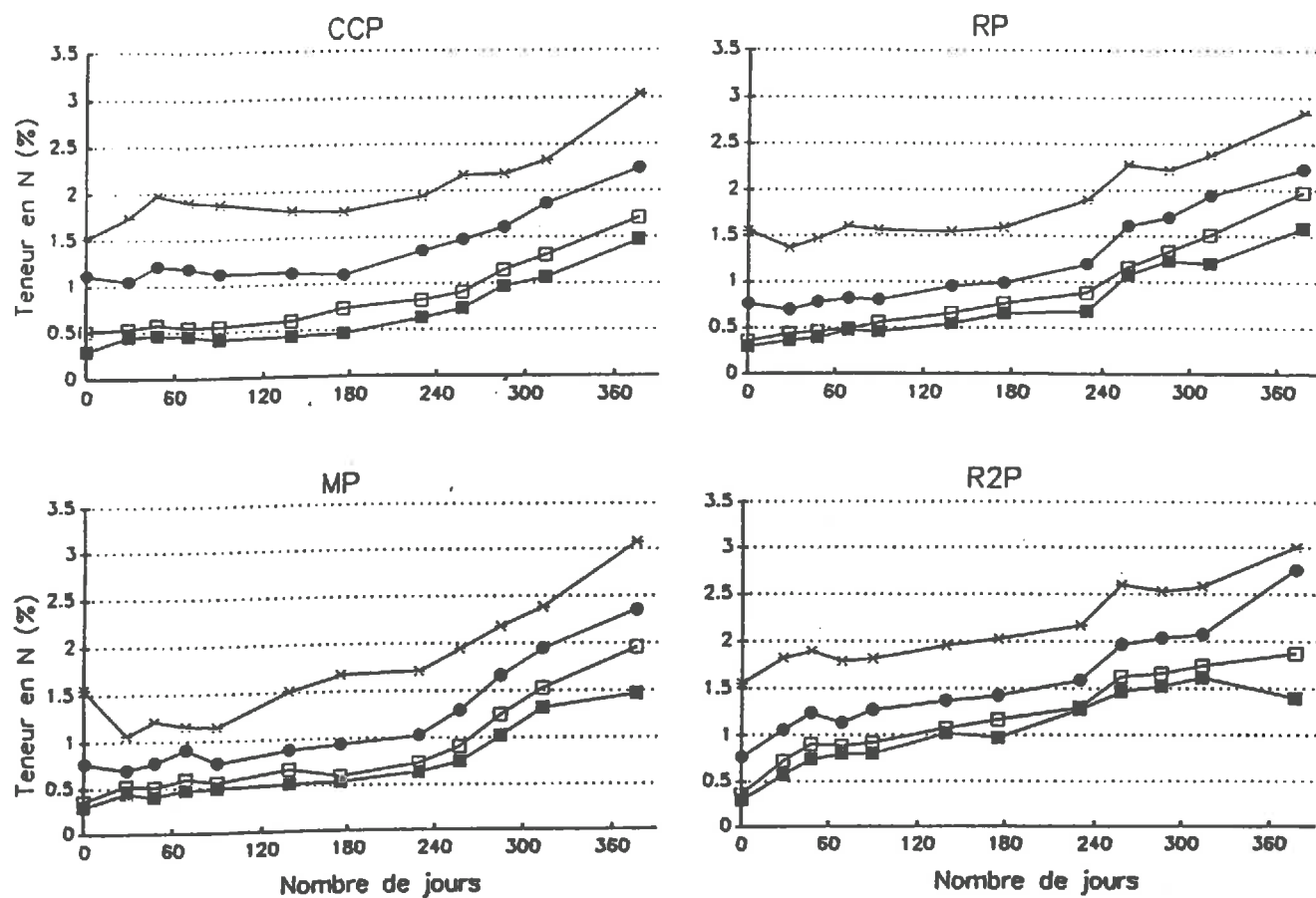


Figure 32: Evolution de la teneur en azote des résidus appartenant aux différentes classes granulométriques > 4 mm, 2-4 mm, 1-2 mm et > 1 mm pour les traitements CCP, RP, MP et R2P (essai 1991-92)

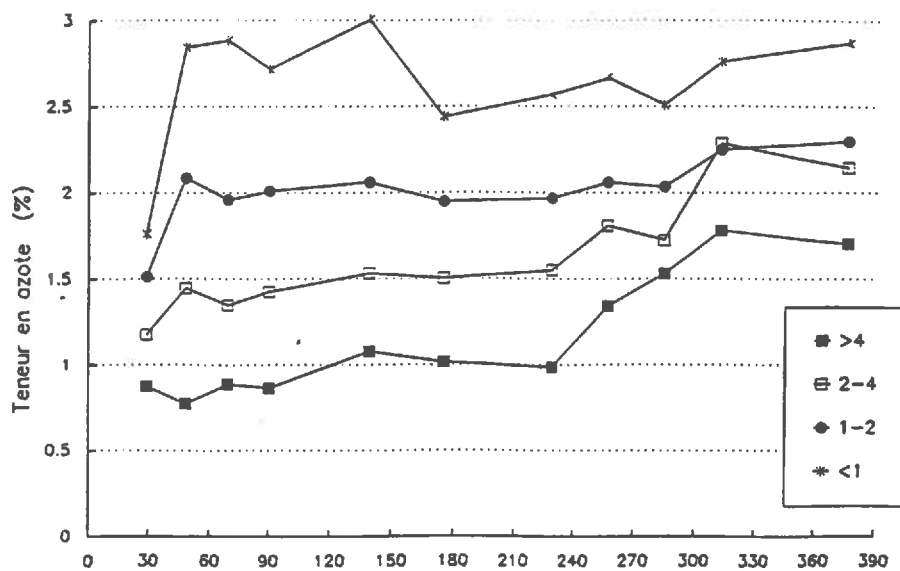


Figure 33: Evolution de la teneur en azote des résidus appartenant aux différentes classes granulométriques > 4 mm, 2-4 mm, 1-2 mm et > 1 mm. Traitement ROP, sol ne recevant pas de paille (essai 1991-92)

2.2. Teneur en azote de la matière organique

Au début de la cinétique, les classes < 1 et 1-2 mm sont constituées par les résidus des sols n'ayant pas reçu de paille. Cette contribution devient négligeable après le jour 175 environ. Nous constatons (figure 32) que l'enrichissement en azote de la paille est très différent selon la classe granulométrique considérée. *Plus la paille est fine, plus elle est riche en azote.* Le début de la décomposition est caractérisé par une évolution lente (RP, R2P, MP) ou par une stabilité (CCP) des teneurs en azote des différentes classes. Les teneurs en azote s'ordonnent toujours comme suit: $R2P > RP > CCP > MP$ quelle que soit la fraction. Au bout de 175 jours (CCP) ou de 230 jours environ (autres traitements), on observe une augmentation rapide des teneurs en N de toutes les classes de brins, même dans le traitement MP. A la fin de l'essai, les teneurs en azote des fractions < 1 mm, 1-2 mm, 2-4 mm et > 4 mm sont respectivement de 2,9 %, 2,4 %, 1,9 % et 1,4 % en moyenne pour les quatre traitements (figure 32). Les teneurs en azote des résidus des traitements sans paille (figure 33) sont initialement plus élevées que celle des résidus des parcelles avec paille, sans doute parce que la décomposition de ces résidus est plus avancée. Par contre, l'évolution au cours du temps est plus faible, surtout pour les classes 1-2 et < 1 mm qui semblent être à une teneur maximale. Au jour 376, les teneurs des résidus des parcelles sans paille sont pratiquement identiques à celles des résidus des parcelles avec paille. On arrive au même constat avec les résultats obtenus sur la campagne d'étude 1990-91 (annexe, figure 7).

3. CARACTERISATION BIOCHIMIQUE DES DIFFERENTES CLASSES

Les résultats concernant les composantes biochimiques des résidus des différentes classes granulométriques étaient identiques pour les deux campagnes d'étude et les résultats moyens sont présentés à la figure 34. On constate que la paille < 1 mm est significativement plus riche en carbone soluble que les autres classes de brins. La teneur en carbone soluble des brins de taille 1-2 mm est intermédiaire entre les classes fine et grossières. Il n'y a pas de différence entre les classes 2-4 et > 4 mm. En revanche, les proportions relatives de cellulose varient dans les différentes classes. Plus les brins sont grossiers, plus ils sont riches en cellulose. On observe aussi que la teneur en cellulose décroît au cours du temps de manière identique quelle que soit la taille des brins. Les teneurs en hémicelluloses et en lignine sont identiques quelle que soit la classe de brins. Les teneurs en C soluble et en cellulose caractérisent donc les différentes classes, contrairement aux teneurs en hémicelluloses et lignine. On peut donc conclure que les classes de brin 1-2 et < 1 mm se distinguent nettement des fractions plus grossières du

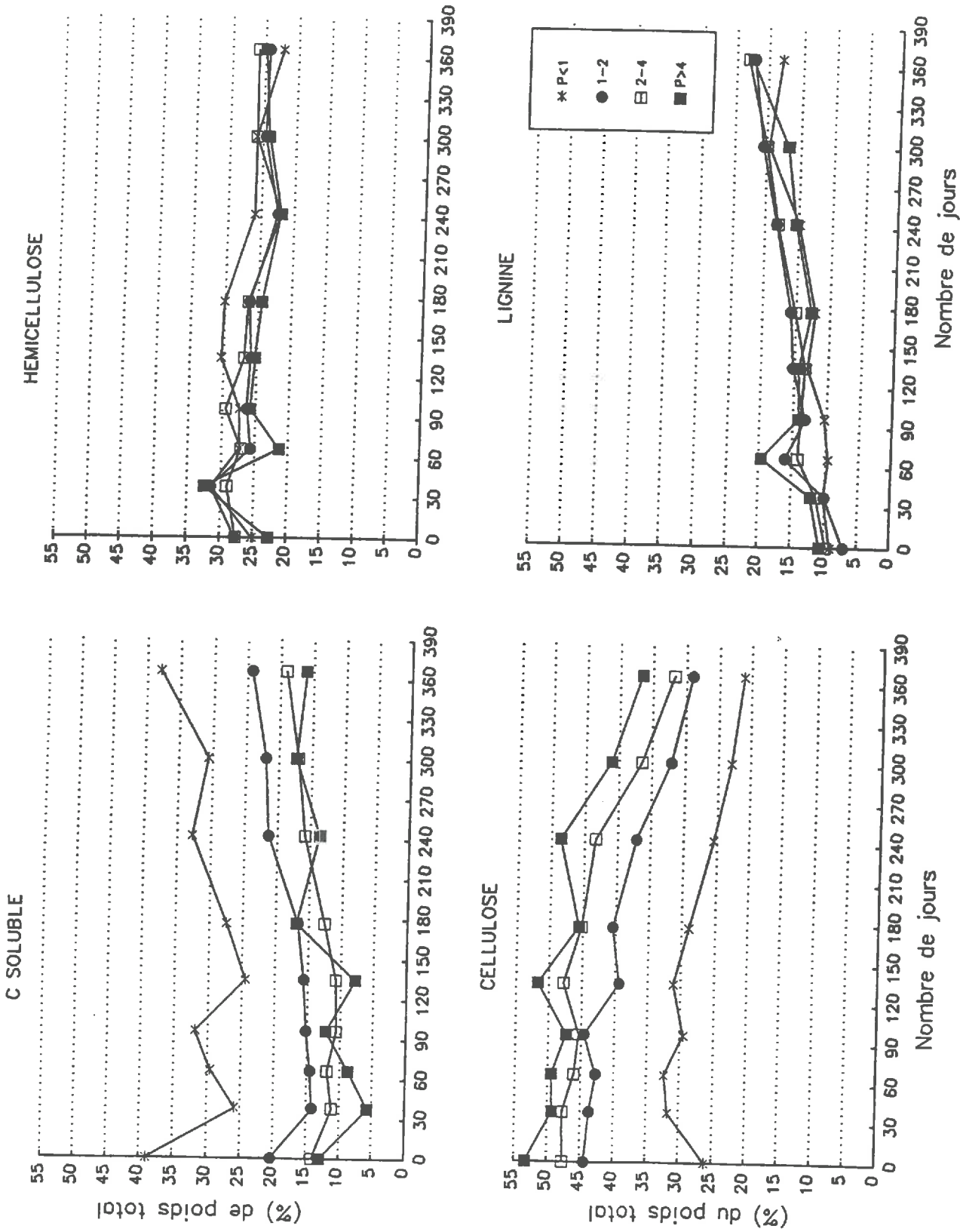


Figure 34: Evolution des teneurs pondérales en fraction soluble, en hémicelluloses, en cellulose et en lignine dans les différentes classes granulométriques de résidus obtenues pour le traitement RP. Les valeurs sont la moyenne des valeurs obtenues pour les années 1990-91 et 1991-92.

point de vue de l'évolution physique et biochimique au cours de la décomposition. Les brins de taille 2-4 mm et > 4 mm sont par contre peu différenciés entre eux.

4. DISCUSSION

Nous avons cherché à caractériser l'état de décomposition de la paille du point de vue physique et biochimique. Bien que les modifications des propriétés physiques de la paille aient été démontrées (Mc Calla, 1943), peu de méthodes semblent aptes à caractériser en routine l'évolution physique des résidus en cours de décomposition (Harris et al., 1979; Harper, 1989). Nous avons choisi de caractériser le degré de fractionnement des résidus grossiers par une technique de fractionnement granulométrique que nous avons calibrée pour notre étude.

Vitesse de fractionnement des brins de paille

Il apparaît que la disparition du carbone des résidus extraits du sol de taille >1mm que nous avons décrite dans le chapitre I (figures 31), est essentiellement liée au fractionnement et à la décomposition de la fraction grossière (>4 mm) de ces résidus. L'évolution de cette classe est en effet quasi-similaire à celle du résidu entier. L'observation des classes de taille au cours du temps nous montre que, alors que la matière sèche ou le carbone de la classe >4 mm diminue, la matière sèche ou le carbone ne s'accumule pas dans les autres classes de taille inférieure. Celles-ci restent stables puis décroissent lorsque la classe >4 s'épuise. On peut se demander si un brin qui se fragmente alimente presque exclusivement la classe de taille immédiatement inférieure ou plusieurs classes à la fois. Les figures 35A et 35B illustrent ces deux modèles de fractionnement d'une paille de blé.

Si on privilégie la première hypothèse, on peut alors calculer la vitesse de fragmentation de chaque classe de brins, selon l'équation suivante:

Pour une classe de taille, i

$$MSi_2 = MSi_1 + E_i - P_i$$

avec:

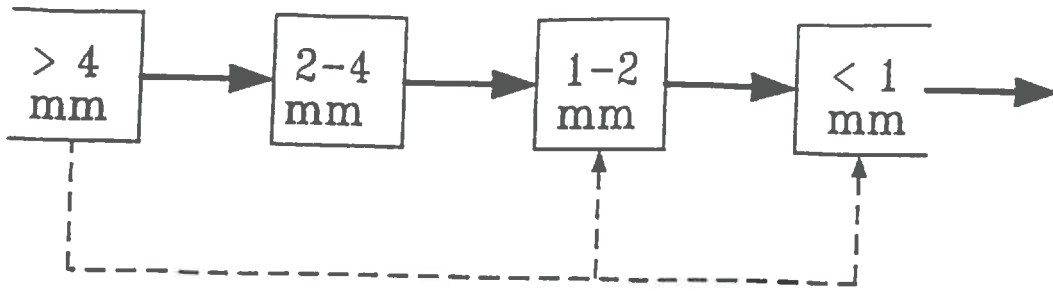
MSi = matière sèche de la classe i aux temps t_2 et t_1

E_i = entrée dans la classe i

P_i = sorties de la classe i

les pertes d'une classe étant équivalentes aux entrées dans la classe de taille inférieure. A partir des pertes constatées de la classe >4mm, on peut ainsi réaliser le calcul sur les 2 autres classes. Ce calcul réalisé pour le carbone du traitement RP (figure 36) donne des

A



B

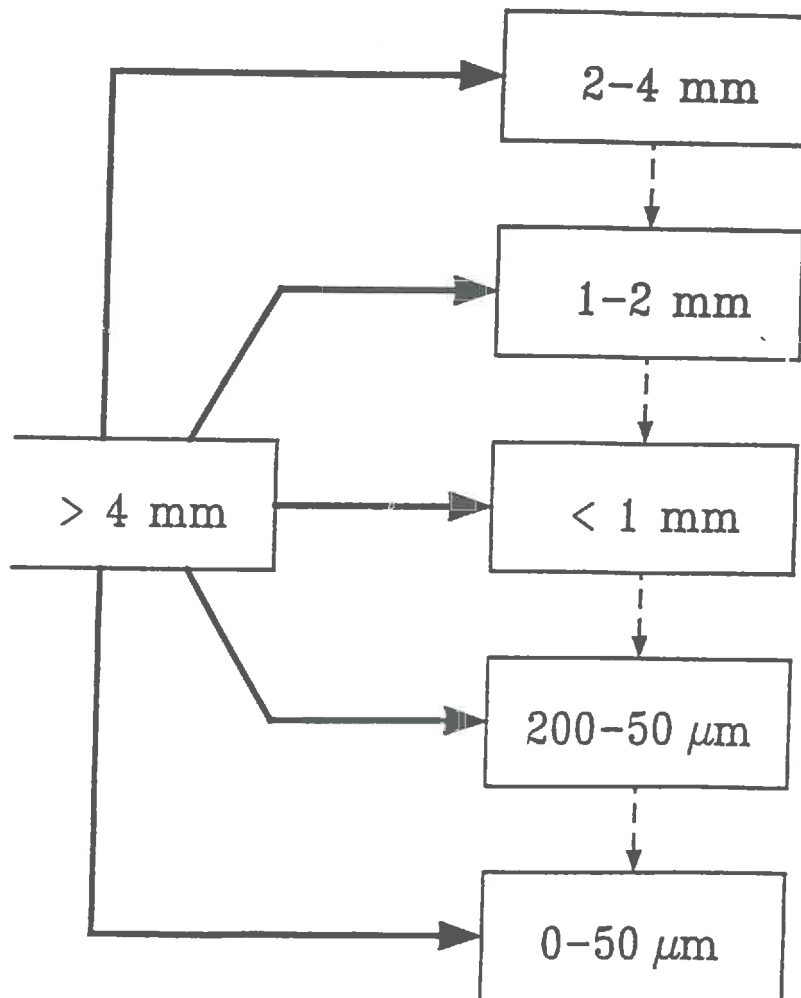


Figure 35: Modèles de fractionnement physique de brins grossiers de paille de blé.

A - chaque classe de taille alimente principalement la classe de taille immédiatement inférieure

B - un brin grossier alimente simultanément plusieurs classes de taille inférieure

→ flux principal

--> flux intermédiaire

vitesse de fractionnement pratiquement équivalentes pour les classes >4, 4-2 et 2-1mm jusqu'au moment où il ne reste plus beaucoup de carbone dans la classe >4 mm (figure 36).

Evolution de la teneur en azote

Nous avons vu que la teneur en azote du résidu augmentait au cours du temps en fonction du degré d'avancement de la décomposition (cf. figure 32). L'analyse de la teneur en azote des différentes fractions granulométriques nous permet de décrire que la teneur globale du résidu entier est :

$$[N] = \frac{MS_{>4} \cdot [N_{>4}] + MS_{2-4} \cdot [N_{2-4}] + MS_{1-2} \cdot [N_{1-2}] + MS_{<1} \cdot [N_{<1}]}{MS}$$

avec: N = teneur en azote (%)
MS = matière sèche (kg/ha)

L'augmentation de la teneur en N d'un résidu résulte donc à la fois de la diminution progressive de la matière sèche des classes à teneur en N faible et de l'augmentation de la teneur en N de chaque classe au cours du temps. Cette augmentation de la teneur en N correspond à la colonisation des résidus par la biomasse microbienne à C/N beaucoup plus bas. Le C/N moyen de la biomasse au cours de la décomposition de paille de blé, estimé à l'aide de traceurs ^{13}C et ^{15}N est voisin de 8 (Robin, à paraître). Cette colonisation est mise en évidence également dans notre traitement R2P recevant des apports ^{15}N (cf. figure 19). Ceci conduit donc à une baisse très forte du C/N des résidus au cours du temps pour les brins les plus grossiers (exemple traitement R2P, annexe figure 7bis).

Fractionnement et évolution biochimique

Nous avons observé que les brins 1-2 mm et <1 mm se distinguent très nettement du point de vue biochimique des brins >2 mm. Plus un brin est de petite taille, plus il est riche en azote et en fraction soluble et pauvre en cellulose. La richesse relative en azote, la diminution de la cellulose au profit de la fraction soluble sont des indicateurs de l'utilisation du substrat et de sa colonisation par les décomposeurs. Ceci nous laisse penser que les transformations biochimiques et le fractionnement physique sont bien des processus simultanés.

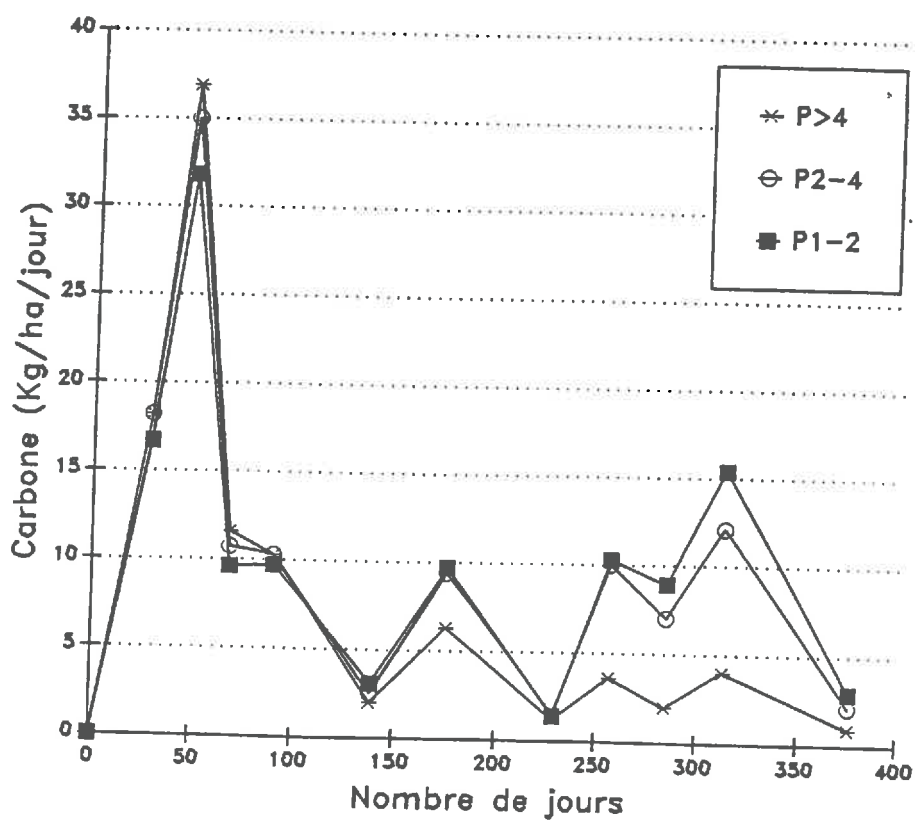
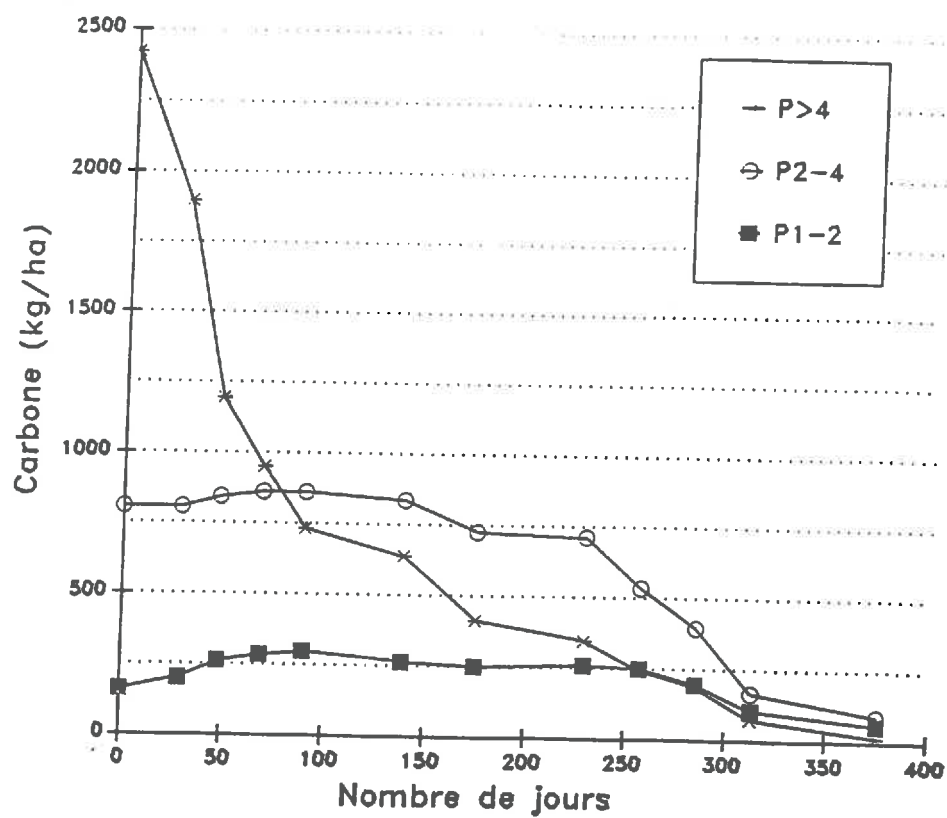


Figure 36: Evolution des quantités de carbone (A) et vitesse de fractionnement (B) du résidu du traitement R2P Parcelle

Légende: P>4 : résidu supérieur à 4 mm
 P2-4 : résidu entre 2 et 4 mm
 P1-2 : résidu entre 1 et 2 mm

En conclusion, nous avons observé que la décomposition est accompagnée d'un fractionnement physique de brins initialement assez grossiers conduisant à des brins, d'autant plus transformés d'un point de vue chimique qu'ils sont de petite taille. Pour une taille de brins donnée, un changement qualitatif des résidus se produit au cours du temps et ainsi les caractéristiques chimiques de l'ensemble des classes de taille évoluent au cours de la décomposition. Les brins de paille d'une taille donnée, y compris les brins les plus grossiers subissent donc une décomposition indépendamment d'un fractionnement physique. On observe une augmentation lente et irréversible de la teneur en azote et une diminution de la teneur en cellulose.. Ceci amène à envisager un schéma de décomposition plus complexe que ceux que nous avons proposé (figure 35).

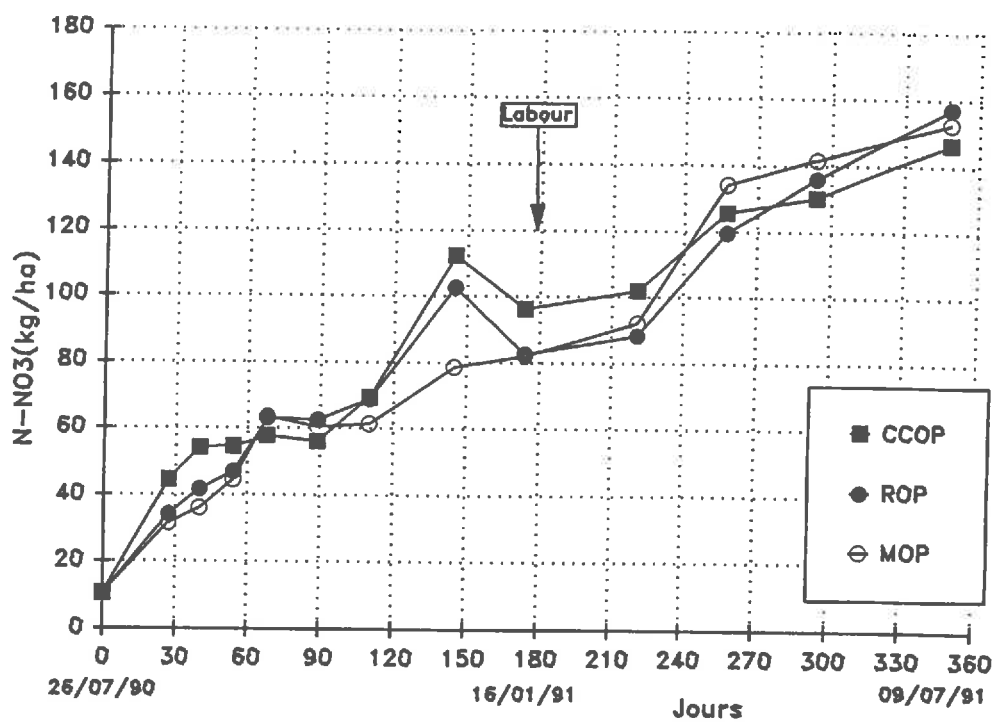


Figure 37: Evolution des quantités d'azote minéral dans la couche 0-150 cm du sol mesurées pour les traitements CCOP, ROP et MOP au cours de l'essai 1990-91

III EVOLUTION DE L'AZOTE MINERAL EN SOL NU, EN PRESENCE OU NON DE PAILLE

Nous avons caractérisé l'évolution de l'azote minéral du sol au cours de la décomposition de la paille en sol nu pendant une année complète et ceci sur deux études successives. Ceci nous permet d'évaluer l'intensité de la minéralisation d'azote dans le sol, en présence ou en absence d'azote.

1. EVOLUTION DE L'AZOTE MINERAL

1.1. Essai 1990-1991

Les résultats acquis au cours de la première campagne d'étude montrent une variabilité assez importante des mesures d'azote minéral. Les coefficients moyens de variation sur l'ensemble du profil de 1,5 m et à toutes les dates sont respectivement de 16, 25, 21 % pour les traitements ayant reçu de la paille, CCP, RP et MP, alors que ceux pour les traitements sans paille sont plus faibles et représentent respectivement 13, 14 et 19 % pour CCOP, ROP et MOP. L'azote minéral mesuré dans le profil du sol est essentiellement sous forme de nitrate. Ceci signifie que l'azote, une fois minéralisé, est très rapidement nitrifié. Par conséquent, les profils d'azote minéral présentés ici concernent uniquement l'azote nitrique. Ceci évite de prendre en compte l'azote ammoniacal dans les horizons profonds dont la signification n'est pas toujours parfaitement établie.

1.1.1. Effet du travail du sol

Il n'y a pas de différence significative entre les quantités d'azote minéral mesurées dans les traitements sans apport de paille (CCOP, ROP et MOP), et ce, pour toutes les dates de prélèvement (analyse de variance, non montrée). Cependant un écart tend à apparaître entre le traitement MOP et les deux autres (figure 37). Le travail du sol pourrait provoquer une légère augmentation de la minéralisation d'azote de l'ordre de 10 kg N ha^{-1} . Néanmoins, la comparaison des traitements "Mulch" (pas de travail du sol) et "Rotavator" montre que la différence de minéralisation, si elle existe, est faible. La figure 38 montre l'évolution des profils d'azote minéral entre le jour 110 (13 Novembre 1990) et 175 (16 Janvier 1991). On observe que les profils sont très voisins sur les deux traitements, indiquant que les processus de transfert de nitrate et de minéralisation sont très

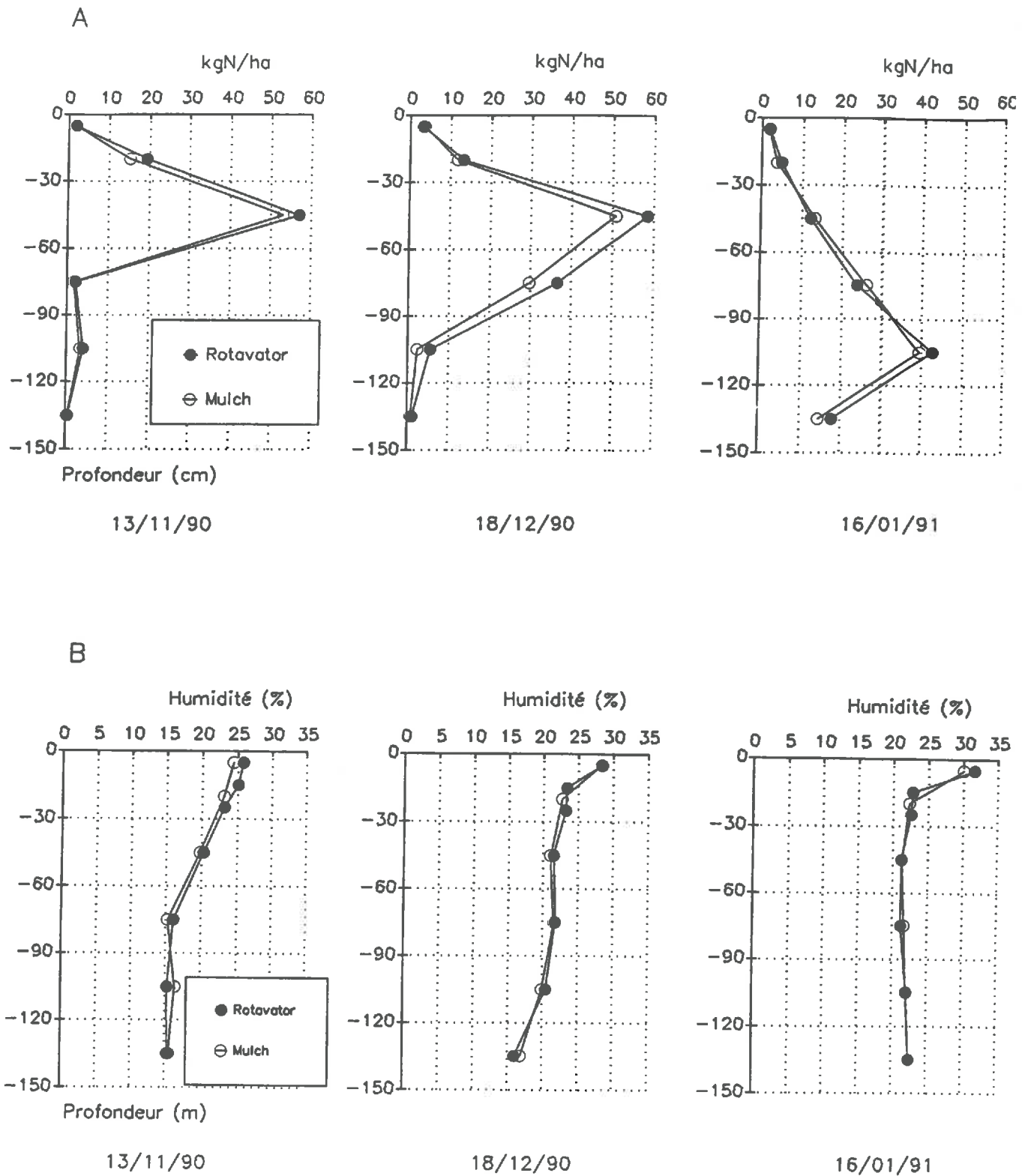


Figure 38: Profils d'azote minéral (A) et d'humidité massique du sol (B) mesurés entre le 13 Novembre 1990 et le 16 Janvier 1991 sur les parcelles sans restitution de paille avec travail profond du sol (ROP) ou sans travail du sol (MOP)

comparables. Les différences éventuelles de minéralisation ne sont attribuables ni à des différences de température du sol, ni à des différences d'humidité (annexe figure 8 et 9).

Au cours des 90 premiers jours environ (13/11/90), l'humidité massique du sol fluctue entre un minimum de 7 % (en % de terre sèche) et un maximum de 18 % (annexe figure 8). A la suite de l' arrivée de pluies importantes à la fin d'Octobre, l'humidité du sol augmente dans les trois traitements, atteignant 23 à 26 % au 7 Novembre. Les quantités d'azote minéral présentes dans le sol augmentent régulièrement au cours du temps jusqu'au 18/12/90 (figure 37): à cette date (145^{ème} jour), elles atteignent respectivement 112, 103 et 79 kg N ha⁻¹ pour les traitements CCOP, ROP et MOP (non significativement différentes). On observe ensuite (entre le 18/12/90 et le 16/01/91) une décroissance des quantités d'azote mesurées dans deux des trois traitements. Les quantités d'azote perdues calculées par différence, sont de 16 et 20 kg N ha⁻¹ pour CCOP et ROP. Les profils hydriques mesurés (figure 38B et annexe 10) indiquent que l'horizon 120-150 cm n'était pas encore réhumecté à la date du 18/12/90 et qu'il l'était au 16/01/91. Il est probable que les diminutions d'azote minéral observées dans le profil entre ces deux dates correspondent effectivement à des pertes par lixiviation de nitrate. Après le labour (25/01/91), la vitesse d'accumulation de l'azote minéral du sol est semblable pour les trois traitements. La minéralisation est très probablement identique sur les trois traitements (figure 37). L'azote minéral produit dans le sol augmente rapidement, surtout en Mars-Avril. Au bout de 348 jours, les quantités d'azote minéral mesurées sur 1.5 m de profondeur ne sont pas significativement différentes: la quantité moyenne est de 152 kg N ha⁻¹. La minéralisation nette observée sur un an a donc été au minimum de 142 kg N ha⁻¹.

1.1.2. Effet de la présence de la paille

L'évolution de l'azote minéral contenu dans l'ensemble du profil de 1,5 m des traitements ayant reçu de la paille (moyenne des traitements CCP, RP et MP) et des traitements sans paille (moyenne de traitements CCOP, ROP et MOP) est présentée à la figure 39.

On constate que la présence de paille diminue assez nettement les quantités d'azote minéral sur le profil de sol, comme on pouvait s'y attendre. La diminution observée est en moyenne d'environ de 30 kg N ha⁻¹ dès le jour 65 (02/10/90). Cette différence reste à peu près constante jusqu'au jour 218 (04/03/91), puis augmente à nouveau mais lentement. On

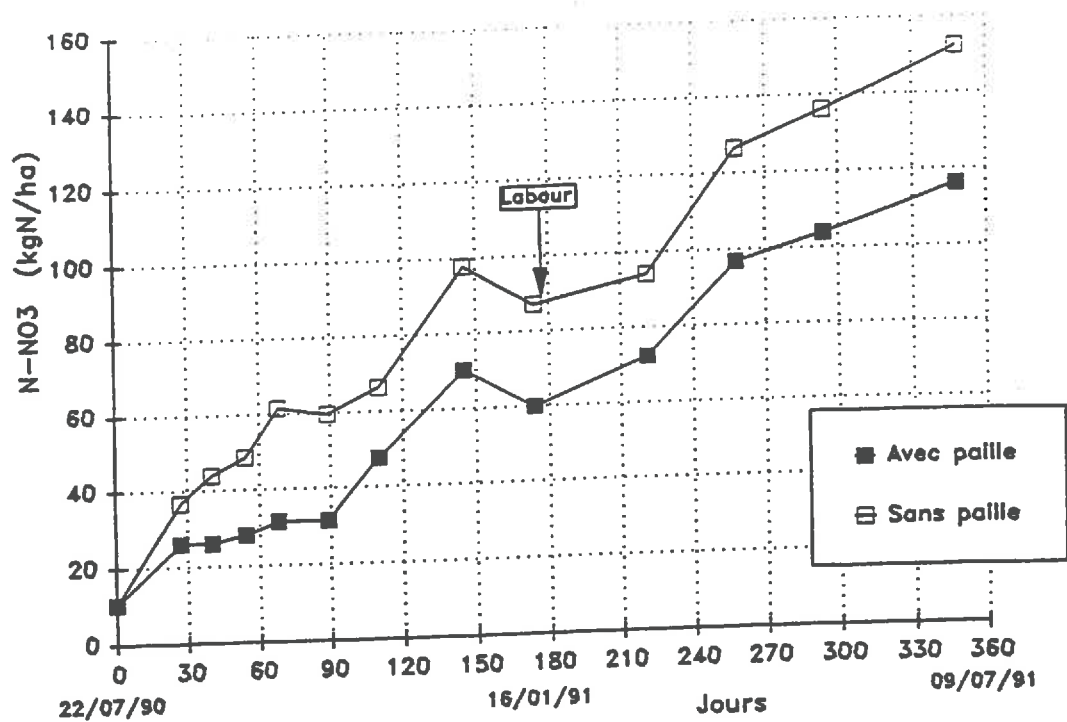


Figure 39: Evolution des quantités d'azote minéral mesurées dans la couche 0-150 cm au cours de l'essai 1990-91. Le traitement "avec paille" est représenté par la moyenne des quantités mesurées sur les traitements CCP, RP et MP. Le traitement sans paille est représenté par la moyenne des 3 traitements ROP, CCOP et MOP.

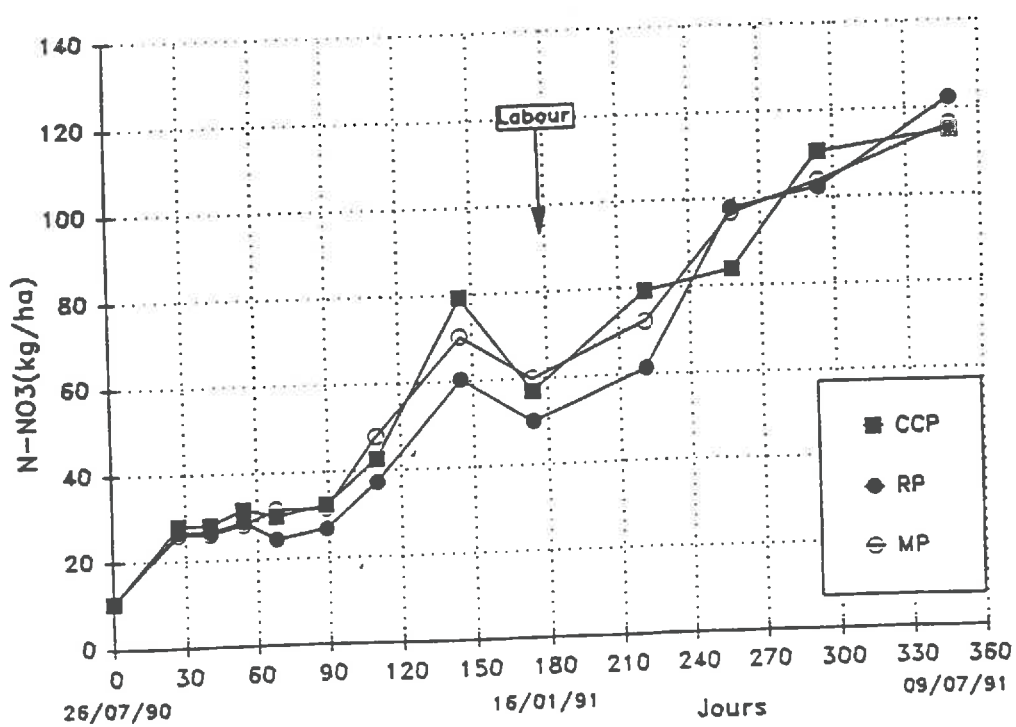


Figure 40: Evolution des quantités d'azote minéral dans la couche 0-150 cm du sol mesurées pour les traitements CCP, RP et MP au cours de l'essai 1990-91

constate également que la réduction de la quantité de nitrate s'effectue dans l'horizon de surface et exclusivement dans la zone d'incorporation de la paille (cf. annexe 11). Bien que la paille ait un effet très substantiel sur la diminution de la quantité de nitrate, sa présence ne suffit pas à éliminer le nitrate, même celui qui est produit en surface pendant la fin de l'été et l'automne.

1.1.3. Effet des modalités d'enfouissement

L'évolution de l'azote minéral pour les trois modalités d'enfouissement de paille (traitements CCP, RP et MP) est présentée à la figure 40. L'analyse de variance montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les quantités d'azote minéral mesurées dans les traitements CCP, RP et MP, et ce, à chacune des dates de prélèvement. On observe cependant un classement des traitements jusqu'au labour: $RP < CCP < MP$. Après 229 jours (04/03/91) les courbes se confondent.

Les résultats que nous avons décrit ci-dessus sont l'analyse globale de l'évolution des quantités d'azote minéral dans le profil de 1,50 m de profondeur. Il est intéressant d'étudier spécifiquement l'évolution de l'azote dans l'horizon d'incorporation des pailles et dans les horizons profonds. L'évolution de l'azote dépend en effet des processus de transformations et de transfert de nitrate, variables selon la profondeur. Nous commenterons deux des six traitements à titre d'exemple: le traitement RP et sa variante sans paille, le traitement ROP. Les résultats permettent de distinguer trois séquences d'observation d'évolution des profils d'azote minéral (figure 41).

- *La première séquence* commence le jour de l'enfouissement de paille jusqu'au 90ème jour (26/07/90 - 23/10/90). **Pendant cette période, les transferts d'eau et de nitrate sont faibles.** On observe d'abord une augmentation des quantités d'azote minéral au cours du mois d'Août dans la couche 0-60 cm, dans les deux traitements. On constate ensuite une légère augmentation des quantités d'azote minéral dans la couche 0-30 cm pour le traitement ROP, la quantité d'azote restant constante pour le traitement RP (figure 41A). L'analyse de variance (non montrée) indique que pendant cette période, les quantités d'azote minéral mesurées dans la zone d'incorporation de paille pour le traitement RP sont significativement inférieures à celles mesurées pour le traitement sans paille (ROP). L'humidité du sol dans le cas du traitement RP est légèrement supérieure à celle mesurée pour le traitement ROP (annexe figure 10).

La deuxième séquence d'observation se situe entre le 90ème et 174ème jour (23/10/90 et 16/01/91). Cette séquence se caractérise à la fois par une minéralisation

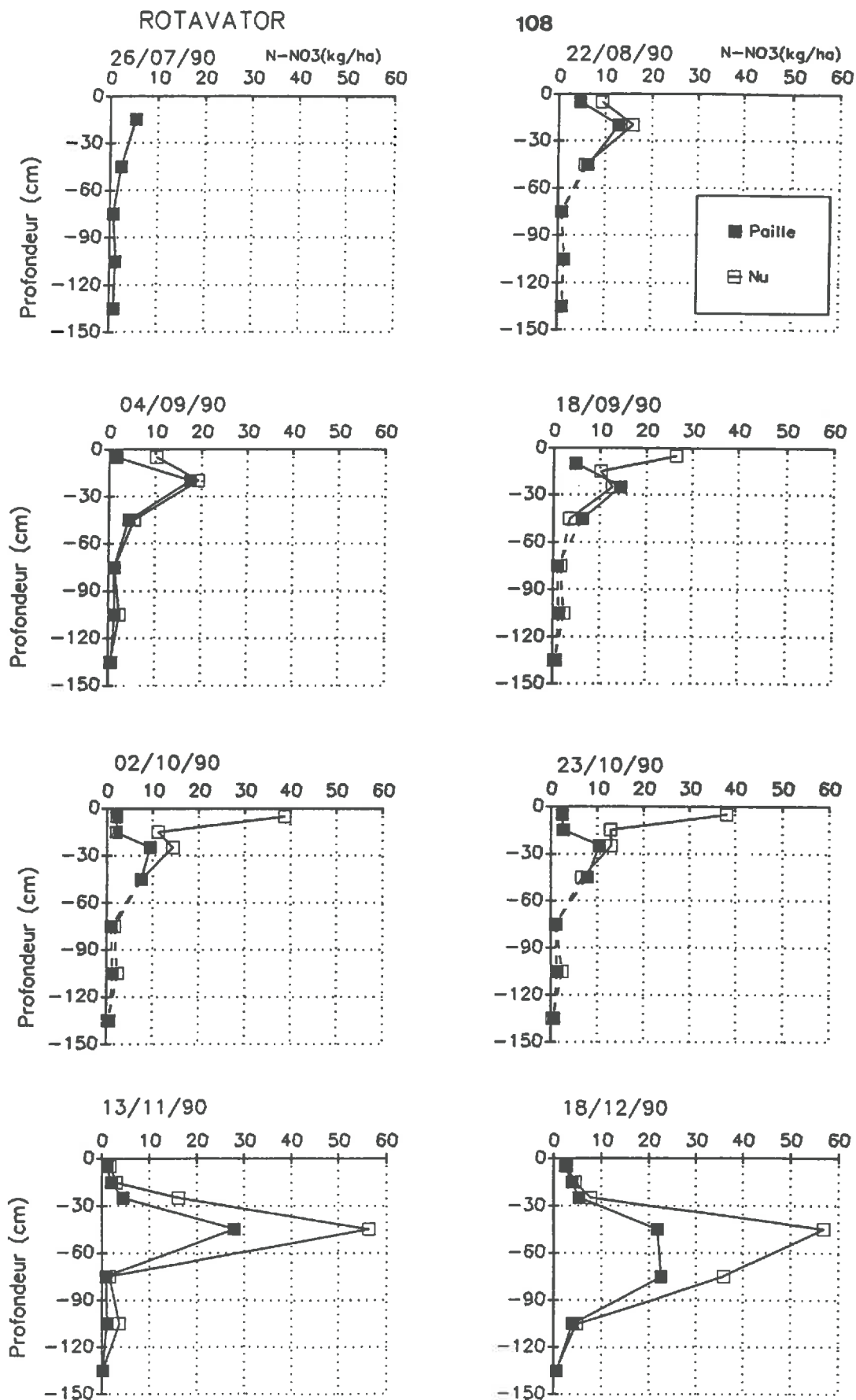


Figure 41A: Profils d'azote minéral obtenus sur 0-150 cm pour le traitement Rotavator (travail profond du sol) avec paille (RP) et sans paille (ROP). 1^{ère} séquence du 26/07/90 au 18/12/90

ROTAVATOR

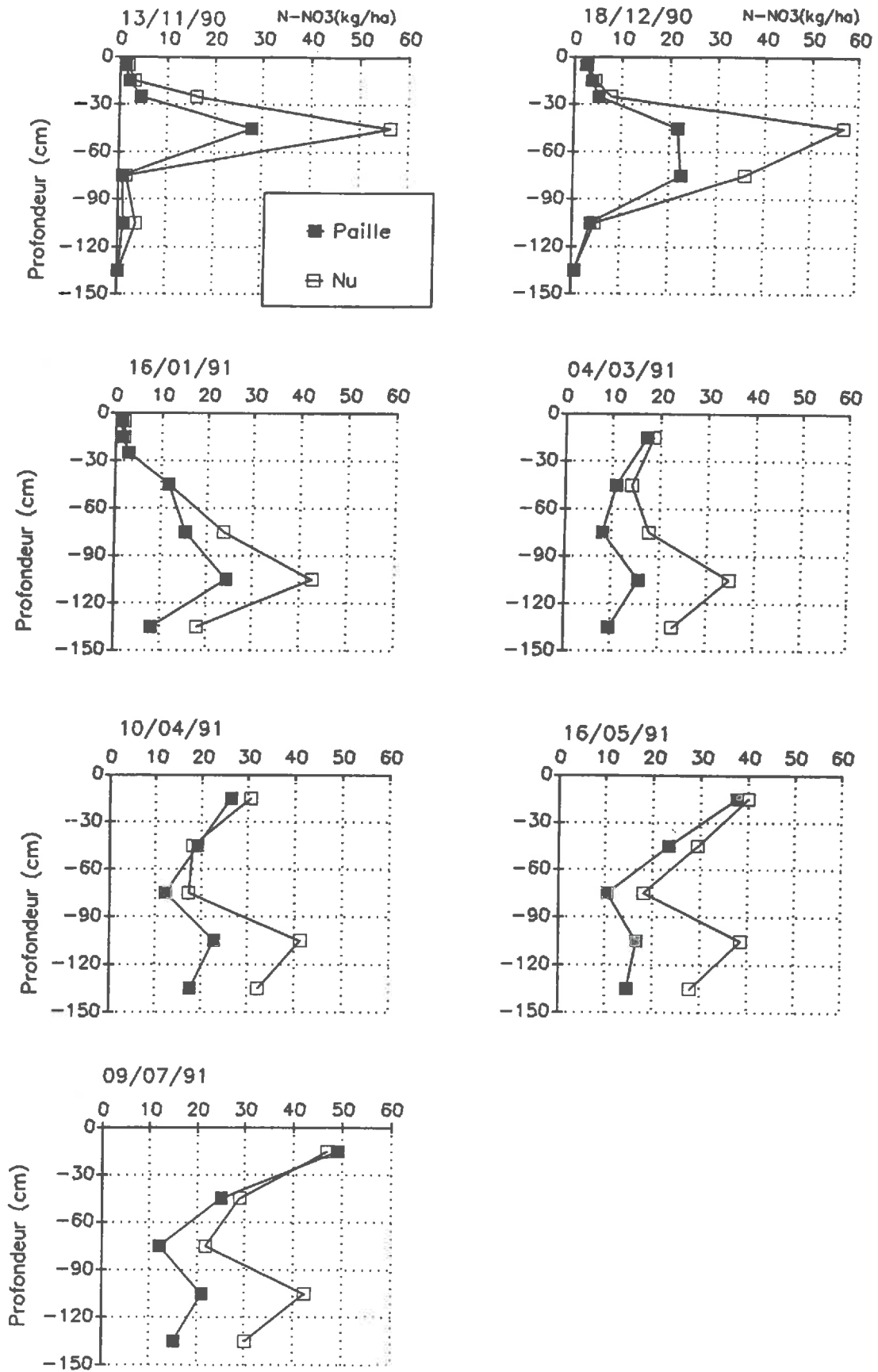


Figure 41B: Profils d'azote minéral obtenus sur 0-150 cm pour le traitement Rotavator (travail profond du sol) avec paille (RP) et sans paille (ROP) 2^{ème} séquence du 13/11/90 au 9/7/91

d'azote et un transfert de nitrate vers dans les horizons plus profonds (figure 41A). Au 13 Novembre 90, les quantités d'azote minéral présentes dans l'horizon 30 - 60 cm du traitement RP sont significativement inférieures à celles du traitement ROP. L'horizon de surface est alors pauvre en azote minéral. Ceci résulte de l'entraînement rapide de l'azote minéral produit en surface sous l'effet de la pluie (88 mm de pluie efficace entre le 23 Octobre et 13 Novembre).

Les profils d'azote réalisés au 18/12/90 (145^{ème} jour) et au 16/01/91 montrent que le transfert et la minéralisation d'azote se sont poursuivis activement pendant les mois de Novembre, Décembre et Janvier. Au 16/01/91, on observe une diminution des quantités d'azote minéral sur l'ensemble du profil. On peut estimer qu'environ 4 à 15 kg N-NO₃ ha⁻¹ ont migré en dessous de 1,5 m de profondeur.

La troisième séquence d'observation se déroule au delà du 174^{ème} jour (16/01/91). Le labour et l'enfouissement de la paille restant en surface ont été effectués au 183^{ème} jour (25/01/91) pour tous les traitements. **Cette séquence se caractérise par une minéralisation nette assez élevée et d'assez faibles transferts de nitrate** (figure 41B). L'augmentation des quantités d'azote minéral produit en surface peut être reliée aux conditions de température qui deviennent de plus en plus favorables. L'humidité du sol est proche de l'optimum.

Dans le cas des traitements Cover crop (CCP et CCOP), l'évolution des profils d'azote minéral présente les mêmes tendances générales que pour les traitements Rotavator (RP et ROP). Par contre, les traitements Mulch (MP et MOP) se comportent un peu différemment (annexe figure 12). Les différences entre "MP" (avec paille) et "MOP" (sans paille) sont nettement plus faibles jusqu'au jour 174 (16/01/91). Après le labour (25/01/91), l'écart entre ces deux traitements (MP et MOP) devient supérieur à celui des traitement Rotavator et Cover crop (annexe figure 13).

1.2. Essai 1991-92

Au cours de la deuxième campagne d'étude, nous avons conduit les mêmes traitements que ceux de la première année. Les tendances générales obtenues au cours de la deuxième campagne d'étude sont à peu près identiques à celles de la première année. La répétabilité des mesures de quantités d'azote minéral est un peu moins bonne que celle de la première année. Les coefficients moyens de variation sur l'ensemble des profils et à toutes les dates sont respectivement de 26, 19, et 20 % pour les traitements ayant reçu de

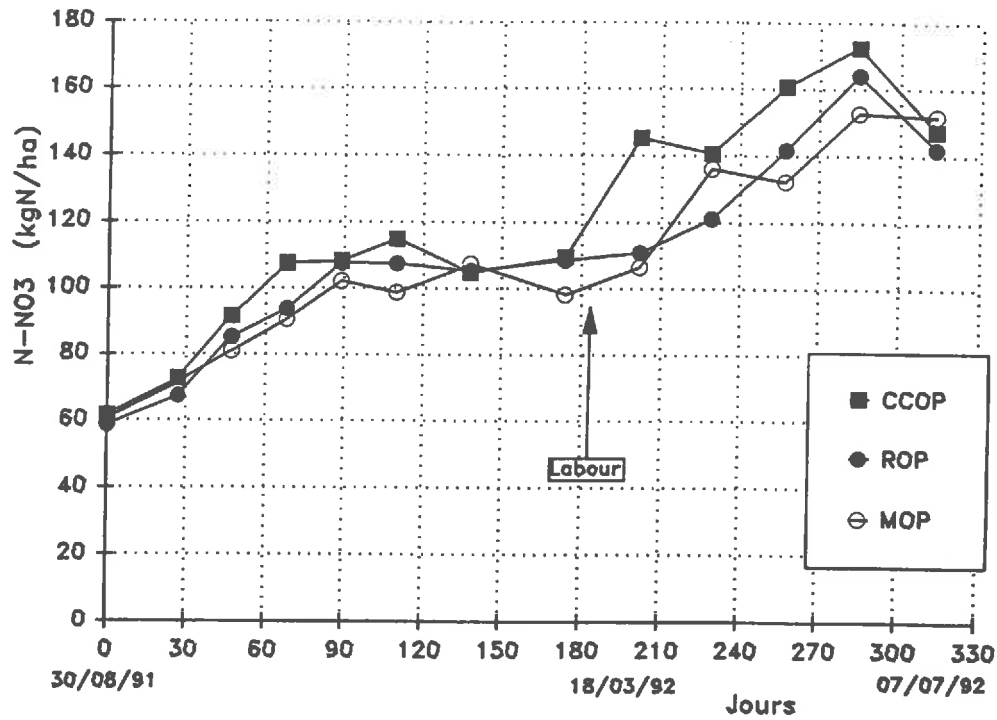


Figure 42: Evolution des quantités d'azote minéral dans la couche 0-150 cm du sol mesurées pour les traitements CCOP, ROP et MOP au cours de l'essai 1991-92

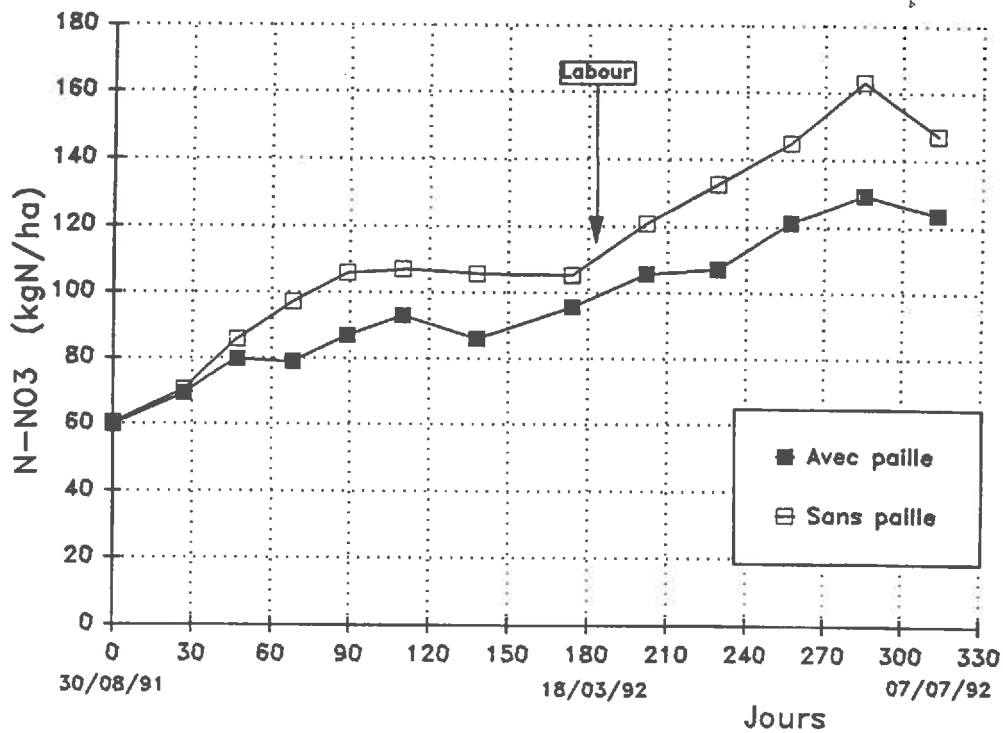


Figure 43: Evolution des quantités d'azote minéral mesurées dans la couche 0-150 cm au cours de l'essai 1991-92. Le traitement "avec paille" est représenté par la moyenne des quantités mesurées sur les traitements CCP, RP et MP. Le traitement sans paille est représenté par la moyenne des 3 traitements ROP, CCOP et MOP.

la paille (CCP, RP et MP), tandis que ceux des traitements sans paille (CCOP, ROP et MOP) sont un peu plus faibles (20, 17 et 18 %).

1.2.1. Effet du travail du sol

L'évolution des quantités d'azote minéral sur l'ensemble du profil de 1.5 m pour les traitements sans paille (CCOP, ROP et MOP) est indiquée à la figure 42.

L'analyse de variance effectuée à chaque date a indiquée qu'il n'y avait pas de différence significative entre les quantités d'azote mesurées dans les traitements CCOP, ROP et MOP (non montrée). On observe cependant une tendance: les quantités d'azote minéral présentes dans les traitements "Cover-crop" et "Rotavator" sont souvent supérieures à celles du traitement "Mulch" (aucun travail du sol) jusqu'au 17/12/91 (110ème jour): à cette date, les quantités d'azote minéral observées sont respectivement de 115, 110 et 100 kg ha⁻¹ pour CCOP, ROP et MOP. Ces différences ne sont pas attribuables à des différences d'humidité du sol (annexe figure 13). Au 14/01/92 (145ème jour) on observe une décroissance de la quantité d'azote minéral dans le seul cas du traitement Cover crop (CCOP). Les quantités d'azote minéral qui ont migré en dessous de la profondeur de prélèvement, calculées par différence, représentent 5 kg Nha⁻¹. Les profils hydriques (annexe figure 14-14bis) montrent que l'horizon 120-150 cm n'était pas encore réhumecté à la date du 17/12/91 et qu'il l'était au 14/01/92. A partir de cette date, on observe à nouveau une minéralisation d'azote assez importante dans tous les traitements, surtout entre Mars et Mai 92. Les quantités d'azote diminuent en Juin 92, sans doute en raison de pertes par lixiviation de nitrate. Au bout de 284 jours (10/06/92), les quantités d'azote minéral accumulées dans le sol sont en moyenne de 160 kg ha⁻¹ sur 1,50 m.

1.2.2. Effet de la présence de la paille

La figure 43 montre l'évolution des quantités d'azote minéral dans l'ensemble du profil de 1.5 m, pour les traitements ayant reçu de la paille (moyenne des traitements CCP, RP et MP) et pour les traitements sans paille (moyenne des traitements CCOP, ROP et MOP).

Durant cette deuxième année, on constate également que la présence de paille diminue les quantités d'azote minéral dans le profil du sol. La diminution observée est en moyenne de 20 kg N ha⁻¹ au jour 67 (05/11/91). Cette différence reste à peu près stable jusqu'au jour 140 (14/01/91), puis diminue après. Il est probable que cette diminution soit

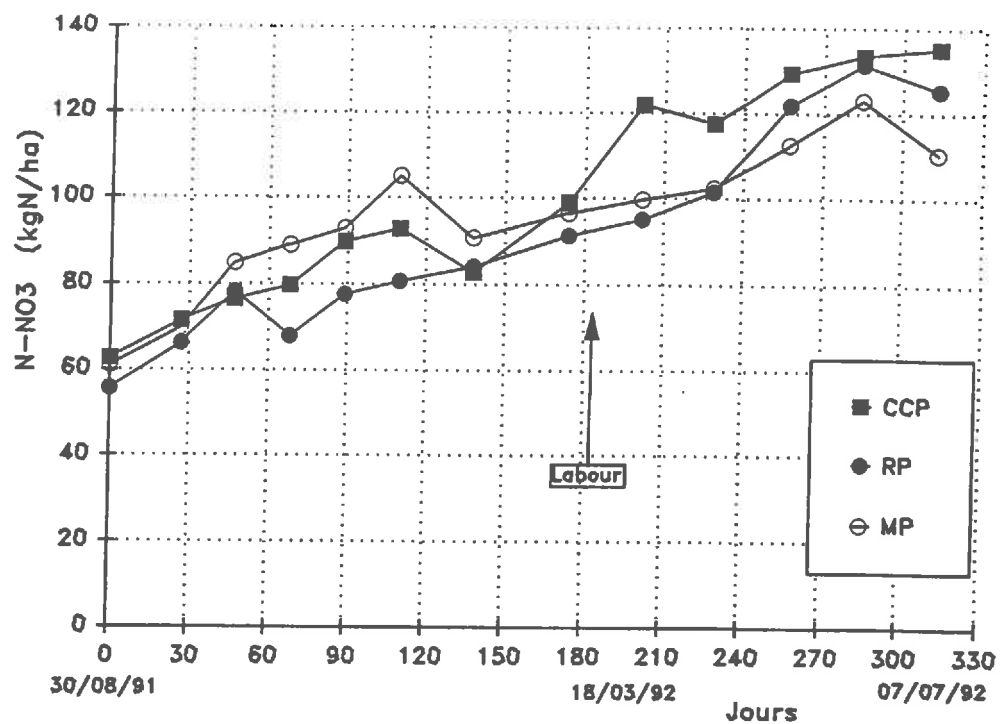


Figure 44: Evolution des quantités d'azote minéral dans la couche 0-150 cm du sol mesurées pour les traitements CCP, RP et MP au cours de l'essai 1991-92

due à l'entraînement de l'azote suite à un drainage de l'eau. Après le 18/03/92 (200ème jour), la différence entre les traitements avec et sans paille augmente à nouveau mais lentement.

1.2.3. Effet des modalités d'enfouissement

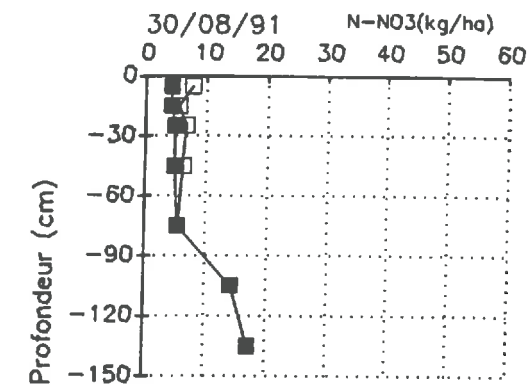
L'évolution de l'azote minéral pour les trois modalités d'incorporation de paille (traitements CCP, RP et MP) est indiquée à la figure 44. L'analyse de variance montre qu'il n'y a pas de différences significatives entre les quantités d'azote minéral mesurées dans ces trois traitements, et ce, à toutes les dates de prélèvement. Cependant, on observe un classement des traitements jusqu'au jour 137 (14/01/92): $RP < CCP < MP$. A partir de cette date, on retrouve plus d'azote minéral pour le traitement CCP que pour les deux autres (figure 44). L'accumulation d'azote minéral dans les traitements RP et MP est à peu près identique jusqu'à la fin de l'essai.

Au cours de cette deuxième campagne d'étude, nous avons également étudié l'évolution de l'azote dans l'horizon d'enfouissement de la paille et dans les horizons profonds. Les résultats montrent également trois séquences, le traitement Rotavator (RP et ROP) étant pris comme exemple.

La première séquence se manifeste entre le jour de l'incorporation de paille jusqu'au 67ème jour (29/08/91 et 5/11/91). Les transferts d'eau et de nitrate sont faibles. L'analyse de variance montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les traitements RP et ROP, durant les 27 premiers jours (figure 45A), bien que les températures soient assez favorables à l'organisation d'azote. Ceci est probablement dû au dessèchement du sol: l'humidité du sol en surface varie entre 4 % et 7 % (annexe figure 13). Par contre, on observe un décalage entre ces deux traitements après le 25/09/91. La quantité d'azote mesurée dans la zone d'enfouissement de la paille pour le traitement RP est significativement inférieure à celle mesurée pour le traitement ROP. Au 67ème jour (5/11/91), les quantités d'azote minéral présentes sur 0-30 cm (seule zone affecté par les résidus) sont respectivement de 21 et 51 kg ha⁻¹ pour les traitements RP et ROP.

La deuxième séquence couvre la période comprise entre le 67ème et le 173ème jour (05/11/91 au 19/02/92). Cette période se caractérise par une minéralisation d'azote assez importante même en présence de paille (figure 45A). Cette minéralisation peut être liée à l'augmentation importante de l'humidité du sol qui passe de 12 % à 20 % en moyenne. A la suite de l'arrivée de pluies importantes, l'azote minéralisé en surface est entraîné très rapidement vers les horizons plus profonds. Les mesures réalisées au 89ème jour

ROTAVATOR



116

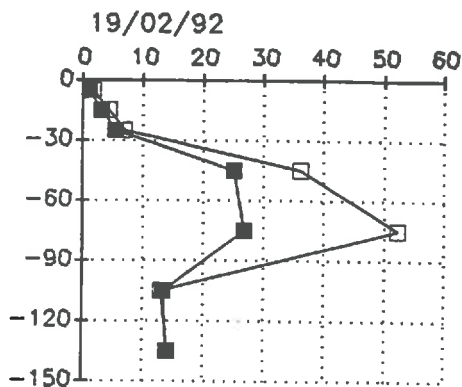
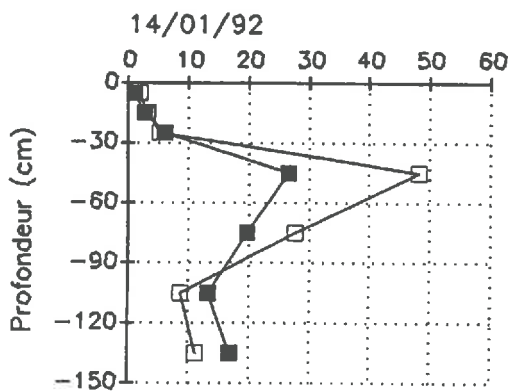
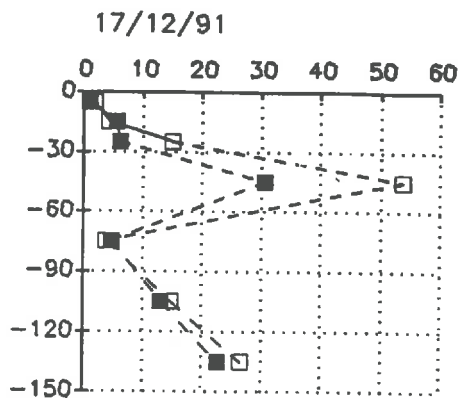
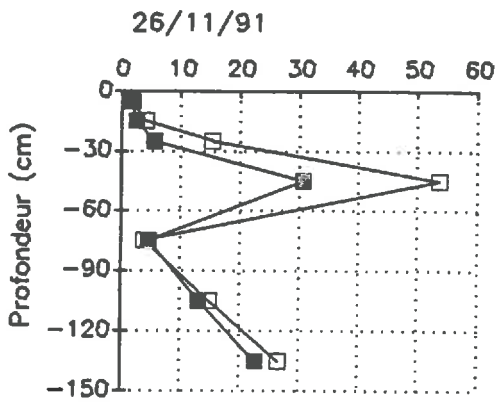
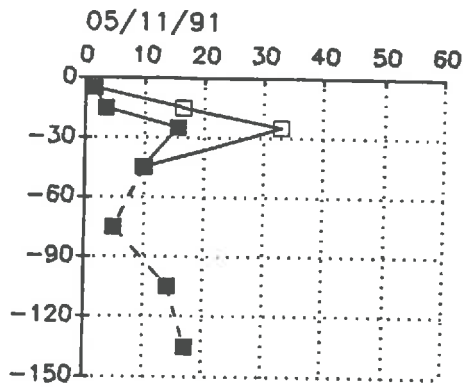
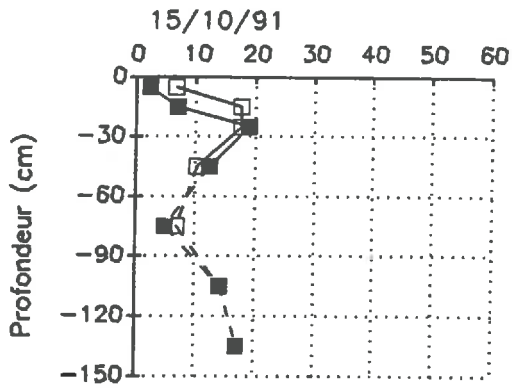
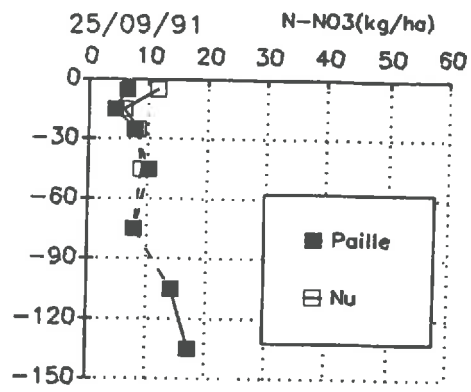


Figure 45A: Profils d'azote minéral obtenus sur 0-150 cm pour le traitement Rotavator (travail profond du sol) avec paille (RP) et sans paille (ROP).
1^{ère} séquence du 30/8/91 au 18/2/92

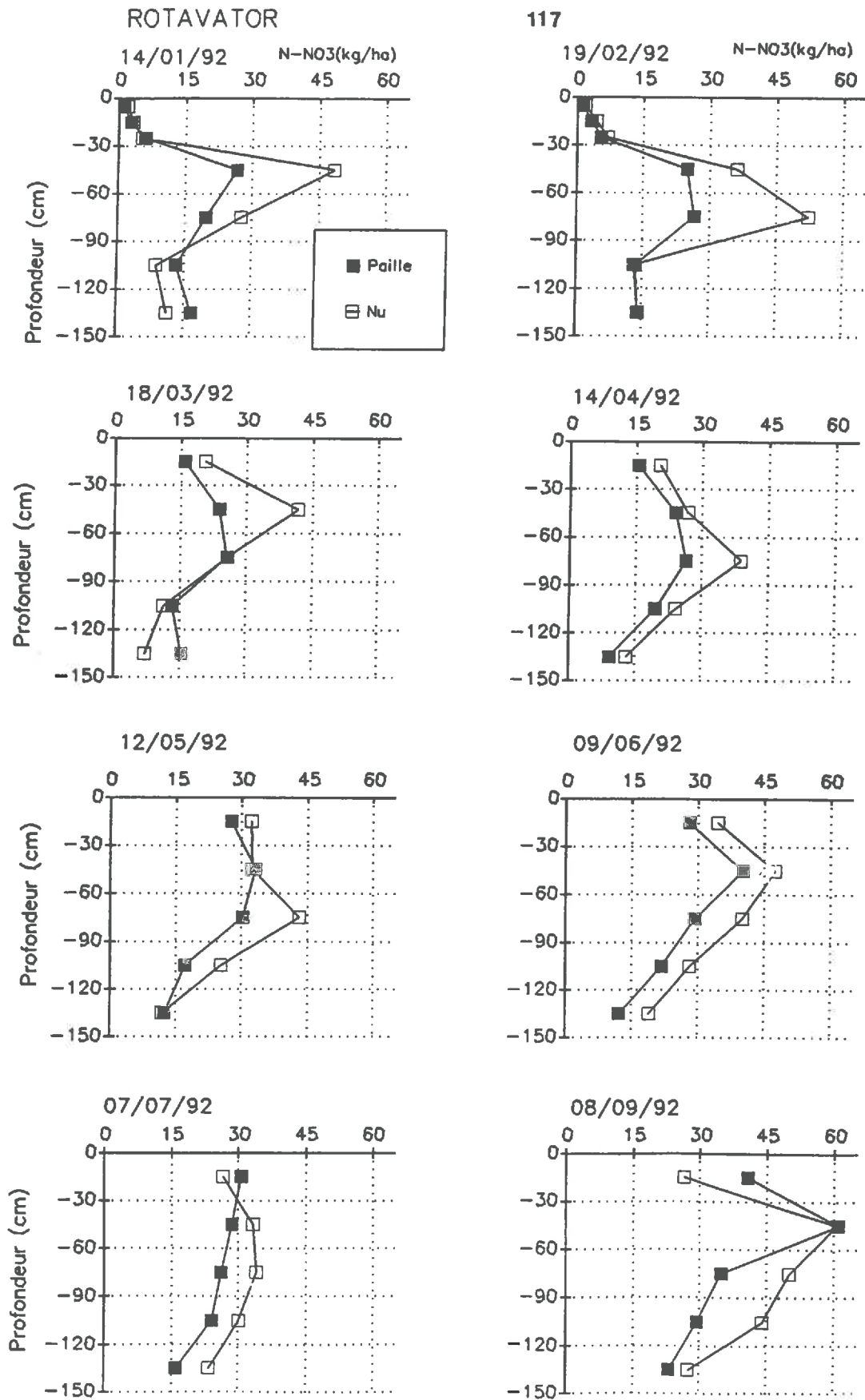


Figure 45B: Profils d'azote minéral obtenus sur 0-150 cm pour le traitement Rotavator (travail profond du sol) avec paille (RP) et sans paille (ROP) 2^{ème} séquence du 14/1/92 au 8/9/92

(26/11/91) montrent que des grandes quantités d'azote sont situées dans l'horizon 30-60 cm, alors qu'il reste peu d'azote en surface. Les horizons profonds se réhumectent régulièrement au cours du temps (annexe figure 14) et la migration d'azote se poursuit. Au 19/02/92, on observe une quantité importante d'azote présente dans l'horizon 60-90 cm. Les profils hydriques effectués à cette même période montrent que l'humidité de cet horizon a atteint la capacité au champ.

La troisième séquence est observée au delà du 200ème jour (19/02/92). Le labour et l'enfouissement de paille restant en surface sont effectués au 185ème jour (03/03/92) sur tous les traitements. Pendant cette période, on observe une minéralisation nette assez élevée et des transferts de nitrate moins importants (figure 45B). L'augmentation des quantités d'azote minéral produit en surface est attribuable à l'augmentation de la température et de l'humidité du sol qui deviennent plus favorables à l'activité microbienne.

Cette évolution générale est identique à celle observée pour le traitement Cover crop (CCP et CCOP) (annexe figure 15 et 15bis). L'évolution de l'azote dans le traitement Mulch (MP et MOP) est très différente. Pendant les 175 premiers jours, l'écart entre MP et MOP est très faible. Après le labour, 03/03/92 (185ème jour), cette différence augmente fortement (annexe figure 16 et 16bis).

2. EVALUATION DE LA MINERALISATION D'AZOTE

L'évolution de l'azote minéral que nous avons observée représente le résultat de la minéralisation nette d'azote et de la lixiviation du nitrate. Nous n'avons pas observé de diminution du nitrate en surface sans augmentation corrélative en profondeur, ce qui nous fait penser que la dénitrification a été un processus négligeable. La minéralisation nette peut être évaluée par le calcul suivant. Sur l'intervalle $\Delta t = (t_2 - t_1)$:

$$N \text{ minéralisé} = N_2 - N_1 + N \text{ lixivié } (\Delta t) \quad (1)$$

N_2 étant la quantité de N-NO₃ dans le profil à t_2 et N_1 étant la quantité de N-NO₃ dans le profil à t_1 .

Pour calculer la lixiviation d'azote durant les périodes de drainage, nous avons calé et utilisé un modèle dérivant de celui proposé par BURNS (1976) (collaboration B. MARY). C'est un modèle d'élution de type chromatographie. Les variables d'entrées sont la

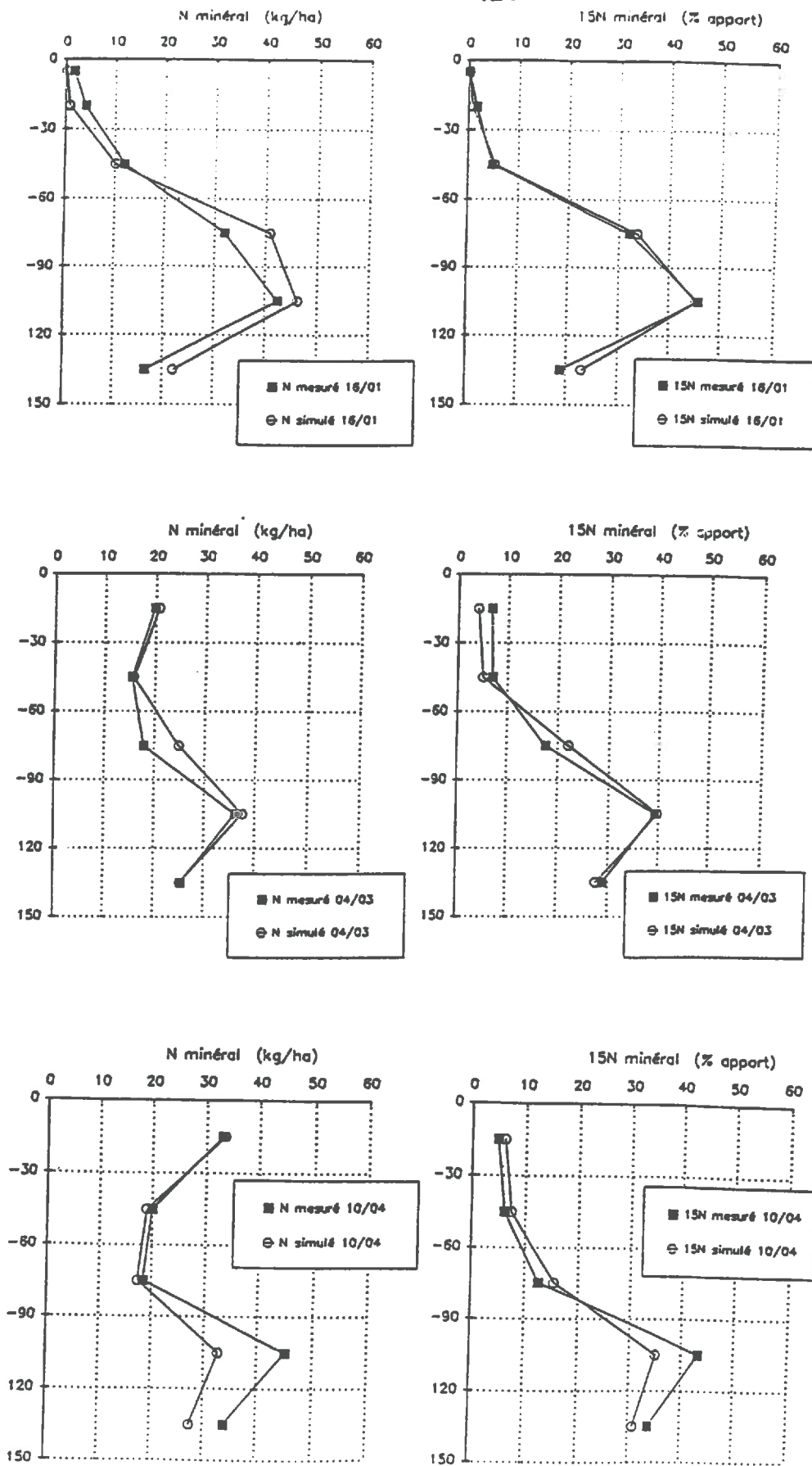


Figure 46: Profils d'azote minéral et d'azote 15 minéral mesurés et simulés par le modèle de Burns au 16/1/91, au 4/3/91 et au 10/4/91

pluie (mm), l'ETP (mm) (valeurs journalières), la quantité de $N-NO_3^-$, l'humidité pondérale et l'humidité à la capacité au champ dans le profil du sol au départ de la simulation. Les variables de sortie sont: le volume d'eau drainée, sa concentration en NO_3^- , la quantité d'azote lessivé, le nouveau profil d'azote minéral du sol en fin de simulation.

Nous avons adjoint au modèle une fonction "minéralisation d'azote en surface", pour simuler les transferts d'azote récemment minéralisé. Les profils simulés peuvent être ajustés aux profils observés en ajustant le paramètre vitesse de minéralisation. Cette méthode nous donne une estimation de la vitesse de minéralisation pendant les périodes de transfert. Le calcul de la minéralisation cumulée peut aussi s'écrire:

$$N \text{ minéralisé } (t_2) = N \text{ minéralisé } (t_1) + N \text{ minéralisé } (\Delta t) \quad (2)$$

Dans le souci d'obtenir une bonne d'estimation, nous avons pris la moyenne des deux méthodes de calcul (1 et 2).

2.1. Calage du modèle

Le modèle de transfert de nitrate a pu être calé en utilisant les mesures de profils de $^{15}NO_3^-$, dans les parcelles sans paille de la campagne 1990-91. Le $^{15}NO_3^-$ apporté évolue en effet essentiellement sous l'effet du transfert du nitrate, surtout à partir du mois de Novembre où il est localisé presque entièrement en dessous de 30 cm. La simulation faite porte sur la période du 17/12/90 au 10/04/91. Pendant cette période, les transferts sont importants. De plus les bilans d'eau sont effectués avec précision, puisque l'évaporation reste faible.

La figure 46 montre les résultats des simulations au 16/01, 04/03 et 10/04/91. Les profils simulés de ^{15}N sont très proches des profils mesurés, ce qui nous donne confiance dans le modèle de transfert. Nous présentons aussi à la figure 46 les résultats des simulation faites sur les profils d'azote (non marqué). La vitesse de minéralisation a été calée sur chaque intervalle, de façon à obtenir le meilleur ajustement entre les profils simulés et observés. On observe également un bon accord entre les simulations et les mesures, un peu moins bon toutefois qu'avec les données ^{15}N . Le modèle prévoit une descente de nitrate un peu moins rapide que celle observée. Cependant, le modèle nous

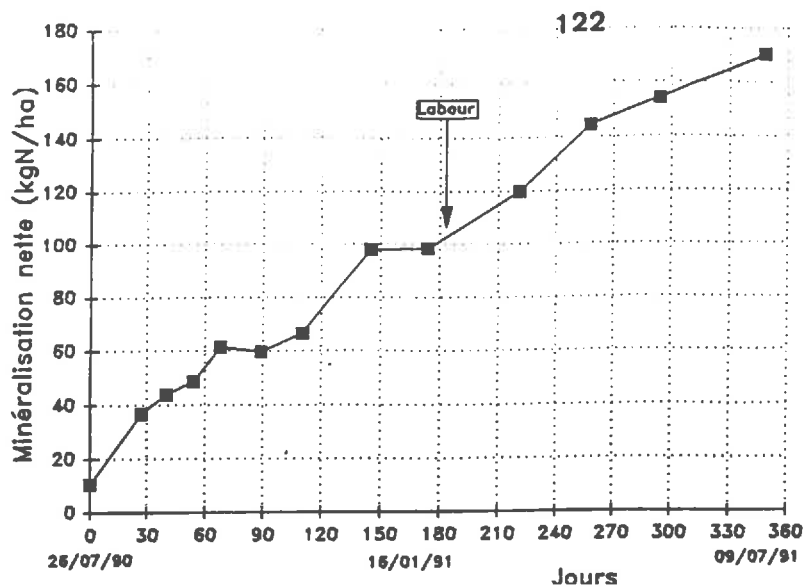


Figure 47: Cinétique de minéralisation nette de l'azote au cours du temps (essai 1990-91). Chaque point représente la moyenne pour les trois traitements sans paille (CCOP, ROP et MOP) La courbe est tracée en utilisant à chaque point la moyenne des valeurs mesurées à t , $t-1$ et $t+1$ (moyenne mobile sur 3 points).

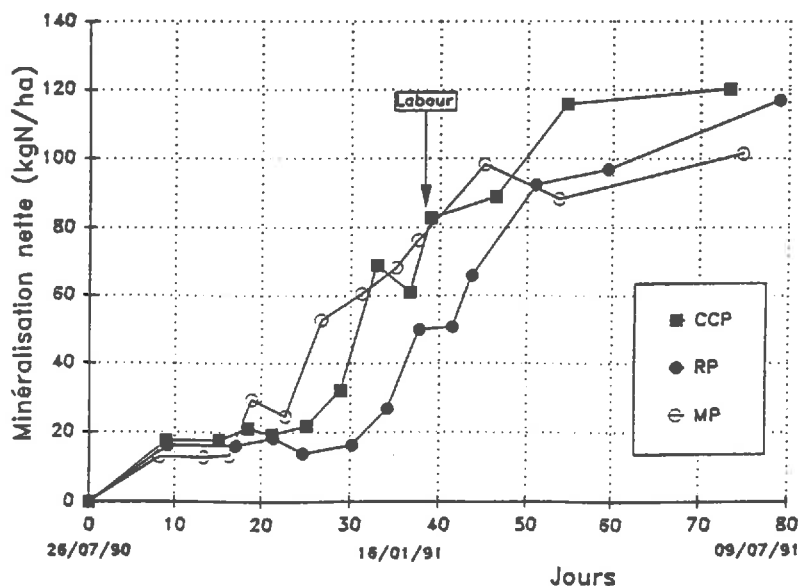
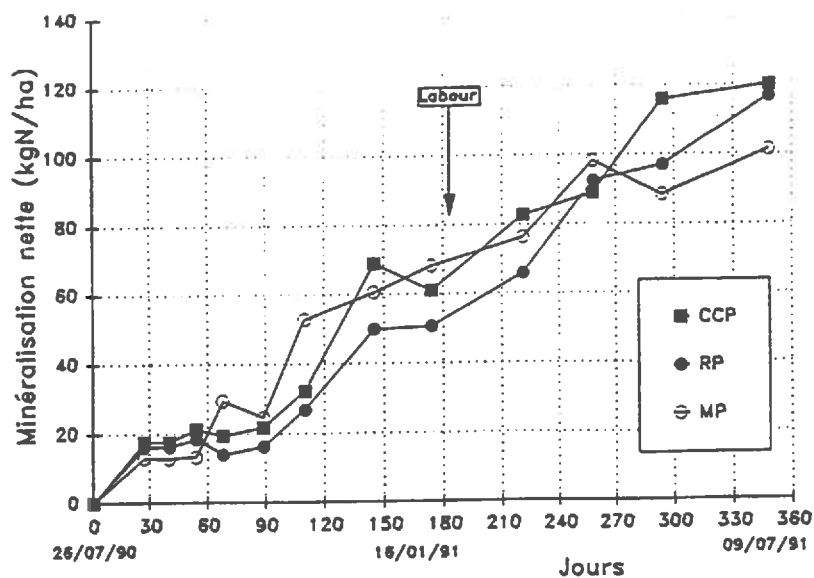


Figure 48: Cinétique de minéralisation nette pour les traitements CCP, RP et MP exprimée au cours du temps de l'essai 1990-91 (A) et en fonction du temps corrigé (B) par le facteur climatique $f(\theta, \psi)$ (jour standard à 25°C et 24% d'humidité)

paraît tout à fait acceptable pour estimer la lixiviation et la minéralisation en période hivernale. Nous l'avons donc appliqué à nos traitements expérimentaux.

2.2. Essai 1990-91

2.2.1. *Traitement sans paille*

Nous avons observé que les quantités d'azote minéral dans les parcelles sans paille n'étaient pas significativement différentes entre traitements. La figure 47 montre la cinétique de minéralisation nette moyenne des traitements sans paille. On constate que la minéralisation d'azote est presque linéaire au cours du temps. La minéralisation commence dès le mois d'Août 1990, avec une vitesse élevée. La vitesse de minéralisation décroît ensuite et s'annule entre Décembre 90 et Janvier 91. Ensuite, on observe à nouveau une minéralisation d'azote, avec une vitesse plus faible qu'au départ. La minéralisation nette moyenne en 345 jours est de 160 kg N ha^{-1} .

2.2.2. *Traitement avec paille*

La minéralisation nette d'azote pour les traitements ayant reçu de la paille est présentée à la figure 48A. On constate que la minéralisation d'azote dans le cas du traitement Rotavator dont les pailles ont été finement broyées et enfouies jusqu'à 18 cm, est inférieure à la minéralisation nette des deux autres traitements. Pour ceux-ci (Cover crop et Mulch), la minéralisation est à peu près identique, avec cependant une tendance: $\text{MP} > \text{CCP}$. Après le labour (25/01/91), la minéralisation dans le traitement Mulch diminue par rapport aux deux autres traitements. Ceci est très net entre Mai et Juillet 91. Les quantités d'azote minéralisées au bout de 345 jours environ varient entre 100 kg ha^{-1} et 120 kg ha^{-1} .

Si on choisit l'abscisse exprimée en jours standards (à 25°C et 24% d'humidité), on constate que les différences sont plus marquées entre traitements (figure 48B) par rapport à l'expression en temps réel. Au cours des 15 premiers jours environ, la minéralisation d'azote pour les trois traitements est identique. Au delà de 17ème jour, la minéralisation dans le cas du traitement Rotavator est significativement inférieure à celle mesurée pour les deux autres. Puis en fin d'essai, elle décroît dans le cas du traitement Mulch.

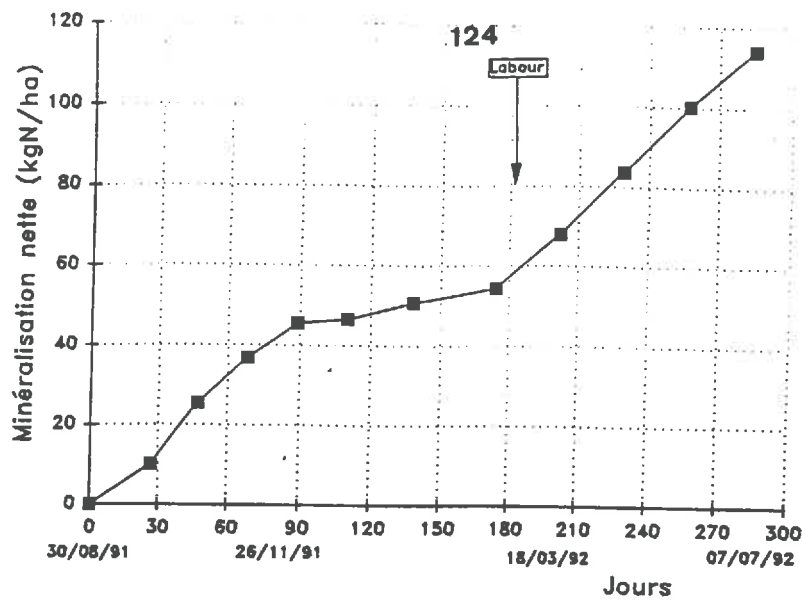


Figure 49: Cinétique de minéralisation nette de l'azote au cours du temps (essai 1991-92). Chaque point représente la moyenne pour les trois traitements sans paille (CCOP, ROP et MOP) La courbe est tracée en utilisant à chaque point la moyenne des valeurs mesurées à t , $t-1$ et $t+1$ (moyenne mobile sur 3 points).

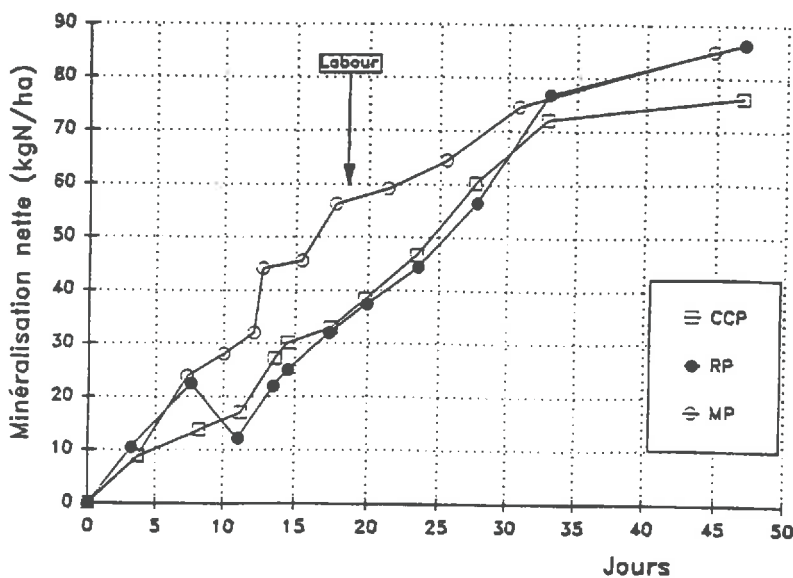
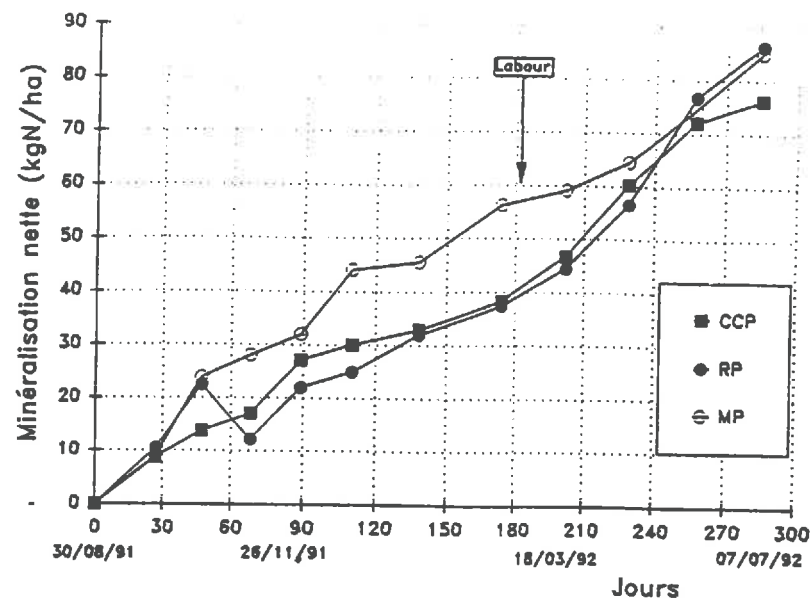


Figure 50: Cinétique de minéralisation nette pour les traitements CCP, RP et MP exprimée au cours du temps de l'essai 1991-92 (A) et en fonction du temps corrigé (B) par le facteur climatique $f(\theta, \psi)$ (jour standard à 25°C et 24% d'humidité)

2.3. Essai 1991-92

2.3.1. *Traitement sans paille*

La minéralisation d'azote du sol, en absence de paille, au cours de la deuxième campagne d'étude est présentée à la figure 49: il s'agit d'une moyenne des trois traitements et chaque point est une moyenne mobile sur 3 points. On constate que la minéralisation d'azote se manifeste dès le début de l'essai. Pendant les 90 premiers jours (entre le 30/08/91 et le 26/11/91), le sol des traitements sans paille minéralise rapidement. La minéralisation se ralentit considérablement ensuite (entre le 26/11/91 et le 19/02/92). Après le labour (03/03/92), on observe une reprise de la minéralisation et une augmentation linéaire des quantités d'azote minéralisées. La vitesse de minéralisation ($0,57 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jour}^{-1}$) est très proche de la vitesse de minéralisation initiale (pendant les 90 premiers jours).

Au bout de 285 jours (07/07/92), les quantités d'azote minéralisées dans le cas du traitement sans paille sont en moyenne de 115 kg ha^{-1} .

2.3.2. *Traitements avec paille*

La minéralisation d'azote dans le cas des traitements ayant reçu de la paille est présentée à la figure 50A. Pendant les 46 premiers jours, les traitements Rotavator et Mulch présentent une allure identique entre eux ainsi qu'aux traitements sans paille. A partir du 46ème jour (15/10/91), la minéralisation d'azote dans les traitements Rotavator et Cover crop est significativement inférieure à celle du traitement Mulch et ce, jusqu'au 230ème jour environ. Ensuite, la minéralisation du traitement MP se ralentit fortement, de sorte que la vitesse de minéralisation dans les trois traitements devient identique à partir du mois de Juin 92.

3. EVALUATION DE L'ORGANISATION DE L'AZOTE DU SOL

L'organisation d'azote est un processus essentiellement réalisé par les micro-organismes du sol (Jansson et Persson, 1982). Il se traduit par la transformation d'azote minéral en azote organique. La minéralisation d'azote est un processus de transformation d'azote organique en azote minéral, également réalisé par des micro-organismes du sol.

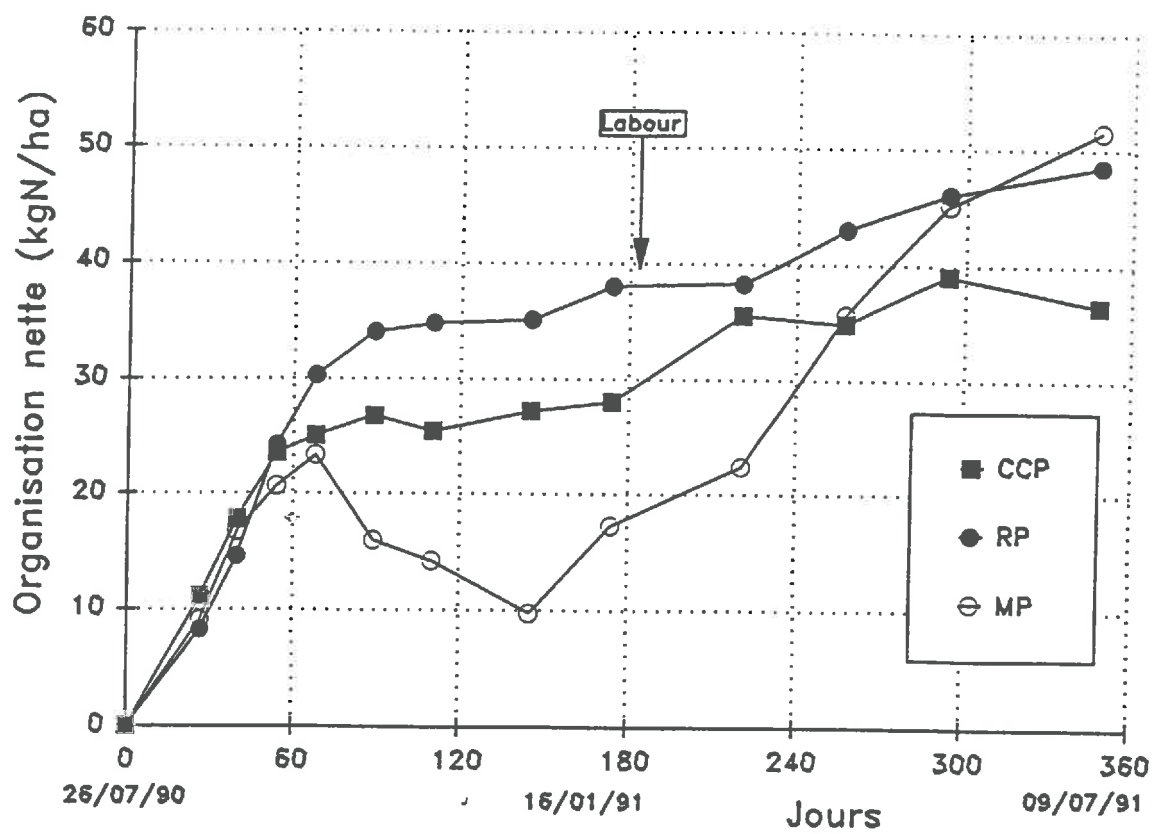


Figure 51: Cinétique d'organisation nette d'azote pour les traitements CCP, RP et MP au cours de l'essai 1990-91

Les deux processus de transformation sont opposés, l'un construisant et l'autre détruisant la matière organique; pourtant ils se manifestent simultanément. La mesure classique de minéralisation ou d'organisation est effectuée par différence des quantités d'azote minéral entre deux dates de mesures. Ce calcul permet seulement d'apprécier l'effet net des processus: c'est-à-dire **la minéralisation nette ou l'organisation nette**. Si la quantité d'azote minéral augmente, on est en régime de minéralisation nette, alors que si elle décroît, il s'agit d'une organisation nette.

Dans notre étude, le calcul de l'organisation nette d'azote associée à la présence de la paille est effectué par la différence entre les quantités d'azote minéralisées (précédemment calculées) dans le traitement sans paille et avec paille. La formule est la suivante:

$$N \text{ organisé cumulé (t)} = N'm(t) - Nm(t)$$

avec :

$N'm(t)$ = N minéralisé pour le traitement sans paille au temps t

$Nm(t)$ = N minéralisé pour le traitement ayant reçu de la paille au temps t

Le calcul d'organisation nette par différence a été effectué entre deux traitements ayant eu le même type de travail du sol. La comparaison a donc été réalisée entre CCP et CCOP, RP et ROP, et MP et MOP.

3.1. Organisation nette

3.1.1. Essai 1990-1991

Compte-tenu des imprécisions du calcul d'organisation sur chaque intervalle de temps, chaque point de la courbe d'organisation cumulée, présentée à la figure 51 est une moyenne mobile de trois points. On constate que les cinétiques d'organisation d'azote sont différentes selon le traitement. La vitesse d'organisation a été très rapide pendant les 65 premiers jours, et correspond probablement à la phase de disparition rapide du carbone: à cette date les quantités d'azote organisé sont respectivement 30, 25 et 24 kg ha⁻¹ pour les 3 traitements RP, CCP et MP. La vitesse d'organisation se ralentit considérablement entre les 65ème et 175ème jours (de Novembre à Février). L'organisation d'azote est plus forte dans le cas de RP que pour CCP. Dans le traitement "Mulch" on observe même une diminution de l'organisation nette vers une valeur moyenne de 15 kg N ha⁻¹. Cette diminution nous paraît peu probable à la lumière des résultats de laboratoire où l'on ne constate pas de

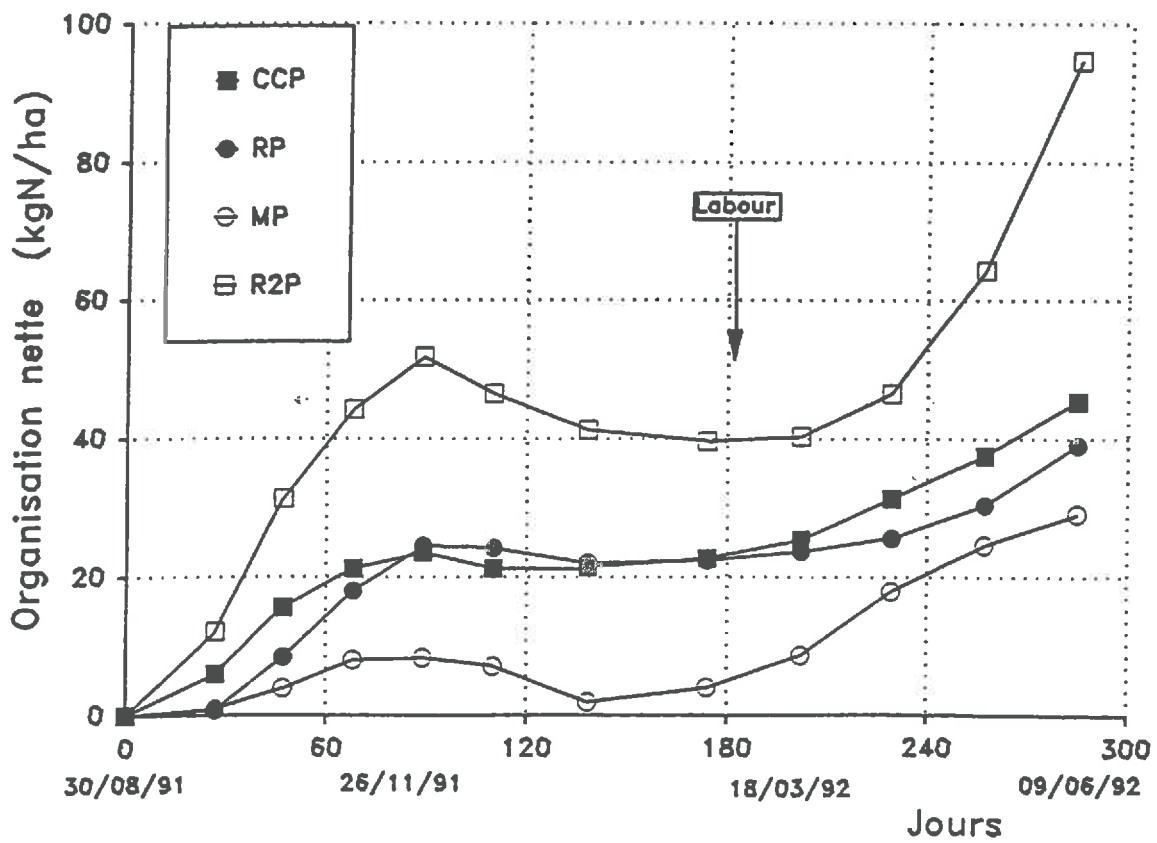


Figure 52: Cinétique d'organisation nette d'azote pour les traitements CCP, RP, MP et R2P au cours de l'essai 1991-92

reminéralisation de l'azote organisé, significative en début de décomposition. Nous pensons plutôt que l'organisation nette moyenne de 15 kg N ha⁻¹ est atteinte dès le jour 40 et qu'elle reste constante ensuite jusqu'au labour.

Après le labour au 175^{ème} jour (25/01/91), l'organisation d'azote reprend à nouveau mais avec une vitesse très différente selon les traitements. Le traitement "Mulch" provoque une organisation d'azote plus rapide que les deux autres, et ceci correspond à la décomposition rapide de la paille après enfouissement. Les quantités d'azote organisées au bout de 345 jours (09/07/91) atteignent respectivement 49, 37 et 51 kg ha⁻¹ pour RP, CCP et MP. Au vu des cinétiques, l'organisation nette maximale n'est toujours pas atteinte.

3.1.2. Essai 1991-1992

Au cours de la deuxième année d'étude, on observe également que l'organisation d'azote instantanée fluctue au cours de la décomposition. Le graphique d'organisation cumulée présenté ici (figure 52) représente aussi les moyennes mobiles sur trois points.

On constate que l'organisation d'azote ne se manifeste pas immédiatement après l'enfouissement de paille. Au contraire de l'année précédente, la vitesse initiale d'organisation est différente selon les traitements. Au cours des 90 premiers jours (entre le 30/08/91 et le 26/11/91), la vitesse d'organisation pour les traitements Rotavator (RP) et Cover crop (CCP) est à peu près identique, alors que celle mesurée dans le cas du traitement Mulch (MP) est nettement plus faible. Pour le traitement "Rotavator optimisé" (R2P) l'organisation est plus forte. Au 26/11/91, les quantités d'azote organisées cumulées sont respectivement de 50, 28, 22 et 8 kg ha⁻¹ pour R2P, RP, CCP et MP. Ces différences sont en partie expliquées par les différences dans l'état d'avancement de la décomposition des résidus. Entre le 90^{ème} et le 175^{ème} jour (26/11/91 et 19/02/92), l'organisation nette cumulée reste stable, ou même décroît dans tous les traitements. A notre avis, la décroissance résulte plutôt d'une sous-estimation de la lixiviation dans les parcelles sans paille que d'une reminéralisation d'azote.

Après le labour, 175^{ème} jour (03/03/92), l'organisation d'azote augmente à nouveau sur tous les traitements. Au cours de cette période, l'organisation d'azote pour le traitement Mulch est plus forte pour les deux autres (Rotavator et Cover crop), comme nous l'avons observé en 1990-91. Pour le traitement R2P, la vitesse d'organisation est beaucoup plus élevée. Les quantités d'azote organisées cumulées au bout de 285 jours (07/07/92) sont identiques pour RP et Cover crop CCP, égales à 42 kg N ha⁻¹, alors que celles du traitement MP restent plus faibles, égales à 30 kg N ha⁻¹. Pour le traitement R2P,

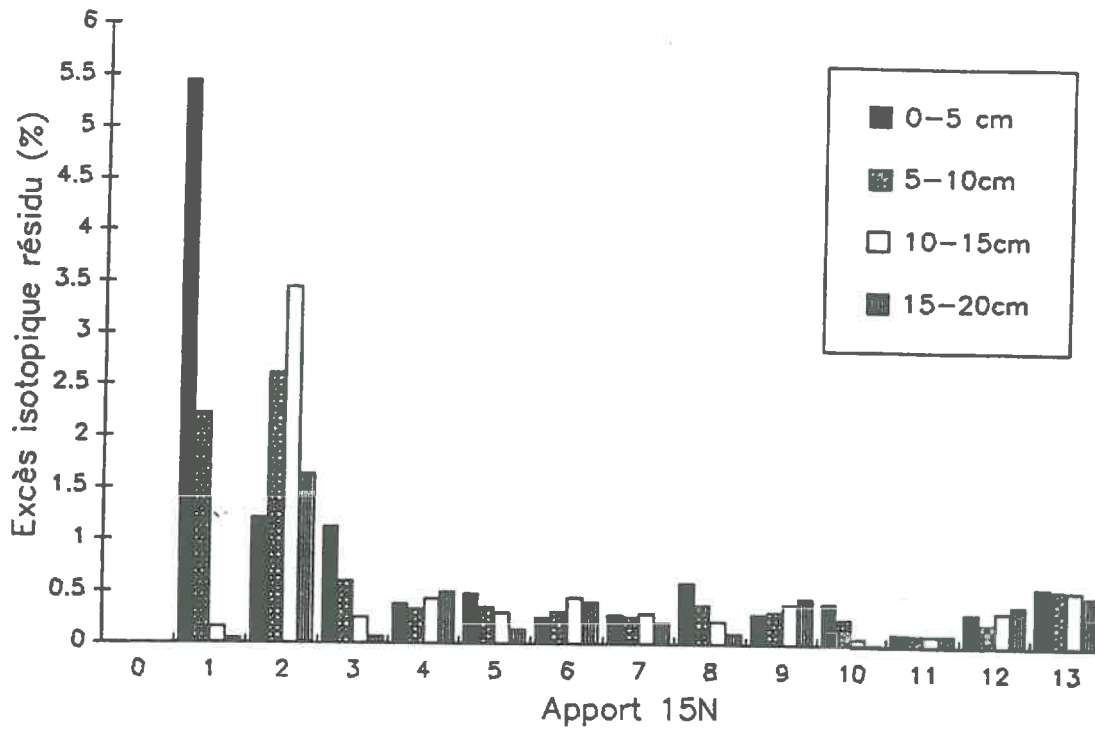


Figure 53: Excès isotopique ^{15}N mesuré sur la fraction >1 mm des résidus de paille extraits du sol 3 semaines environ après chaque apport ^{15}N , pour les couches 0-5, 5-10, 10-15 et 15-20 cm

l'organisation nette atteint 92 kg N ha⁻¹. Dans tous le cas, l'organisation maximale n'est sans doute pas encore atteinte.

3.2. Mesure de l'organisation brute par le traçage isotopique ¹⁵N

Jusqu'à présent, nous avons évalué l'organisation nette d'azote au cours de la décomposition par différence. Ce calcul ne nous renseigne pas sur l'organisation brute d'azote du sol. C'est la raison pour laquelle nous utilisons l'azote marqué à l'isotope stable ¹⁵N sur la deuxième campagne d'étude. Le traçage ¹⁵N a consisté à apporter du K¹⁵NO₃ et à mesurer le ¹⁵N organique dans le sol, 3 à 4 semaines après l'apport. La quantité d'azote ¹⁵N organisée dans chaque échantillon est obtenue en multipliant l'excès isotopique de l'échantillon par la teneur en azote organique moyenne du sol. En fait, la quantité de ¹⁵N organique total est la somme du ¹⁵N organique retrouvé sur le résidu (fraction >1mm) et du ¹⁵N organique présent dans le sol (fraction <1mm).

L'organisation calculée ne concerne pas seulement l'organisation de l'azote apporté, mais porte sur tout le nitrate présent puisqu'on utilise un excès isotopique moyen du nitrate. Il pourrait y avoir organisation de l'azote NH₄⁺ directement avant que celui-ci se nitrifie. La sous-estimation résulte de l'organisation préférentielle de l'ammonium (Recous et al, 1990). Lorsqu'il n'y a plus (ou presque) d'azote minéral dans le sol, il peut y avoir deux possibilités:

- a/. l'azote minéral peut être limitant de la décomposition.
- b/. il peut y avoir organisation directe de NH₄⁺ au fur et à mesure de sa production par minéralisation. Ceci n'est que partiellement prise en compte dans le calcul ¹⁵N.

3.2.1. Organisation du ¹⁵N sur le résidu (fraction > 1mm)

3.2.1.1. Evolution de l'excès isotopique du résidu

Nos résultats montrent un marquage ¹⁵N du résidu ré-extrait qui est initialement non marqué. Ceci signifie qu'il se produit une colonisation du résidu par les décomposeurs, dont l'azote est prélevé dans le pool d'azote minéral marqué du sol (figure 53).

Après le 1er apport d'azote ¹⁵N, on observe un très fort enrichissement en ¹⁵N du résidu et ceci, en fonction de la couche de sol: ¹⁵N- résidu 0-5 cm > 5-10 cm > 10-15 cm > 15-20 cm. Sur la première séquence, l'essentiel du ¹⁵N organisé l'est dans l'horizon de

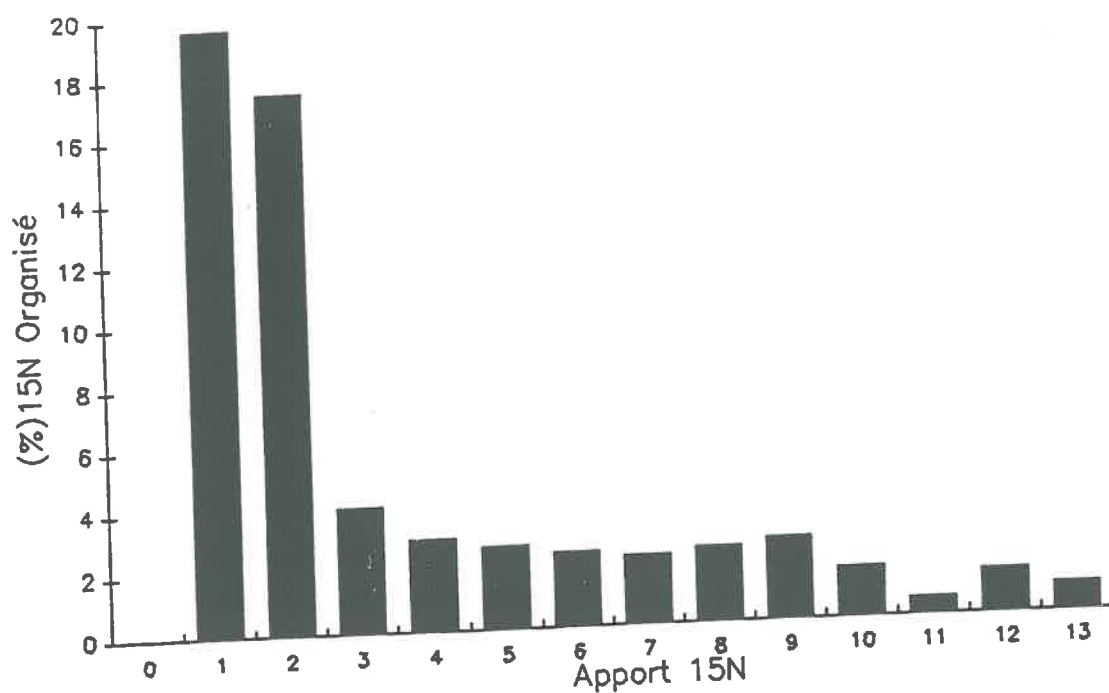


Figure 54: Proportion du ^{15}N apporté organisé dans la fraction du résidu >1 mm extraite du sol pour l'ensemble de la couche 0-20 cm (somme des 4 couches 0-5, 5-10, 10-15 et 15-20 cm) pour les 13 apports de ^{15}N réalisés au cours de la décomposition (traitement R2P cylindre, année 1991-92)

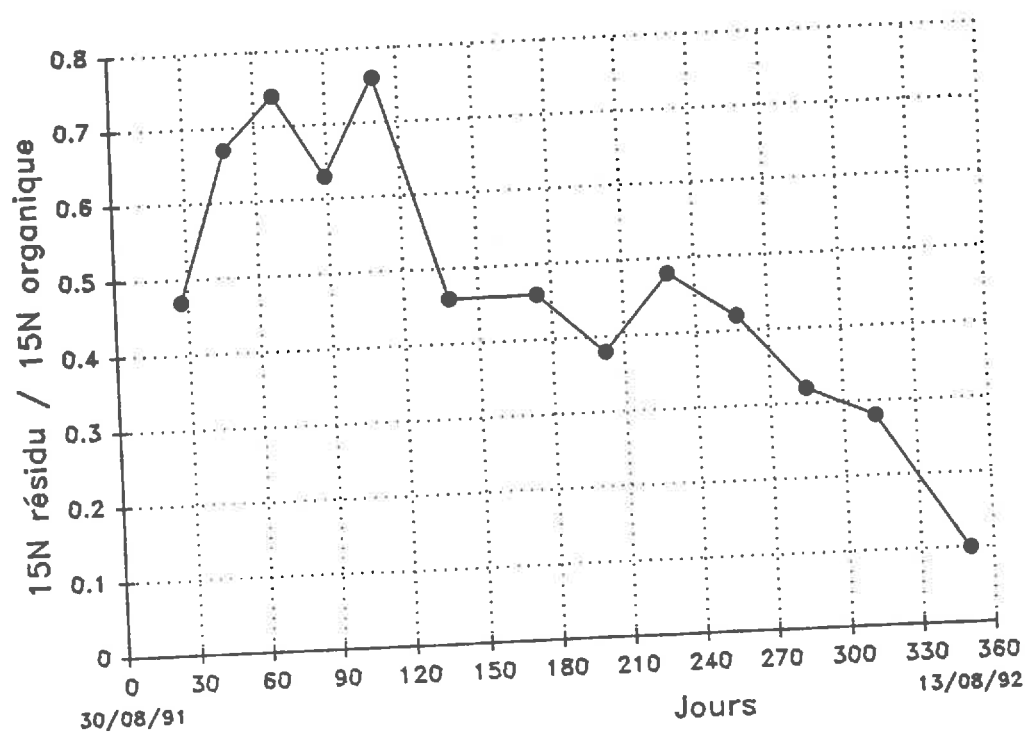


Figure 55: Rapport entre le ^{15}N organisé dans la fraction grossière des résidus (>1 mm) extraits du sol et le ^{15}N organisé dans la fraction fine <1 mm du sol. Traitement R2P cylindre.

surface. C'est une indication de l'importance du transfert de l'azote ^{15}N apporté, dans les horizons profonds sur la période de mesure (3 semaines). A la suite du 2ème apport de ^{15}N , on constate une distribution différente de l'azote ^{15}N sur les résidus, dus à une migration de l'azote ^{15}N (35 mm de pluie sont tombés après ce 2ème apport). A partir du 3ème apport, on observe une forte décroissance de l'excès isotopique ^{15}N des résidus dans tous les horizons.

3.2.1.2. *^{15}N organisé sur les résidus*

On observe (figure 54) une forte organisation de l'azote du sol sur le résidu, consécutive aux deux premiers apports ^{15}N , qui représente 19 et 17 % de l'azote initialement apporté. Puis cette proportion décroît très rapidement pour les apports suivants (4 à 1 % des apports). Ceci signifie qu'il y a une forte colonisation microbienne en début de décomposition.

L'organisation d'azote se produit simultanément sur le résidu (fraction grossière) et dans la fraction fine du sol (<1 mm). La figure 55 montre la proportion de l'organisation qui se produit sur le résidu par rapport à l'organisation totale, au cours de la décomposition (valeur non cumulées). Au début, l'organisation d'azote sur le résidu atteint 75 % de l'organisation totale, indiquant que la biomasse microbienne responsable de la décomposition reste liée au résidu. En fin de décomposition, l'organisation d'azote sur le résidu est très faible par rapport au sol. Ceci correspond au fractionnement du résidu: l'organisation continue mais elle est surtout associée à la fraction fine.

3.2.1.3. *Organisation totale (sol et résidu)*

Les tableaux 15 présentent les éléments du calcul de l'organisation brute dans les horizons 0-5, 5-10, 10-15 et 15-20 cm. On observe que les quantités d'azote ^{15}N organisées sont beaucoup plus fortes dans l'horizon 0-5 cm que dans les autres. Ceci résulte du fait que l'azote ^{15}N a été apporté en surface et qu'il reste toujours en plus grande proportion dans l'horizon 0-5 cm, malgré le lessivage qui intervient à certaines périodes. Cependant, les quantités d'azote organisées calculées sont du même ordre de grandeur dans chacun des horizons, parce que les excès isotopiques de l'azote minéral sont aussi nettement différenciés. Le calcul est plus précis sur l'horizon 0-5 cm, parce que les conditions initiales sont mieux connues (E_{m1}).

Horizon 0-5

	Nm1 kg/ha	Nm2 kg/ha	Em1 %	Em2 %	Em %	δNm^* kg/ha	δNo^* kg/ha	I kg/ha
29/08/91								
25/09/91	40.0	19.7	14.14	12.23	13.28	-3.24	1.780	13.4
15/10/91	49.7	5.2	11.39	7.77	10.11	-5.27	.289	2.9
05/11/91	35.2	2.8	16.12	12.43	14.93	-5.33	.302	2.0
26/11/91	32.8	.4	17.27	1.35	11.00	-5.65	.115	1.1
17/12/91	30.4	4.4	18.58	12.34	16.20	-5.11	.129	.8
14/01/92	34.4	1.7	16.43	5.00	12.17	-5.57	.101	.8
19/02/92	31.7	2.5	17.82	5.31	12.81	-5.52	.270	2.2
18/03/92	32.5	11.3	17.43	14.01	16.09	-4.07	.635	3.9
14/04/92	41.3	17.8	13.71	6.65	10.25	-4.48	.235	2.3
12/05/92	47.8	21.8	11.84	2.14	6.32	-5.19	.332	5.4
09/06/92	51.8	.9	11.12	.97	6.95	-5.75	.044	.6
07/07/92	30.9	1.2	18.28	1.44	10.35	-5.64	.215	2.2
13/08/92	31.2	.7	18.11	.38	9.25	-5.65	.248	2.7

Horizon 5-10

	Nm1 kg/ha	Nm2 kg/ha	Em1 %	Em2 %	Em %	δNm^* kg/ha	δNo^* kg/ha	I kg/ha
29/08/91								
25/09/91		4.9	0.0	9.47	4.73	.47	.588	12.5
15/10/91	4.9	9.5	0.0	11.17	5.58	1.06	.465	8.4
05/11/91	9.5	10.0	0.0	13.89	6.95	1.39	.080	1.1
26/11/91	10.0	1.4	0.0	5.09	2.55	.07	.051	2.2
17/12/91	1.4	10.1	0.0	15.52	7.76	1.57	.053	.7
14/01/92	10.1	2.9	0.0	7.06	3.53	.20	.062	1.8
19/02/92	2.9	3.4	0.0	8.69	4.35	.29	.065	1.5
18/03/92	3.4	8.2	0.0	12.56	6.28	1.03	.085	1.4
14/04/92	8.2	7.1	0.0	7.26	3.63	.52	.061	1.7
12/05/92	7.1	20.2	0.0	1.42	.71	.29	.050	nd
09/06/92	20.2	1.3	0.0	4.61	2.30	.06	.023	1.0
07/07/92	1.3	2.3	0.0	3.01	1.51	.07	.037	3.7
13/08/92	2.3	.8	0.0	.46	.23	.00	.095	nd

Tableau 15a. Quantités (Nm) et excès isotopiques (Em) de l'azote minéral, variation des quantités de ^{15}N minéral (δNm^*) et organique (δNo^*) et flux d'organisation (I) à chaque intervalle de temps dans les horizons 0-5 et 5-10 cm.

Horizon 10-15

	Nm1 kg/ha	Nm2 kg/ha	Em1 %	Em2 %	Em %	δNm^* kg/ha	δNo^* kg/ha	I kg/ha
29/08/91								
25/09/91		.5	0.0	.67	.33	.00	.041	nd
15/10/91	.5	13.6	0.0	10.19	5.10	1.39	.621	12.2
05/11/91	13.6	16.4	0.0	11.92	5.96	1.96	.037	.6
26/11/91	16.4	4.6	0.0	9.01	4.51	.41	.068	1.5
17/12/91	4.6	11.4	0.0	14.41	7.20	1.64	.041	.6
14/01/92	11.4	5.2	0.0	8.85	4.42	.46	.094	2.1
19/02/92	5.2	6.0	0.0	10.70	5.35	.65	.061	1.1
18/03/92	6.0	6.0	0.0	10.06	5.03	.60	.047	.9
14/04/92	6.0	8.1	0.0	7.28	3.64	.59	.075	2.2
12/05/92	8.1	11.1	0.0	.36	.18	.04	.015	nd
09/06/92	11.1	2.7	0.0	9.18	4.59	.25	.021	.5
07/07/92	2.7	3.4	0.0	5.91	2.95	.20	.066	3.2
13/08/92	3.4	1.0	0.0	.76	.38	.01	.111	nd

Horizon 15-20

	Nm1 kg/ha	Nm2 kg/ha	Em1 %	Em2 %	Em %	δNm^* kg/ha	δNo^* kg/ha	I kg/ha
29/08/91								
25/09/91		1.4	0.0	.11	.06	.00	.010	nd
15/10/91	1.4	11.2	0.0	4.06	2.03	.46	.197	10.8
05/11/91	11.2	17.4	0.0	3.49	1.75	.61	.007	.4
26/11/91	17.4	9.7	0.0	10.76	5.38	1.04	.066	1.3
17/12/91	9.7	8.6	0.0	3.94	1.97	.34	.014	.7
14/01/92	8.6	7.8	0.0	8.65	4.32	.67	.063	1.5
19/02/92	7.8	8.8	0.0	10.65	5.33	.94	.034	.6
18/03/92	8.8	6.2	0.0	3.75	1.87	.23	.015	.8
14/04/92	6.2	10.3	0.0	5.58	2.79	.57	.058	2.7
12/05/92	10.3	12.1	0.0	.17	.08	.02	.003	nd
09/06/92	12.1	5.1	0.0	9.86	4.93	.50	.022	.4
07/07/92	5.1	5.0	0.0	6.49	3.25	.32	.071	2.5
13/08/92	5.0	2.0	0.0	1.05	.53	.02	.083	nd

Tableau 15b. Quantités (Nm) et excès isotopiques (Em) de l'azote minéral, variation des quantités de ^{15}N minéral (δNm^*) et organique (δNo^*) et flux d'organisation (I) à chaque intervalle de temps dans les horizons 0-5 et 5-10 cm.

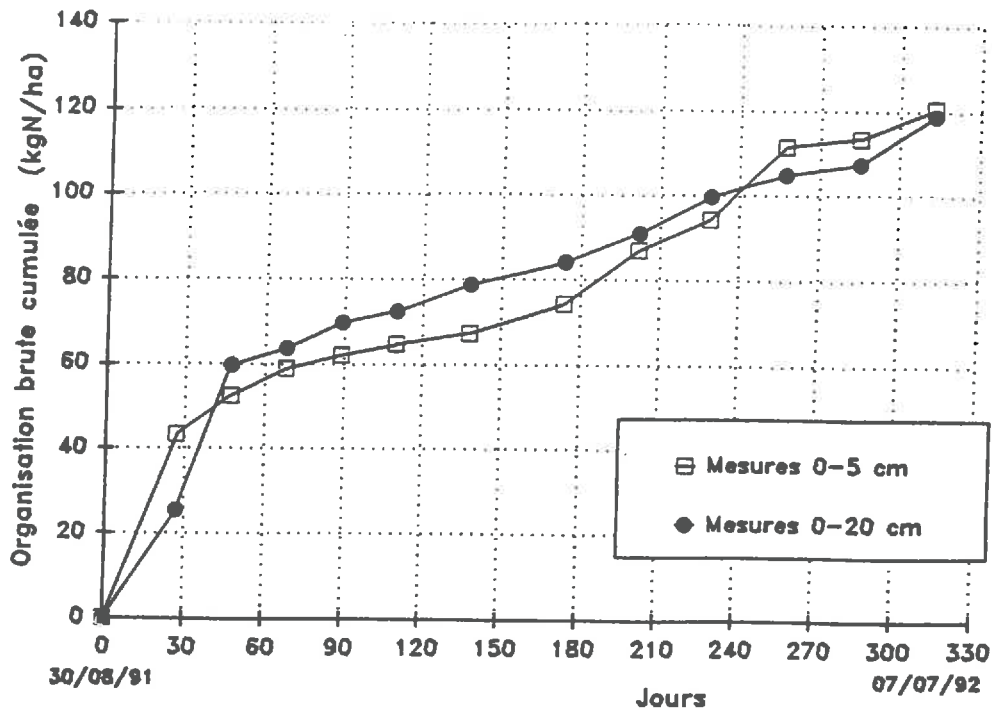


Figure 56: Comparaison de l'organisation brute cumulée, calculée pour la couche 0-5 cm et pour la couche 0-20 cm (traitement R2P Cylindre)

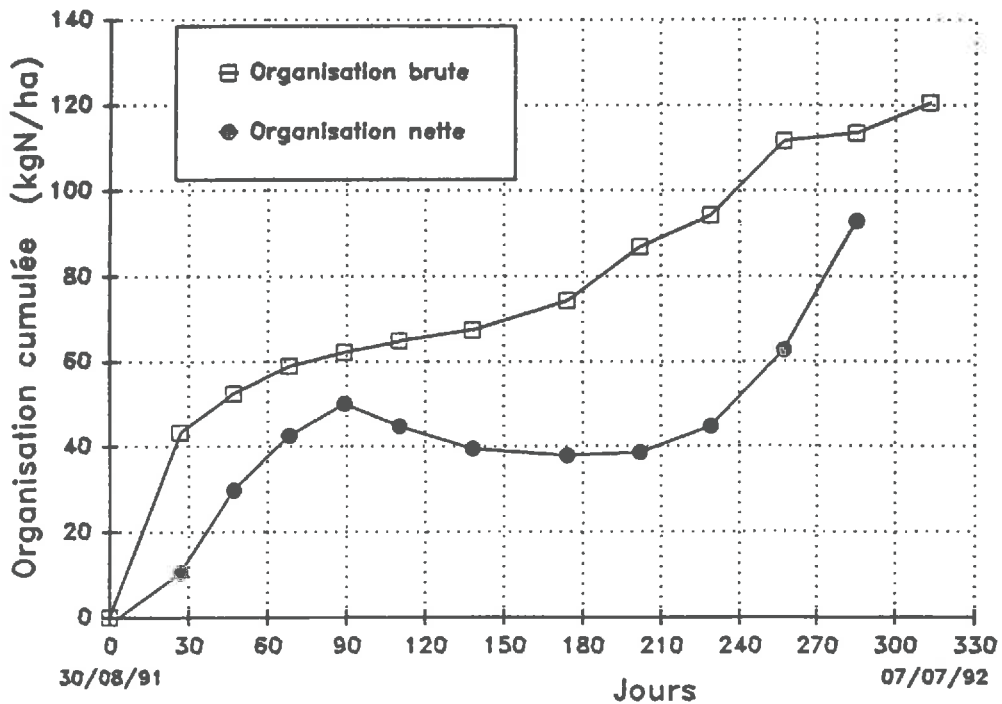


Figure 57: Comparaison de l'organisation nette et de l'organisation brute calculée sur 0-20 cm (traitements R2P Parcelle et R2P Cylindre)

La figure 56 présente l'organisation cumulée dans le sol. Le calcul d'organisation d'azote a été réalisé par horizon: 0-5, 5-10, 10-15 et 15-20 cm. Nous avons testé deux méthodes de calcul:

(1) Le calcul sur l'horizon 0-5 cm et puis une extrapolation sur 0-20 cm en tenant compte de la quantité de résidu dans chaque horizon. La formule est la suivante :

$$\text{Organisation (0-20cm)} = \text{organisation (0-5)} / \alpha$$

α étant le rapport entre la quantité de résidus présents dans 0-5 cm et la quantité totale de résidu sur 0-20 cm. Sur l'ensemble des dates de mesure, nous avons obtenu: $\alpha = 0.30 \pm 0.02$.

(2) le calcul sur chaque horizon et la sommation des horizons

La comparaison des deux méthodes (figure 56) montre une assez bonne concordance entre les deux méthodes de calcul. Nous préférons le calcul avec la première méthode qui nous paraît plus précis. On observe une forte organisation d'azote pendant les 50 premiers jours environ, puis un ralentissement de la vitesse d'organisation pendant l'automne et l'hiver. L'organisation reprend activement à partir du 180ème jour environ (mois de Mars) se poursuit jusqu'au début Juillet (fin des mesures). L'organisation au printemps est plus forte que ce que l'on pouvait attendre de la présence de la paille. Cette organisation ne résulte sans doute pas que de la décomposition de paille. Nous observons aussi une forte organisation lorsqu'il y a beaucoup d'azote minéral dans le sol. Ceci signifierait que l'azote minéral pourrait être un facteur limitant de l'organisation brute.

Si on compare l'organisation brute à l'organisation nette (figure 57), on constate à la fois que la cinétique d'organisation brute est plus régulière et nettement plus élevée que celle d'organisation nette. Nous pensons d'une part que l'organisation brute est estimée avec plus de précision que l'organisation nette et d'autre part qu'il existe une organisation brute d'azote importante dans le sol sans paille. Nous avons comparé la cinétique d'organisation de l'azote avec la cinétique de décomposition du carbone de la paille, avec l'hypothèse que

$$C \text{ décomposé} = C \text{ minéralisé} / 0.4$$

c'est-à-dire en supposant un rendement d'assimilation microbien égal à 0.60 pour le C de la paille (Payne, 1968).

La figure 58 montre qu'il existe une relation assez étroite entre les quantités cumulées de carbone décomposé et l'organisation brute cumulée d'azote. L'équation de régression est $Y = 0.05 X$. Ceci indique qu'environ 50 kg d'azote sont organisés par tonne

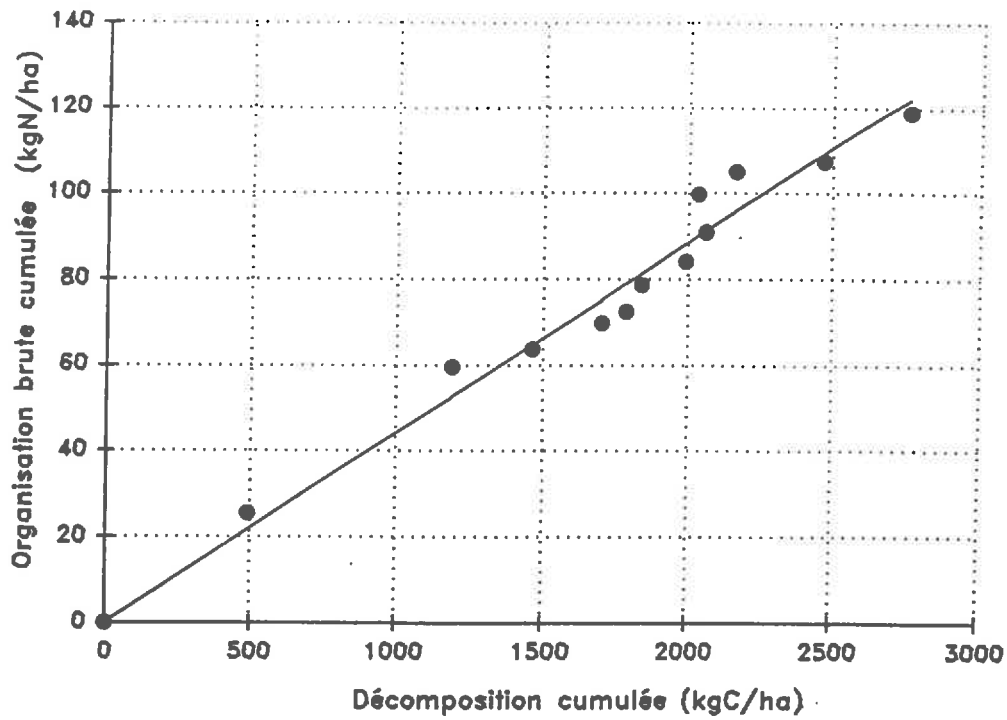


Figure 58: Relation entre le taux cumulé de décomposition et les quantités d'azote organisé (calcul de l'organisation brute) (traitement R2P Cylindre)

de carbone décomposé, ou encore qu'environ 20 kg d'azote sont organisés par tonne de paille décomposée. Ce résultat est plus élevé que celui observé au laboratoire (15 kg N par tonne de paille), ce qui confirme l'organisation d'azote dans le sol nu. On observe par ailleurs que cette relation (figure 58) n'est pas strictement linéaire à la fin du printemps. Le rapport N organisé / C décomposé est plus élevé durant cette période.

4 . DISCUSSION

Dynamique de l'azote minéral

Nous avons constaté l'intérêt des mesures de profils d'eau et d'azote minéral à pas de temps court pour estimer la minéralisation nette d'azote, dans les différents traitements. La variabilité de la répartition spatiale de l'azote minéral est assez conforme à ce que l'on observe en sol de limon profond: le coefficient de variation est en moyenne de 15 à 20 %. Cependant, cette variabilité induit une difficulté pour estimer avec précision la minéralisation d'azote entre deux intervalles de mesure ainsi que la lixiviation du nitrate dans le sol. A notre avis, la variabilité spatiale résulte en grande partie de l'hétérogénéité spatiale de distribution des résidus de culture. Pour diminuer cette variabilité spatiale et faire des mesures d'organisation et de transfert d'azote plus précises, il faudrait: soit augmenter le nombre de carottes prélevées (cependant il faudrait l'augmenter énormément pour avoir un gain de précision intéressant), soit réduire la variabilité liée à l'incorporation des résidus de culture enfouis récemment et même sur quelques années antérieures.

Minéralisation nette

Nous avons observé que l'accumulation d'azote minéral ne correspond pas tout à fait à la minéralisation nette d'azote, notamment parce que des pertes d'azote par lixiviation peuvent se produire. La minéralisation d'azote a donc été calculée en utilisant un modèle de transfert de nitrate dérivé du modèle de Burns auquel a été adjoint un module simple de minéralisation. On observe que la minéralisation se produit dès la récolte pour les deux essais. Si on compare les deux années, on constate que la vitesse de minéralisation pendant l'automne est identique pour les deux années, égale à 0,51 kg N ha⁻¹ jour⁻¹. Pendant hiver, la vitesse de minéralisation observée pour l'essai 1990-91 est plus élevée que celle

observée pour l'année 1991-92: elle est respectivement de 0,48 et 0,20 kg N ha⁻¹ jour⁻¹. Par contre, après le drainage et à l'été suivant, la vitesse de minéralisation en 1991-92 est supérieure à celle de la première année. Les quantités cumulées d'azote minéralisé à la fin de l'essai sont respectivement de 170 et 115 kg N ha⁻¹ pour l'essai 1990-91 et 1991-92.

Organisation nette d'azote

Nous avons observé que la minéralisation nette d'azote est nettement diminuée dans les parcelles avec paille. Si on compare les trois traitements (CCP, RP et MP), on constate que l'organisation nette d'azote induite par la paille se classe dans l'ordre: RP > CCP > MP, et ceci pour les deux années d'études. La différence constatée entre les trois traitements peut être attribuée aux différences d'avancement de la décomposition. En effet, pour le traitement RP, la paille est broyée finement et incorporée sur 18 cm dans le sol, et celle-ci est décomposée plus rapidement que celle des traitements CCP (paille grossière enfouie 10 cm) et surtout celle des traitements MP laissée en surface jusqu'au labour. On note cependant qu'il existe une organisation d'azote, même lorsque les pailles sont laissées en surface et plaquées au sol (MP): de 10 à 20 kg N ha⁻¹. L'organisation a été plus forte à l'automne 90 qu'à l'automne 91. Nous attribuons cette organisation à la décomposition de la fraction soluble du carbone de la paille, après sa migration dans la couche de surface (0-10 cm). Ce transfert a été sans doute favorisé en 1990 par une forte pluie fin Juillet (80 mm) qui s'est produite quelques jours après la mise en place du dispositif. La pluviométrie a été beaucoup plus modérée en 1991 et n'a sans doute pas permis un lessivage du carbone soluble (annexe figure 17).

En 1991-92, l'organisation d'azote dans le traitement "Rotavator optimisé" (R2P Parcelle) où l'azote et l'eau ont été apportés, est nettement supérieure à celle des autres traitements. Ceci signifie que l'apport d'azote et d'eau ont permis d'accélérer la décomposition de la paille et donc l'organisation d'azote minéral, comme plusieurs travaux l'ont montré au laboratoire ou au champ (Simon, 1960; Bakken, 1986; Darwis, 1990).

Le labour et l'enfouissement de la paille restée en surface a provoqué une organisation rapide d'azote dans le traitement Mulch (MP), ceci pour les deux années. Cette organisation correspond parfaitement à la décomposition rapide de la paille du traitement MP. Effet moins important dans le cas des traitements RP et CCP, parce que la paille était déjà partiellement incorporée et en grande partie décomposée.

Comparaison de l'organisation des essais 1990-91 et 1991-92

Si on compare maintenant les résultats de l'organisation d'azote des deux années pour le même traitement, on observe que l'organisation d'azote jusqu'en début d'hiver est nettement plus élevée pour l'essai 1990-91 que pour l'essai 1991-92. Les quantités d'azote organisées avant la reprise du drainage sont respectivement de 39, 29 et 18 kg ha⁻¹ pour les traitements Rotavator, Cover crop, et Mulch. Celles de la deuxième année sont nettement plus faibles, égales à 25, 22 et seulement 5 kg N ha⁻¹ pour les mêmes traitements (cf. figure 51 et 52). Cette différence pourrait être attribuée à des différences de conditions de température du sol et de distribution initiale de la pluie (annexe figure 9, 9bis et 17). En réalité, les températures au début de l'essai 1990-91 sont plus élevées et les pluies tombées plus précoces.

QUATRIEME PARTIE :
DISCUSSION GENERALE
ET CONCLUSION

DISCUSSION GENERALE ET CONCLUSION

Les résultats d'expérimentations obtenus au champ pendant deux périodes d'interculture successives nous ont permis de caractériser et de mieux comprendre la dynamique du carbone à court terme et la dynamique de l'azote minéral dans le sol.

Nous avons observé une forte variabilité dans les mesures des quantités de résidus extraits du sol (provenant de la paille essentiellement) et dans les mesures d'azote minéral dans le sol. Malgré un effort méthodologique important pour éliminer la totalité des chaumes et répartir la paille de façon homogène sur le sol, nous avons obtenu un coefficient de variation sur les mesures de matière sèche des résidus organiques compris entre 20 et 40 %. La variabilité est nettement accrue par les opérations de travail du sol. En ce qui concerne la répartition de l'azote minéral dans le sol, on observe un coefficient de variation compris entre 15 et 25 %. L'ensemble de cette variabilité fait qu'il est difficile d'obtenir des cinétiques précises de la décomposition de la paille et de l'organisation d'azote minéral dans le sol.

Caractérisation de la décomposition

La décomposition de la paille de blé restituée au sol après récolte dépend des caractéristiques physiques de la paille, de son mode d'incorporation et des conditions climatiques. Nous avons observé que l'incorporation des pailles au rotavator a conduit à une décomposition plus rapide que l'incorporation au cover-crop, et surtout qu'en l'absence de travail du sol (pailles laissées en mulch). Les traitements, ayant créé des modalités de contact distinctes, ont conduit à des dynamiques de l'azote et du carbone différentes. Le contact "sol-résidu" pourrait être caractérisé par une surface "spécifique", c'est-à-dire la surface de résidu en contact direct avec le sol par unité de volume de sol (cm^2 résidu/ cm^3 sol). Ce contact sol-résidu dépend du mode de broyage, de la quantité de résidu apporté et du mode d'incorporation. La vitesse initiale de décomposition est probablement une fonction croissante de la surface spécifique, dans une large gamme de conditions d'environnement.

Nous avons montré que les résidus de paille s'enrichissaient en azote total au fur et à mesure de la décomposition. Leur teneur en azote augmente au cours du temps, en même temps que les résidus se fractionnent physiquement: les résidus les plus fins étant toujours plus riches en azote que les résidus plus grossiers. Il existe une relation assez étroite entre la teneur en azote des résidus et le degré de décomposition (évalué par la quantité de carbone disparu dans les fractions >1 mm). Cette relation est indépendante du niveau de

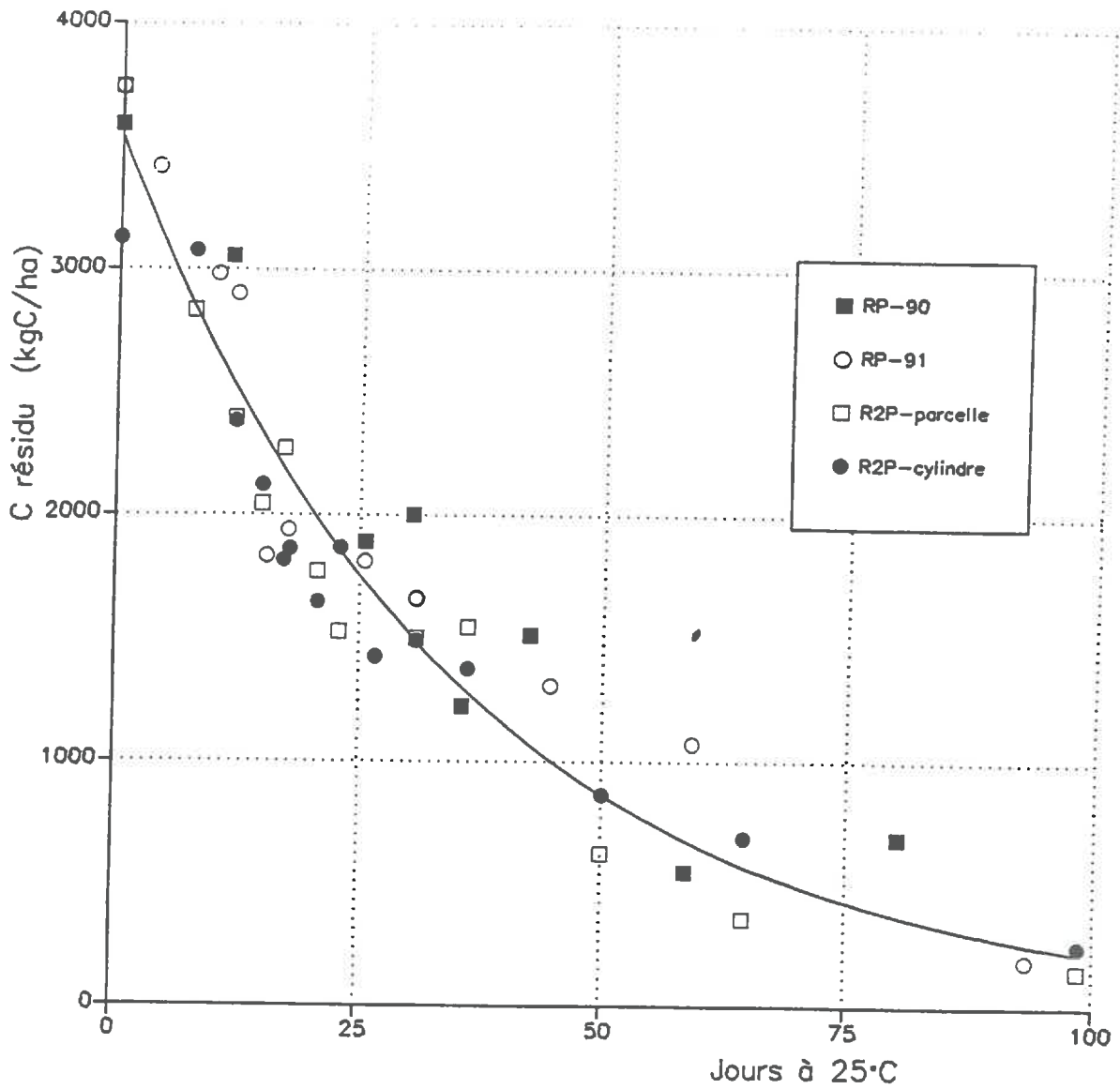


Figure 59: Evolution des quantités de carbone dans les traitements RP-90, RP-91, R2P Parcelle et R2P Cylindre, au cours des essais 1990-91 et 1991-92, l'abscisse temps étant corrigée par le facteur climatique $f(\theta, \psi)$.

richesse du sol en azote minéral (figure 27). En conséquence, la teneur en azote pourrait être utilisée comme un indicateur simple du degré de décomposition, à condition sans doute de paramétrer la relation en fonction de la nature du résidu, définie en particulier par sa teneur en N.

Facteurs de la décomposition

- La température et l'humidité du sol:

Nos résultats font apparaître l'importance de ces deux facteurs sur la décomposition des résidus, la minéralisation du carbone et la minéralisation de l'azote. Afin de comparer les traitements et surtout les deux années climatiques, nous avons proposé d'utiliser une abscisse temps corrigée en fonction de ces deux facteurs (cf. page 53). L'utilisation de cette abscisse corrigée montre que les variations de température et d'humidité du sol expliquent bien les différences observées au cours du temps et entre traitements, dans le cas des pailles enfouies au rotavator. C'est ce que l'on constate sur la figure synthétique (figure 59) qui montre que les cinétiques de disparition du carbone dans la fraction >1 mm sont quasi identiques pour les deux années et pour les traitements avec ou sans azote : RP-1990/91, RP-1991/92, R2P-1991/92 (parcelle ou cylindre). Ces cinétiques s'ajustent bien à un modèle exponentiel : $Y = Y_0 \cdot e^{-kt}$. La constante de vitesse calculée est de 0.028 jour^{-1} , correspondant à une demi-vie de 25 jours "standard" (à 25°C et 24 % d'humidité).

Lorsque la paille est bien mélangée au sol, les variations de décomposition semblent donc entièrement dépendantes des conditions de température et d'humidité du sol, de façon continue. Par contre, l'abscisse temps corrigée ne suffit pas à expliquer les cinétiques de décomposition dans les traitements Cover-crop et surtout Mulch (figure 26). La décomposition a été plus rapide en 1991-92 qu'en 1990-91. Cet écart pourrait résulter d'un effet d'accélération de la décomposition par la séquence gel-dégel observé à l'automne 1991, ou par le facteur quantité d'azote minéral.

- La quantité d'azote minéral:

De nombreux travaux effectués au laboratoire (y compris mon travail de DEA) indiquent que la quantité d'azote minéral peut être un facteur limitant de la décomposition. Cette situation est à notre avis assez fréquemment rencontrée au champ, parce que les besoins microbiens en azote peuvent être assez élevés par rapport aux quantités présentes dans la zone de sol où se produit la décomposition.

Nos résultats ne prouvent pas avec certitude que la concentration en azote minéral a été un facteur limitant de la décomposition. Cependant, nous avons vu que les fluctuations de vitesse de minéralisation du carbone de la paille pourraient correspondre aux variations de

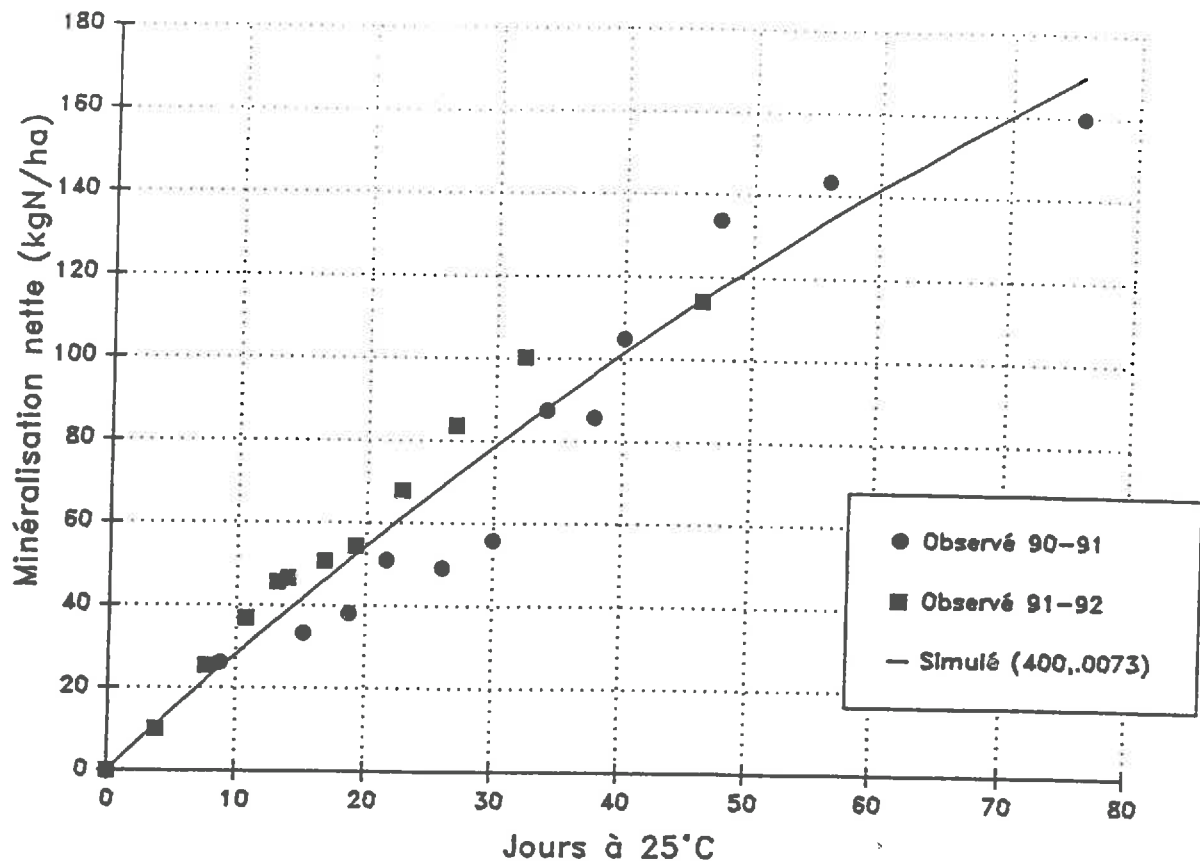


Figure 60: Cinétique de minéralisation nette d'azote au cours des essais 1990-91 et 1991-92, l'abscisse temps étant corrigée par le facteur climatique $f(\theta, \psi)$.

concentration en azote minéral (cf. figure 27). Les petits écarts de décomposition observés entre le traitement R2P et RP (cf. figure 16) pourraient aussi en résulter.

- La taille des résidus et la surface de contact sol/résidu :

C'est le facteur qui explique la plus grande partie des différences entre les trois traitements étudiés. La décomposition initiale est plus rapide dans le traitement rotavator où toutes les pailles sont enfouies, que dans le traitement cover-crop où une partie seulement des pailles sont en contact avec le sol et surtout que dans le traitement mulch où les pailles sont laissées en surface du sol. Ce facteur permet d'expliquer la moindre vitesse de minéralisation du carbone observé dans le traitement R2P en 1991-92 par rapport aux vitesses observées au laboratoire, avec des résidus très finement broyés et incorporés au sol (cf. figure 29) : la vitesse initiale de minéralisation du carbone au champ est environ 3 fois plus faible qu'au laboratoire, en conditions équivalentes de température et d'humidité et lorsque l'azote n'est pas limitant. Par contre, l'effet de la taille initiale des résidus ne se fait plus sentir après environ six mois de décomposition sans doute parce que les résidus se sont alors eux-mêmes fortement fractionnés physiquement (cf. figure 26).

Facteurs de la minéralisation et de l'organisation d'azote

La température et l'humidité du sol exercent aussi une influence déterminante sur la minéralisation nette d'azote. Ce deux facteurs expliquent les différences de minéralisation en sol nu entre les deux années, comme le montre la figure 60. Les cinétiques de minéralisation nette d'azote apparaissent en effet assez régulières, lorsqu'on les exprime en fonction du temps "corrigé", et sont pratiquement identiques pour les deux années. Elles peuvent être ajustées au modèle exponentiel proposé par Stanford et Smith (1972) :

$$N = N_0 \cdot (1 - e^{-kt})$$

La quantité d'azote "minéralisable" (N_0) pourrait être d'environ 400 kgN/ha avec une constante de vitesse (k) de 0.0073 jour⁻¹. Il semble donc possible de pouvoir décrire la minéralisation en sol nu, en fonction d'un stock d'azote minéralisable et des lois d'action de la température et d'humidité du sol. Par contre, cette description n'est pas directement applicable pour décrire la minéralisation observée dans le sol avec paille.

L'organisation d'azote minéral associée à la décomposition des pailles est fonction de leur degré de dégradation et de l'évolution du carbone, que nous venons de décrire. Nous avons observé une forte corrélation entre l'organisation brute d'azote et la minéralisation du carbone des pailles, dans le traitement R2P Cylindre (figure 58) où l'azote ne constituait sans doute pas un facteur limitant. Dans ces conditions, l'organisation d'azote peut être très importante (au moins 120 kgN/ha en un an).

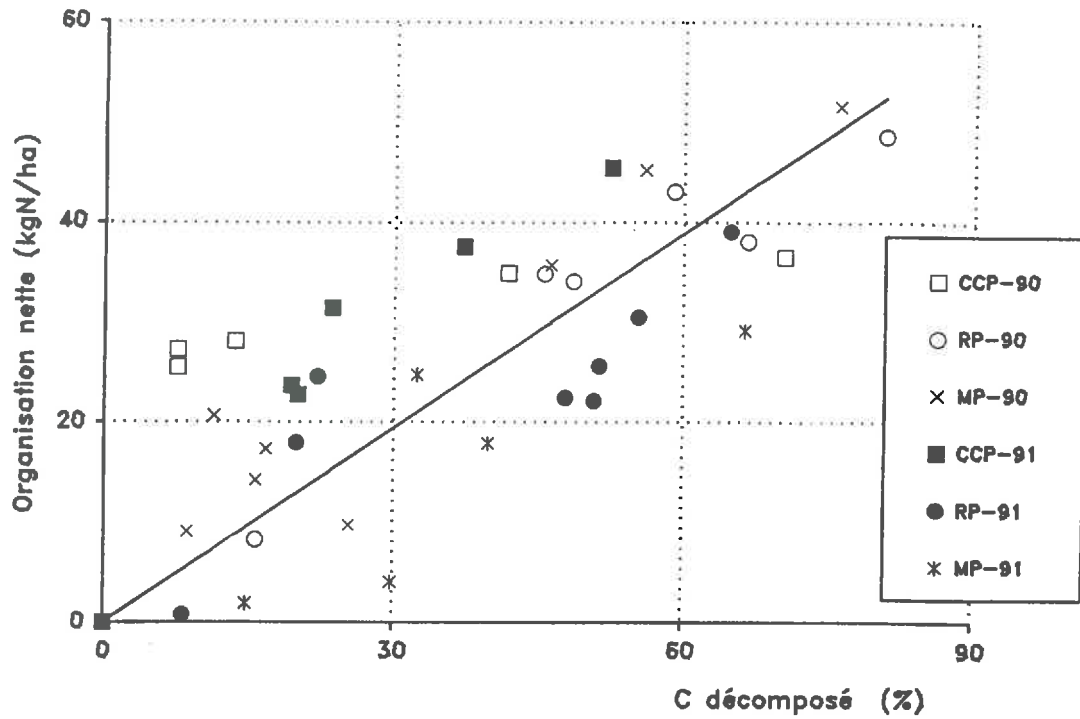


Figure 61: Relation entre organisation nette cumulée et taux de décomposition (%C décomposé) pour les traitements cover-crop (CCP), rotavator (RP) et mulch (MP) et pour les deux années d'expérimentation.

Dans les autres traitements, l'organisation nette d'azote est moins bien corrélée avec la décomposition du carbone (figure 61). Ceci résulte en partie au moins des incertitudes de calcul à la fois sur la variable carbone décomposé et sur la variable azote organisé. L'intensité moyenne d'organisation dans ces traitements est d'environ 8 kgN/t paille, alors qu'elle est nettement plus élevée sur les parcelles R2P ou au laboratoire (15 kgN/t paille). Il est donc probable que la quantité d'azote minéral disponible dans le sol module elle-même la quantité d'azote organisé. Pour prévoir les quantités d'azote organisé, il est nécessaire de connaître, en plus des variables température et humidité, la concentration en azote minéral dans la zone où se produit la décomposition, et ceci en fonction du temps.

Application à la gestion des pailles

*** Effet du travail du sol :**

Nous avons constaté qu'il existe probablement un effet du non travail du sol après récolte (traitement MOP) sur la minéralisation d'azote. Le travail du sol (deux passages de rotavator sur 18 cm de profondeur le même jour, ou deux passages de cover-crop sur 10 cm de profondeur à un mois d'intervalle) pourrait augmenter légèrement la minéralisation d'azote du sol. Cependant, le supplément de minéralisation qu'il pourrait induire est inférieur ou égal à 10 kgN/ha pour les deux années considérées. *Il ne faut donc pas attendre un effet spectaculaire du non travail du sol sur la réduction de la minéralisation automnale.*

On observe également que l'effet du labour d'hiver sur la minéralisation d'azote est très faible ou nul. Par contre, le labour en hiver a un effet considérable sur la décomposition de pailles précédemment mulchées (MP) ou partiellement enfouies au cover-crop (CCP). Il n'a pratiquement pas d'effet sur les pailles enfouies au rotavator (RP). Le travail du sol a pour effet d'accélérer la décomposition des résidus organiques frais, mais exerce peu ou pas d'influence sur la minéralisation de l'azote organique du sol.

*** Effet du mode d'incorporation :**

La cinétique de décomposition des pailles pour chacun des traitements est cohérente avec ce que l'on connaît de l'action des facteurs. L'incorporation de paille au rotavator ou au cover-crop fait augmenter les surfaces de contact entre le sol et le résidu et donc favorise la décomposition. Les pailles laissées en surface en mulch ont un contact limité avec le sol et se décomposent donc plus lentement, provoquant moins d'organisation nette d'azote.

Malgré une différence importante de vitesse initiale de disparition de paille dans les différentes modalités d'enfouissement, les taux de décomposition sont identiques dans tous

les traitements au bout d'un an. Ceci nous laisse penser que l'effet des modalités d'enfouissement et le mode de broyage sur la décomposition va jouer essentiellement au début de la décomposition de la paille. L'effet du mode d'incorporation disparaît au bout d'un an sans doute parce que le carbone restant est de moins en moins assimilable pour la microflore du sol.

L'organisation d'azote est synchrone de la décomposition de la paille. Nous avons observé que l'organisation nette d'azote est plus élevée dans le cas où les pailles sont incorporées au sol que lorsque les pailles sont laissées en surface. Plus la paille est fine et incorporée de façon homogène, plus la vitesse de décomposition et l'organisation d'azote peuvent être importantes. De ce point de vue, les préconisations actuellement recommandées de retarder le déchaumage, en laissant les pailles en mulch jusqu'en novembre, ne nous semblent pas optimales. Elles conduisent à un risque important de ne pas organiser l'azote minéral restant après récolte dans la couche labourée et de perdre l'azote qui se minéralise avant l'enfouissement. Nous avons en effet observé que les transferts de nitrate étaient plus rapides que les processus d'organisation.

Il faut souligner que les quantités d'azote organisé ont été, dans tous nos traitements expérimentaux (sauf R2P), nettement inférieures aux quantités maximales possibles. Les études au laboratoire ont montré que le potentiel d'organisation microbienne de l'azote au cours de la décomposition de 8 t paille/ha était de 120 kgN/ha. La possibilité d'extrapoler ces résultats au champ est confirmée par les résultats du traitement R2P. Ceci indique que l'organisation d'azote pourrait être très importante dans des sols contenant beaucoup d'azote minéral en surface (dans l'horizon labouré).

D'une façon générale, si l'on veut se rapprocher du potentiel maximal d'organisation avant la reprise du drainage, il est nécessaire de favoriser la décomposition initiale des pailles en fin d'été et en automne particulièrement. Une amélioration de la situation actuelle pourrait être obtenue :

- 1- en utilisant des pailles très finement broyées
- 2- en les incorporant dans toute la couche de sol où se produit l'essentiel de la minéralisation d'azote, c'est-à-dire la couche labourée.
- 3- en recherchant une incorporation au sol aussi homogène que possible.

Ces recommandations techniques peuvent bien sûr être difficiles à appliquer par les agriculteurs qui subissent déjà des contraintes économiques sévères. C'est le cas surtout de la recommandation 2 : le mélange de la paille sur toute la couche labourée est une opération coûteuse et sans doute irréaliste dans le contexte actuel où l'on cherche plutôt à simplifier les opérations de travail du sol. Il nous paraît cependant nécessaire de rechercher des solutions techniques permettant d'accroître le contact sol-résidu. Les recommandations 1 et 3 pourraient être envisagées à l'avenir en améliorant les matériels de broyage. Des

résultats obtenus par Villette et Machet (comm. pers.) montrent que la distribution des pailles après passage de la moissonneuse-batteuse équipée de broyeur est extrêmement hétérogène. Ceci réduit nécessairement l'organisation moyenne d'azote à l'automne et rend plus difficile le pilotage de la fumure azotée de la culture suivante.

Enfin, les recommandations techniques de gestion de l'azote en interculture doivent être considérées globalement. Les techniques culturales ne jouent pas que sur la décomposition des résidus de culture, mais peuvent aussi entraîner des réponses différentes de germination, levée et croissance des repousses et adventices après récolte. Différents travaux indiquent que ces peuplements "spontanés", même faiblement développés, peuvent provoquer une réduction conséquente des quantités d'azote minéral dans le profil à la reprise du drainage (Mary, 1992). Pour définir les meilleures techniques à appliquer en vue de limiter les fuites de nitrate, il faut aussi prendre en compte l'effet des techniques de travail du sol sur la croissance de ces peuplements. Il est très possible que les résultats contradictoires qui ont été obtenus sur l'effet du travail du sol (retard au déchaumage en particulier) puissent résulter de la confusion d'effets entre décomposition des résidus et croissance des repousses et adventices. Nous espérons au moins que nos résultats auront contribué à éclaircir ce débat.

REFERENCES

BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AHMAD H., KAI H. et HARADA T. (1972) Effect of nitrogenous forms on immobilization and release of nitrogen in soil. *Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University*. 17, 49-65.
- AHMAD H., KAI H. et HARADA T. (1969) Factors affecting immobilization and release of nitrogen in soil and chemical characteristics of the nitrogen newly immobilized. II-Effect of carbon sources on immobilization and release of nitrogen in soil. *Soil Sci. Plant Nutrition*. 15, 6, 252-258.
- ALBERTS E.E. et SHRADER W.D. (1980) Cornstalk decomposition on a till-planted watershed. *Agron. J.* 72, 709-712.
- ALLMARAS R.R., PIKUL J.L., KRAFT J.M. et WILKINS D.E. (1988) A methode for measuring incorporated crop residues and associated soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 1128-1133
- AMATO M., JACKSON R.B., BUTLER J.H.A. et LADD J.N. (1984) Decomposition in Australian soils. II. Residual organic ¹⁴C and ¹⁵N from legume plant part decomposing under field and laboratory conditions. *Aust. J. Soil Res.* 21, 563-570.
- AMATO M., LADD J.N., ELLINGTON A., FORD G., MAHONEY J.E., TAYLOR A.C. et WALSGOTT D. (1987) Decomposition of plant material in Australian soils. IV. Decomposition *in situ* of ¹⁴C and ¹⁵N labelled legume and wheat materials in a range of southern Australian soils. *Aust. J. Soil Res.* 25, 95-105.
- ANDREN O; et PAUSTIAN K. (1987) Barley straw decomposition in the field: A comparaison of models. *Ecology*. 68 (5), 1190-1200.
- ANDREN O., STEEN E. et RAJKAI K. (1992) Modelling the effects of moisture on barley straw and root decomposition in the field. *Soil Biol. Biochem.* 24, 727-736.
- BAKKEN L.R. (1986) Straw decomposition in soil, effects on denitrification and mineralization/immobilization of nitrogen during the autumn and spring. *Meldinger fra Norges Landbrukshogskole*. 65, 1-16.
- BALESDENT et al (1990) Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from ¹³C abundance in maize fields. *Journal of Soil Science*. 41, 587-596.
- BARRACLOUGH D. (1991) The use of mean pool abundances to interpret ¹⁵N tracer experiment. I- Theory. *Plant and Soil*. 131, 86-96.
- BAUGNET M. (1989) Suivi à l'aide de traceurs isotopiques des évolutions du carbone et de l'azote dans deux sols après incorporation de résidus végétaux. Mémoire de fin d'Etudes. INRA- ENITA Dijon, pp. 32.
- BALCK ET REITZ (1972) Phosphorus and nitrate-nitrogen immobilization by wheat straw. *Agronomy Journal*. 64, 782-785.
- BRODER M.W. et WAGNER G.H. (1988) Microbial colonization and decomposition of corn, wheat and soybean residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 112-117.

- BROWN P.L. et DICKEY D.D. (1970) Losses of wheat straw residue under simulated field conditions. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34, 118-121.
- BURNS I.G. (1976) Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profil. *J. Agric. Sci.* 86, 305-313.
- CHANEY K. (1990) Effect of nitrogen fertilizer rate on soil nitrogen content after harvesting winter wheat. *J. Agric. Sc., Camb*, 114, 171-176
- CHAUSSOD R., NICOLARDOT B., CATROUX G. et CHRETIEN J. (1986) Relations entre les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques de quelques sols cultivés. *Sci. sol.* 2, 213-226.
- CHRISTENSEN B.T. (1985a) Wheat and barley straw decomposition under field conditions: Effect of soil type and plant cover on weight loss, nitrogen and potassium content. *Soil Biol. Biochem.* 17, 691-697
- CHRISTENSEN B.T. (1985b) Decomposability of barley straw: Effect of cold-water extraction on dry weight and nutrient content. *Soil Biol. Biochem.* 17, 93-97
- CHRISTENSEN B.T. (1986) Barley straw decomposition under field conditions: Effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 18, 523-529.
- CHRISTIAN D.G. et MILLER D.P. (1986) Straw incorporated by different tillage systems and the effect on growth and yield of winter oats. *Soil Tillage Res.* 8, 239-252.
- CLARK M.D. et GILMOUR J.T. (1983) The effect of temperature on decomposition at optimum and saturated soil water contents. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 927-929.
- COCHRAN V.L. (1991) Decomposition of barley straw in a subarctic soil in the field. *Biol. Fertil. Soils.* 10, 227-232.
- COCHRAN V.L., ELLIOT L.F. et PAPENDICK R.I. (1980) Carbone and nitrogen movement from surface-applied wheat (*Triticum aestivum*) straw. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 978-982.
- COGLE A.L., SAFFIGNA P.G., STRONG W.M. LADD J.N. et AMATO M. (1987a) Wheat straw decomposition in subtropical Australia. I. A comparison of ¹⁴C labelling and two weight-loss methodes for measuring decomposition. *Aust. J. Soil. Res.* 25, 473-479.
- COGLE A.L., STRONG W.M., SAFFIGNA P.G., LADD J.N. et AMATO M. (1987b) Wheat straw decomposition in subtropical Australia. II. Effect of straw placement on decomposition and recovery of added ¹⁵N-urea. *Aust. J. Soil. Res.* 25, 481-490.
- COXSON D.S et PARKINSON D. (1987) Winter respiratory in aspen woodland forest floor litterand soils. *Soil Biol. Biochem.* 19, 1, 49-59.
- DARWIS D. (1990) Effet de la disponibilité en azote minéral sur la décomposition de cannes de maïs enfouis dans le sol. Memoire D.E.A. INA-PG. Paris.
- DENYS D., MULLER J.C. et MARIOTTI A. (1990) Conséquences de l'organisation de l'azote minéral d'un engrais sur la disponibilité pour la plante et sur la lixiviation. *Nitrates, agriculture, eau. Paris-La Defense.* 189-194.

- DOUGLAS C.L. et RICKMAN R.W. (1992) Estimating crop residue decomposition from air temperature, initial nitrogen content, and residue placement. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 272-278
- DOUGLAS C.L., ALLMARAS R.R., RASMUSSEN P.E., RAMIG R.E. et ROGER N.C. (1980) Wheat straw decomposition and placement-98. effects on decomposition in dryland agriculture of the pasific northwest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 833-837.
- DOWDELL R.J. et WEBSTER C.P. (1980) A lysimeter study using nitrogen-15 on the uptake of fertilizer nitrogen by perennial reygrass swards and losses by leaching. *J. Soil Sci.* 31, 65-75.
- FARDEAU J.C., GUIRAUD G., THIERY J., MOREL C. et BOUCHET B. (1988) Taux net annuel de minéralisation de la matière organique des sols de grande culture de beauce. coséquence pour l'azote. *C.R. Acad. Agric. Fr.* 74, 61-70.
- FREIJER J.I. et BOUTEN W. (1991) A comparison of field methods for measuring soil carbone dioxide evolution: Experiments and simulation. *Plant Soil.* 135, 133-142.
- FÜHR F. et SAUERBECK D. (1968) Decomposition of wheat straw in the field as influenced by cropping and rotation. In "Isotopes and radiation in soil organique matter studies". pp. 241-249.
- GALE P.M. et GILMOUR J.T. (1988) Net mineralization of carbone and nitrogen under aerobic and anaerobic conditions. *Soil Sci. Am. J.* 52, 1006-1010.
- GILMOUR J.T. et GILMOUR C.M. (1980) A simlutaion model for sludge decomposition in soil. *J. Environ. Qual.* 9, 194-199.
- GUIRAUD G. (1984) Contribution du marquage isotopique à l'évaluation des transferts d'azote entre les compartiments organiques et minéraux dans les systemes sol-plante. Thèse d'état Université Pierre et Marie Curie, Paris VI.
- GUIRAUD G., MARTINEZ J., LATIL M. et MAROL C. (1990) Action d'une culture dérobée sur le bilan d'un engrais azotée in "Nitrates, agriculture, eau", Calvet R. (ed), INRA-INA PG, Paris, pp 425-430
- HANLON R.D.G. ET ANDERSON J.M. (1980) Influence of macroarthropod feeding activities on microflora in decomposing oak leaves. *Soil Biol. Biochem.* 12, 255-261.
- HARPER S.H.T. (1987) Décomposition de la paille et production de toxines au champ (Traduction L. Lescar, ITCF). *Perspectives Agricoles.* 117, 22-23.
- HARPER S.H.T. (1989) A critical comparison of methodes to monitor the decay rate of straw in field soils. *J. Soil Sci.* 40, 675-683.
- HARPER S.H.T. et LYNCH J.M. (1981a) The Chemical components and decomposition of wheat straw leaves, internodes an nodes. *J. Sci. Food Agric.* 32, 1057-1062.
- HARPER S.H.T. et LYNCH J.M. (1981b) The kinetics of straw decomposition in relation to its potentiel to produce the phytotoxin acetic acid. *J. Soil Sci.* 32, 627-636.

- HARRIS et al (1979) Effect of water potential on microbial growth and activity. In. Water potential relation in soil microbiology. Soil Sci. Soc. Am. Special publication No. 9, 23-95.
- HENRIKSEN A. et SELMER-OLSEN A. (1970) Automatique methods for determining nitrate and nitrite in water and soil extract. *Analyst.* 95, 514-518.
- HERMAN W.A., Mc GILL W.B. et DORMAAR J.F. (1977) Effect of initial chemical composition on decomposition of roots of three grass species. *J. Soil Sci.* 36, 425-444.
- HOLLAND E.A., et COLEMAN D.C. (1987) Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology.* 68 (2), 425-433.
- HONEYCUTT C.W. et POTARO L.J. (1990) Field evaluation of heat units for predicting crop residue carbon and nitrogen mineralization. *Plant Soil* 125, 213-220.
- HONEYCUTT C.W., ZIBILSKA L.M. et CLAPHAM W.M. (1988) Heat units for describing carbon mineralization and predicting net nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 1346-1350.
- HOWARD P.J.A. et HOWARD D.M. (1979) Respiration of decomposing litter in relation to temperature and moisture. *OIKOS*, 33, 457-465
- JANZEN H.H. et KUCEY R.M.N. (1988) C, N, and S mineralization of crop residues as influenced by crop species and nutrient regime. *Plant Soil.* 106, 35-41.
- JARVIS S., BARRACLOUGH D., UNWIN R.J. et ROYLE S.M. (1989) Nitrate leaching from grazed grassland and after straw incorporation in arable soils. In Management systems to reduce impact of nitrates. Ed. JC. Germon, 274-....
- JANSSON S.L. et PERSSON J. (1982) Mineralization and immobilization of soil nitrogen. In Nitrogen in agricultural soils. Ed. FJ. Stevenson, 229-252.
- JAWSON M.D. et ELLIOT L.F. (1986) Carbon and nitrogen transformation during wheat straw and root decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 18, 15-22.
- JENKINSON D.S. (1977) Studies on the decomposition of ¹⁴C labelled organic matter in soil. *Soil Sci.* 111, 64-70.
- JENKINSON D.S. et AYANABA A. (1977) Decomposition of carbon-14 labeled plant material under tropical conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 912-915.
- JOHNSTON A.E. et JENKINSON D.S. (1989) The nitrogen cycle in UK arable agriculture. Proceedings of the Fertilizer Society of London 286, 3-23
- KLADIVKO E.J. et KEENEY D.R. (1987) Soil nitrogen mineralisation as affected by water and temperature interactions. *Biol. Fert. Soils.* 5, 248-252
- KNAPP E.B., ELLIOTT L.F. et Campbell G.S. (1983) Microbial respiration and growth during the decomposition of wheat straw. *Soil Biol. Biochem.* 15, 319-323.
- LADD J.N., OADES J.M. et AMATO M. (1981) Microbial biomass formed from ¹⁴C, ¹⁵C-labelled plant material decomposing in soils in the field. *Soil Biol. Biochem.* 13, 119-126.
- LINERES M. et LUBET E. (1990) Maize residue management: Organic matter decomposition and nutrient losses. 1st Cong. of ESA, PARIS, 5-7 Décembre.

- LUEKEN H., HUTCHEON W.L. et PAUL E.A. (1962) The influence of nitrogen on the decomposition of crop residue in the soil. *Can. J. Soil Sci.* 42, 276-287.
- MAAS E.F. et ADAMSON R.M. (1972) Resistance of swadust, peats and bark decomposition in the presence of soil nutrient solution. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 769-772.
- MACDONALD A.J., POWLSON D.S., POULTON P.R. et JENKINSON D.S. (1989) Unused fertiliser nitrogen in arable soils-Its contribution to nitrate leaching. *J. Sci. Food Agric.* 46, 407-419.
- MACHET J.M. et MARY B., (1989) Impact of agricultural practices on the residual nitrogen in soil and nitrate losses. In: Management systems to reduce impact of nitrate.. (JC Germon, ed), Elsevier, 126-146
- MACHET J.M., MARY B. et BOIFFIN J. (1990) Les aspects agronomiques du problème de la pollution de la nappe phréatique, particulièrement pour les nitrates. Sucrière Française. Août-Septembre 1990.
- MAGAN N., HAND P., KIRKWOOD I.A. et LYNCH J.M. (1989) Establishment of microbial inocula on decomposing wheat straw in soil of different water contents. *Soil Biol. Biochem.* 21, 15-22
- MARY B. (1987) Effet du précédent cultural sur la disponibilité du sol en azote minéral. *C.R. Acad. Agric. Fr.* 73, 57-69.
- MARY B. (1988) Rôle de la biomasse microbienne du sol dans la disponibilité du sol en azote minéral en conditions de plein champ. C.R. ministère de l'environnement, S.R.E.T.I.E. contrat 2543 A
- MARY B. (1990) La bonne conduite de l'azote est une question de vigilance. *Cultivar* 276, 28-29
- MARY B. et FRESNEAU Ch. (1987) Rôle des des résidus de récolte dans la disponibilité en azote minéral. C.R. contrat 2535 A, Min. Environ., S.R.E.T.I.E., comité sol
- MARY B. MOREL J.L. et MARIOTTI A. (1992) Use of ¹³C variations at natural abundance for studying the biodegradation of root mucilage, roots and glucose in soil. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1065-1072
- MARY B., FRESNEAU V., MOREL J.L. et MARIOTTI A. (1993) C and N cycling during decomposition of root mucilage, roots and glucose in soil. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1005-1014.
- McCALLA T.M. (1943) Changes in the physical properties of straw during the early stages of decomposition. *Soil Sci. Soc. Proc.* 258-262.
- MELILLO J.M. et ABER J.D. (1982) Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology.* 63, 621-626.
- MILLER R.D. et JOHNSON D.D. (1964) The effect of soil moisture tension on carbon dioxide evolution, nitrification, and nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Proc.* 644-647.
- MULLER J.C. et MARY B. (1981) Influence des résidus de cultures sur la réorganisation de l'azote minéral. *C.R. Acad. Agric. Fr.* 67.

- MULLER J.C. et REMY J.C. (1984) Influence de l'azote minéral sur la cinétique de décomposition des pailles. C.R. Contrat CEE, ESE-R014F
- MÜLLER M.M. et BERG B. (1988) Release of carbon and nitrogen from decomposing roots of red clover as affected by liming of soil. *Plant Soil*. 105, 149-152.
- NOMMICK H. (1962) Mineral nitrogen immobilization and carbon dioxide production during decomposition of wheat straw in soil as influenced by temperature. *Acta Agric. Scand.* 12, 81-93
- NYHAN J.W. (1975) Decomposition of carbone 14 labelled plant materials in a grassland soil under field conditions. *Soil Sci. Am. Proc.* 39, 643-648.
- NYHAN J.W. (1976) Influence of soil temperature and water tension on the decomposition rate of carbone-14 labeled herbage. *Soil Sci.* 121, 288-293.
- ORCHARD V.A. et COOK. F.J. (1983) Relationship between soil respiration and soil moisture. *Soil Biol. Biochem.* 15, 447-453.
- PAL D. et BROADBENT F.E. (1975) Kinetic of rice straw decomposition in soils. *J. Environ. Qual.* 4, 256-260.
- PARKER D.T. (1962) Decomposition in the field of buried end surface-applied cornstalk residue. *Soil Sci. Soc. Proc.* 559-562.
- PARMELEE R.W., BEARE M.H. et BLAIR J.M. (1989) Decomposition and nitrogen dynamics of surface weed residues in no-tillage agroecosystems under drought conditions: Influence of resource quality on the decomposer community. *Soil Biol. Biochem.* 21, 97-103.
- PARR J.F. et PAPENDICK R.I. (1978) Factors affecting the decomposition of crop residues by microorganisms. In *Crop residue management systems*. Ed. W.R. Oschwald. American Society of Agronomy Special Publication No. 31. 101-129.
- POWLSON D.S. (1988) Measuring and minimising losses of fertilizer nitrogen in arable. In *Nitrogen efficiency in agricultural soils*. Eds. D.S. Jenkinson et K.A. Smith. 231-244.
- POWLSON D.S., JENKINSON D.S., PRUDEN G. et JOHNSTON A.E. (1985) The effect of straw incorporation on the uptake of nitrogen by winter wheat. *J. Sci. Fd. Agric.* 36, 26-30.
- PUIG-GIMENEZ M.H. et CHASE F.E. (1984) Laboratory studies of factors affecting microbial degradation of wheat straw residues in soil. *Can. J. Soil Sci.* 64, 9-19.
- RECOUS S. (1988) Dynamique de l'azote en sol cultivé: organisation microbienne des forme ammoniacale et nitrique, conséquences sur l'utilisation de l'azote des engrais par une culture de blé. *Thèse de doctorat, Université Lyon I*, 189 p.
- RECOUS S., MARY B. et FAURIE G. (1990) Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 22, 913-922
- RECOUS S., DARWIS D., ROBIN D., et MACHET J.M. (1993) Décomposition des résidus de récolte. Interactions avec la dynamique de l'azote in "Matières organiques et agriculture", colloque GEMAS-COMIFER, (Decroux et Ignazi, eds), pp 4-16

- REDDY K.R. et PATRICK W.H. (1975) Effect of alternate aerobic and anaerobic conditions on redox potential, organic matter decomposition and nitrogen loss in a flooded soil. *Soil Biol Biochem* 7, 87-94
- REINERTSEN S.A., ELLIOT L.F., COCHRAN V.L. et CAMPBELL G.S. (1984) Role of available carbon and nitrogen in determining the rate of wheat straw decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 16, 459-464.
- REINKE J.J., ADRIANO D.C. et McLEOD K.W. (1981) Effects of litter alteration on carbon dioxide evolution from a South Carolina pine forest floor. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 620-623.
- REMY J.C. et HEBERT J. (1977) Le devenir des engrais azotés dans le sol. *C.R. Acad. Agric.*, 11, 700-714.
- REMY J.C. et VIAUX Ph. (1980) Evolution des engrais azotés dans le sol. *Perspectives agricoles* 43, 5-9
- ROBIN D. (1994) Influence de la disponibilité en azote sur les relations carbone-azote au cours de la décomposition des résidus dans le sol. Thèse de Doctorat I.N.A.-P.G. (à paraître).
- ROSS D.J. et CAIRNS A. (1978) Influence of temperature on biochemical processes in some soils from tussock grasslands. *New Zealand J. Sci.* 21, 580-889
- SAIN P. et BROADBENT F.E. (1975) Moisture absorption, mold growth and decomposition of rice straw at different relative humidities. *Agron. J.* 67, 759-762
- SAIN P. et BROADBENT F.E. (1977) Decomposition of rice straw in soils as affected by some management factors. *J. Environ. Qual.* 6, 96-100.
- SAKAMOTO K. et YOSHIDA T. (1988) *In situ* measurement of soil respiration rate by a dynamic method. *Soil Sci. Plant Nutr.* 34 (2), 195-202.
- SAUERBECK D.R. et GONZALEZ M.A. (1977) Field decomposition of carbon-14-labelled plant residues in various soils of the Federal Republic of Germany and Costa Rica. *In Soil Organic Matter Studies*, Vol. 1, pp. 159-170. Proceeding IAEA/FAO Symposium, Braunschweig.
- SCHREIBER J.D. et MC DOWELL L.L. (1985) Leaching of nitrogen, phosphorus, and organic carbon from wheat straw residues: I. Rainfall intensity. *J. Environ. Qual.* 14, 251-256
- SCHREIBER J.D. (1985) Leaching of nitrogen, phosphorus, and organic carbon from wheat straw residues: II. Loading rate. *J. Environ. Qual.* 14, 256-260.
- SHIELDS J.A. et PAUL E.A. (1973) Decomposition of ¹⁴C-labelled plant material under field conditions. *Can. J. Soil. Sci.* 52, 297-306.
- SIMON G. (1960) L'enfouissement des pailles dans le sol. Etude générale et répercussions sur la microflore du sol. *Ann. agron.*
- SIMS J.L. et FREDERICK L.R. (1970) Nitrogen immobilization and decomposition of corn residue in soil and sand as affected by residue particle size. *Soil Sci.* 109, 355-361.

- SINGH K.P. et SHEKHAR C. (1989) Weight loss in relation to environmental factors during the decomposition of maize and wheat roots in a seasonally-dry tropical region. *Soil Biol. Biochem.* 21, 73-80.
- SINGH Y.P. et SINGH C.P. (1986) Effect of different carbonaceous compounds on the transformation of soil nutrients. I. Immobilization and mineralization of applied nitrogen. *Biological Agriculture en Horticulture.* 4, 19-26.
- SMITH J.H. et DOUGLAS C.L. (1971) Wheat straw decomposition in the field. *Soil Sci. Am. Proc.* 35, 269-272.
- SOMMERS L.E., GILMOUR C.M., WILDUNG R.E. et BECK S.M. (1980) The effect of water potential on decomposition processes in soils. In Water Potential Relations in Soil Microbiology. *Soil Sci. Soc. of Am. Special Publication No. 9*, 97-117.
- SORENSEN L.H. (1981) Carbon-nitrogen relationships during the humification of cellulose in soils containing different amounts of clay. *Soil Biol. Biochem.* 13, 313-321
- STANFORD G. et SMITH . (1972) Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 3, 465- 472.
- STARICKA J.A., ALLMARAS R.R. et NELSON W.W. (1991) Spatial variation of crop residue incorporated by tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 1668-1674.
- STOTT D.E., ELLIOTT L.F., PAPENDICK R.I. et CAMPBELL G.S. (1986) Low temperature or low water potential effects on the microbial decomposition of wheat residue. *Soil Biol. Biochem.* 18, 577-582.
- STOTT D.E., STROO H.F., ELLIOTT L.F., PAPENDICK R.I., et UNGER P.W. (1990) Wheat residue loss from fields under no-till management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 92-98
- STRONG W.M., DALAL R.C., COOPER J.E. et SAFFIGNA P.G. (1987) Availability of residual fertiliser nitrogen in a Darling Downs black earth in the presence and absence of wheat straw. *Aust. J. Exp. Agric.* 27, 295-302
- STROO H.F., BRISTOW K.L., ELLIOTT L.F., PAPENDICK R.I. et CAMPBELL G.S. (1989) Predicting rates of wheat residue decomposition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 91-99.
- SUMMERELL B.A. et BURGESS L.W. (1989) Decomposition and chemical composition of cereal straw. *Soil Biol. Biochem.* 21, 551-559.
- SWIFT M.J., HEAL O.W. et ANDERSON J.M. (1979) Decomposition in terrestrial ecosystem. *Studies in ecology* Vol. 5. Blackwell, Oxford, pp. 372.
- TAUREAU J.C. (1987) Estimation comparative des risques d'enrichissement en nitrate des eaux sous divers systèmes agricoles. *Perspectives agricoles* 115, 165-170
- THEVENET .G. (1987) Doit-on enfouir les pailles ? *Perspectives agricoles* 117, 12-15
- TOUTAIN F. (1987) Activité biologique des sols, modalités et lithodépendance. *Biol. Fertil. Soils.* 3, 31-38.
- VAN SOEST P.J. et WINE R.H. (1967) Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. VI. determination of plant cell constituents. *Journal of Official Analytical Chemists.* 50, 50-55.

- VAN VEEN J.A., LADD J.N. et AMATO M. (1985) Turn-over of carbon and nitrogen through the microbial biomass in sandy loam and a clay soil incubated with [$^{14}\text{C}(\text{U})$]glucose and [$^{15}\text{N}(\text{NH}_4)$] $_2\text{SO}_4$ under different moisture regimes. *Soil Biol. Biochem.* 17, 747-756.
- VERDOUW H. (1977) Ammonia determination based on indophenol formation with sodium salicylate. *Water Res.* 12, 399-402.
- VIAUX PH. (1983) Enfourir ou ne pas enfourir les pailles, conséquences à court terme et à long terme sur la fertilité des sols. *Perspectives Agricoles.* 74, 31-35.
- VORONEY R.P., PAUL E.A. et ANDERSON D.W. (1989) Decomposition of wheat straw and stabilization of microbial products. *Can. J. Soil Sci.* 69, 63-67.
- WESSEN B. et BERG B. (1986) Long-term decomposition of barley straw: Chemical changes and ingrowth of fungal mycelium. *Soil Biol. Biochem.* 18, 53-59.
- WHITEHEAD D.C., BUCHAN H. et HARTLEY R.D. (1979) Composition and decomposition of roots of regrass and red clover. *Soil Biol. Biochem.* 11, 619-628
- WILSON D.O. et RAYMER P.L. (1992) Decomposition of sorghum residue in a double-crop sorghum and wheat system. *Soil Biol. Biochem.* 24, 789-793.

ANNEXES

- 1/. Solution NDS; 9.305 g EDTA dihydraté
3.405 g Borate de sodium 10 H₂O
15 g Lauryl sulfate de sodium
2.28 g Na₂HPO₄, anhydre ou
5.748 g Na₂HPO₄ 12 H₂O
5 ml éthylène glycol
eau distillé
- 2/. Solution NDS + α amylase; 4 ml de solution α amylase +
NDS
- 3/. Solution ADS ; 10 g CTAB (Cetyltriméthylammonium bromide) +
H₂SO₄ 1N
- 4/. H₂SO₄ 72 %

Tableau 1: Solutions utilisées pour la détermination de la composition biochimique.

Date	Nb. Jours	TRAITEMENTS					
		CCP (t/ha)	(é.t.) (t/ha)	RP (t/ha)	(é.t.) (t/ha)	MP (t/ha)	(é.t.) (t/ha)
Initial	0	7.9		7.8		7.8	
29/08/90	34	8.8	1.4	6.8	0.9	7.7	0.7
26/09/90	62	6.5	0.9	5.1	0.1	7.1	1.2
05/11/90	102	8.1	1.7	3.3	1.1	8.0	0.8
04/12/90	131	7.7	0.8	3.7	0.5	7.5	0.2
22/01/91	180	7.6	1.1	1.7	0.7	6.7	1.2
27/03/91	244	3.3	0.2	1.7	0.1	2.8	0.1
30/05/91	308	4.0	0.2	0.8	0.2	3.2	0.1
21/07/91	360	1.7	0.4	0.6	0.3	1.0	0.2

Tableau 2. Evolution de la matière sèche corrigée du témoin (moyenne des 3 blocs et écart-type) pour les traitements CCP, RP et MP au cours de l'essai 1990-91.

		TRAITEMENTS							
Date	No. Jours	CCP (t/ha)	(é.t.) (t/ha)	RP (t/ha)	(é.t.) (t/ha)	MP (t/ha)	(é.t.) (t/ha)	R2P (t/ha)	(é.t.) (t/ha)
Initial		7.8		7.7		7.7		7.7	
26/09/91	27	10.4	3.0	7.5	3.4	10.4	2.7	5.7	1.1
15/10	46	6.9	2.3	7.6	2.8	10.4	0.7	4.8	0.5
05/11	67	8.6	1.5	6.6	0.7	10.2	0.6	4.0	0.4
26/11	88	6.7	2.2	6.1	0.7	11.0	1.1	4.6	1.5
14/01	137	5.6	2.0	3.5	0.5	8.7	2.1	3.3	0.2
19/02	173	6.9	1.8	3.9	1.5	6.1	1.6	2.9	0.9
14/04	228	6.3	2.3	3.7	0.6	4.6	1.5	2.2	0.5
12/05	256	5.5	1.3	3.6	0.5	6.0	1.8	3.3	0.4
09/06	284	4.1	2.7	2.8	0.9	2.7	1.8	1.2	0.1
07/07	312	2.8	1.9	2.3	1.4	1.3	0.9	0.6	0.1
08/09	375	0.6	0.4	0.3	0.1	0.2	0.2	0.2	0.0

Tableau 3. Evolution de la matière sèche corrigée du témoin (moyenne des 3 blocs et écart-type) pour les traitements CCP, RP, MP et R2P Parcelle au cours de l'essai 1991-92.

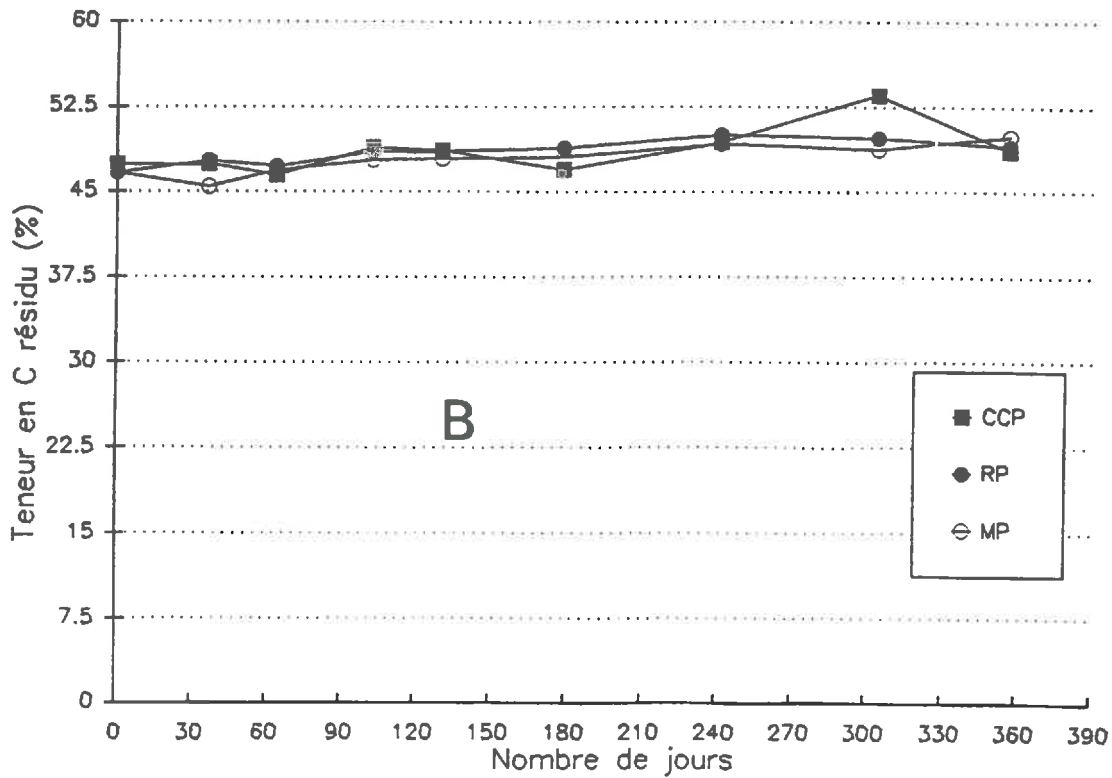
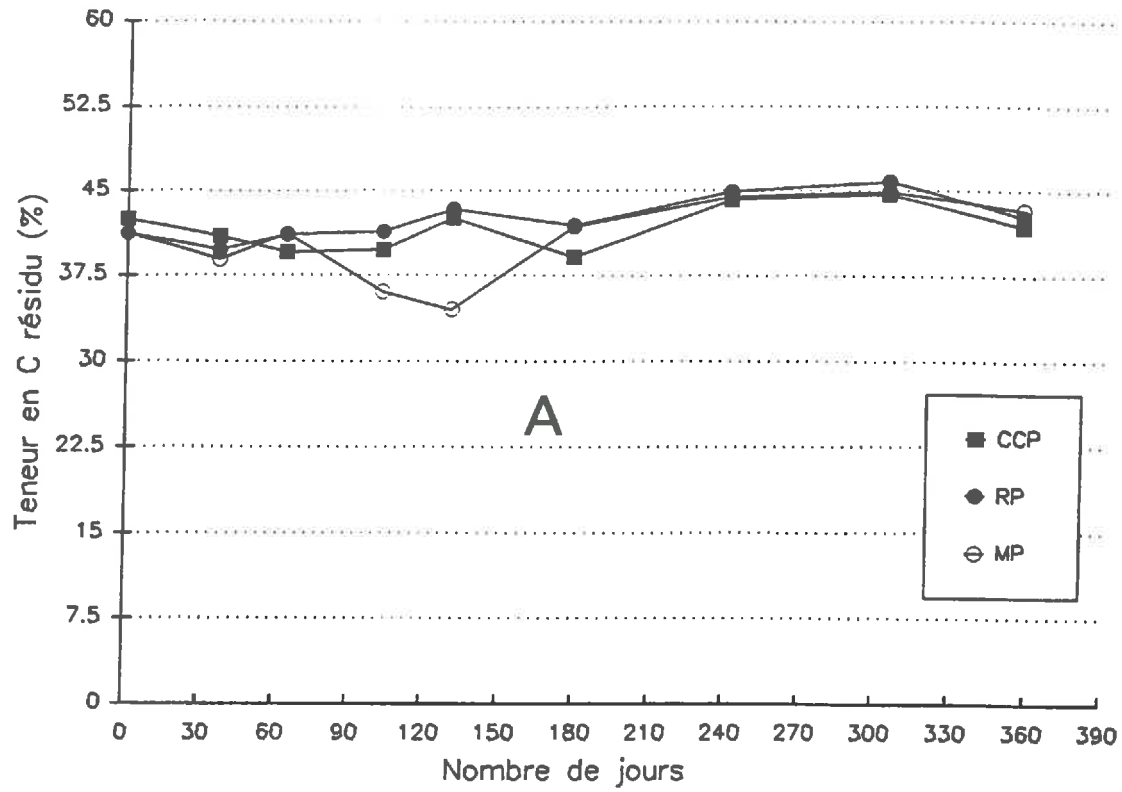


Figure 1. Evolution de la teneur en carbone (%) de la matière sèche (A) et de la matière organique (B) du résidu >1 mm extrait du sol au cours de l'essai 1990-91

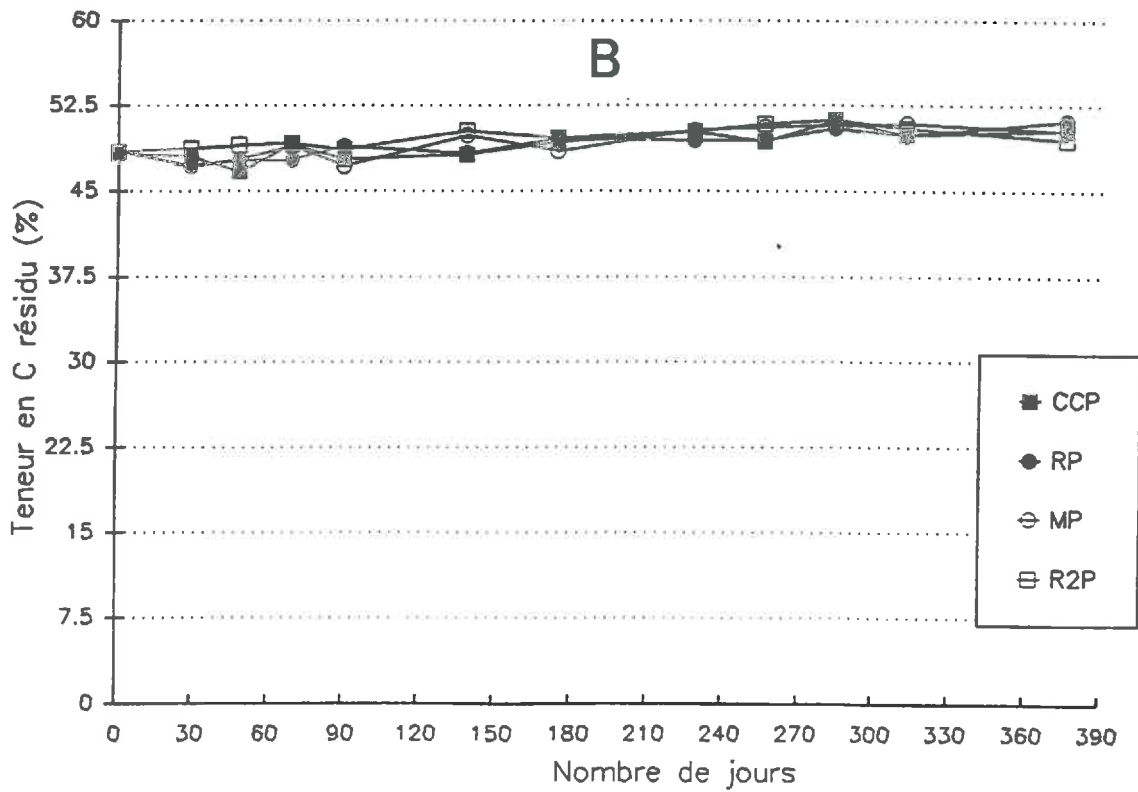
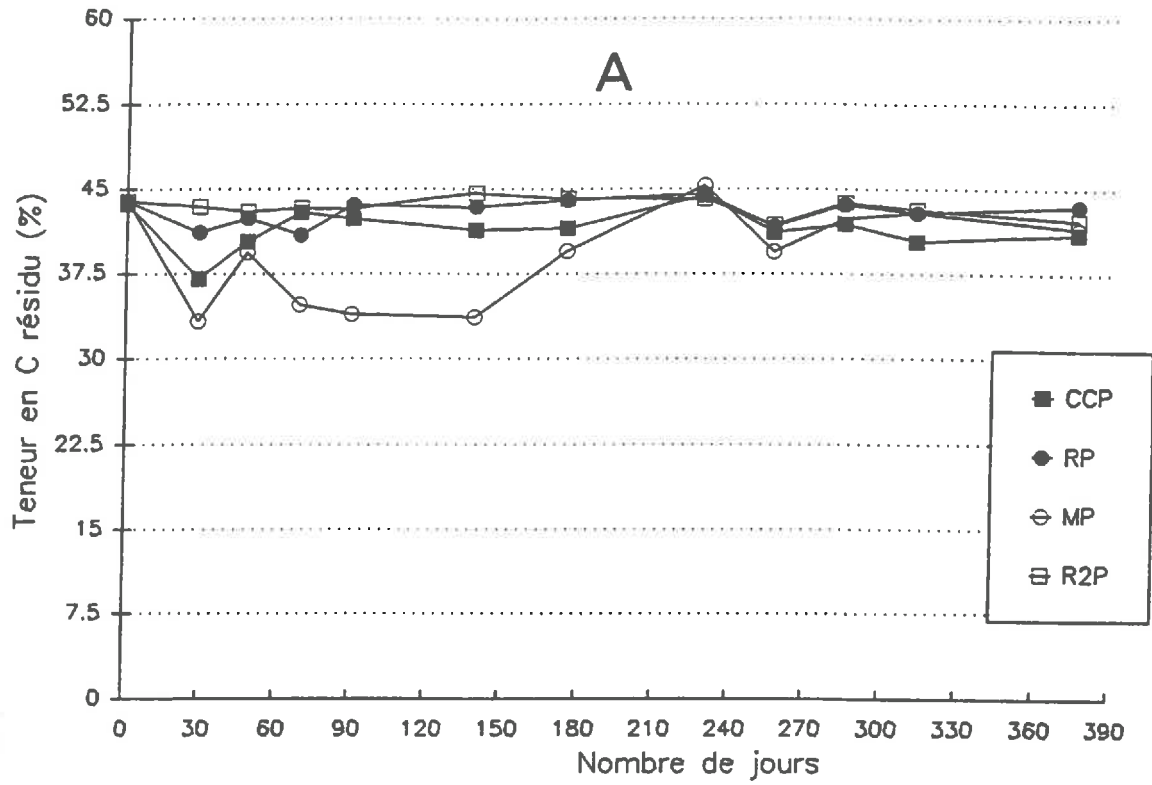


Figure 2. Evolution de la teneur en carbone (%) de la matière sèche (A) et de la matière organique (B) du résidu >1 mm extrait du sol au cours de l'essai 1991-92

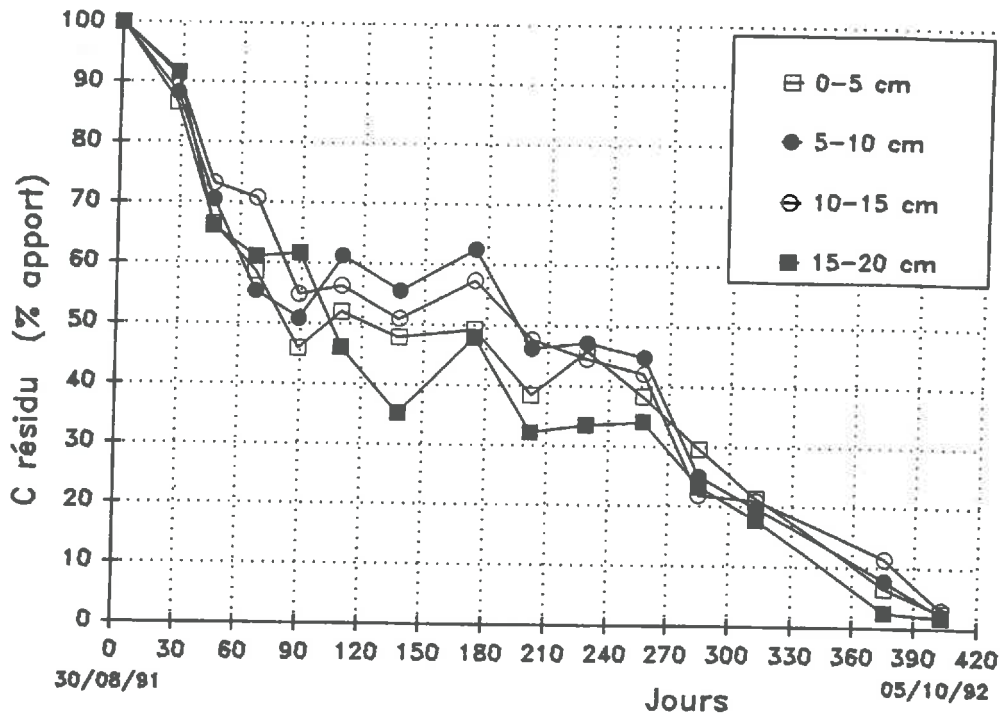


Figure 3. Evolution des quantités de carbone dans les différentes couches du sol pour le traitement R2P
Cylindre

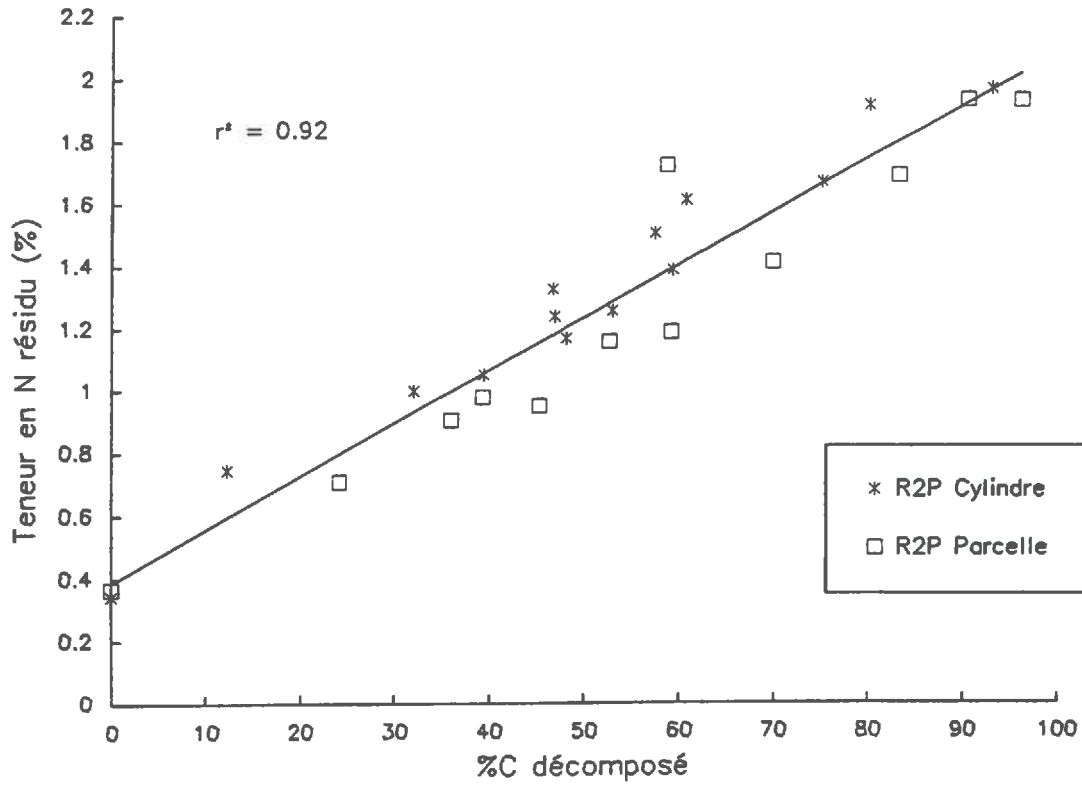


Figure 3bis: Relation entre la teneur en azote des résidus de taille > 1 mm extraits du sol et l'état d'avancement de la décomposition exprimé par le taux de disparition du carbone (% C décomposé) pour les traitements R2P Parcelle et R2P Cylindre (Essai 1991-92).

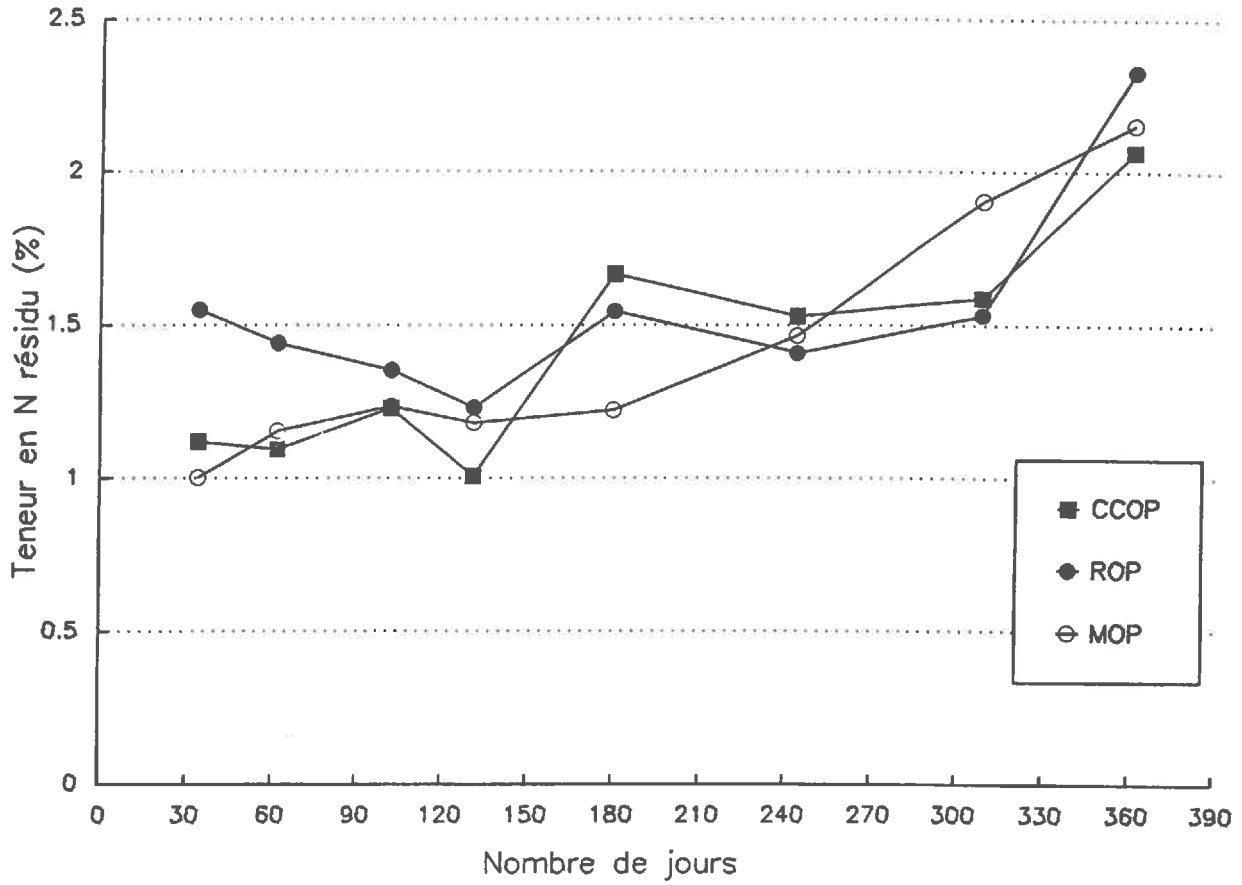


Figure 4: Evolution de la teneur en azote (%) des résidus de taille > 1 mm extraits du sol au cours de la décomposition pour les traitements CCOP, ROP et MOP. Essai 1990-91.

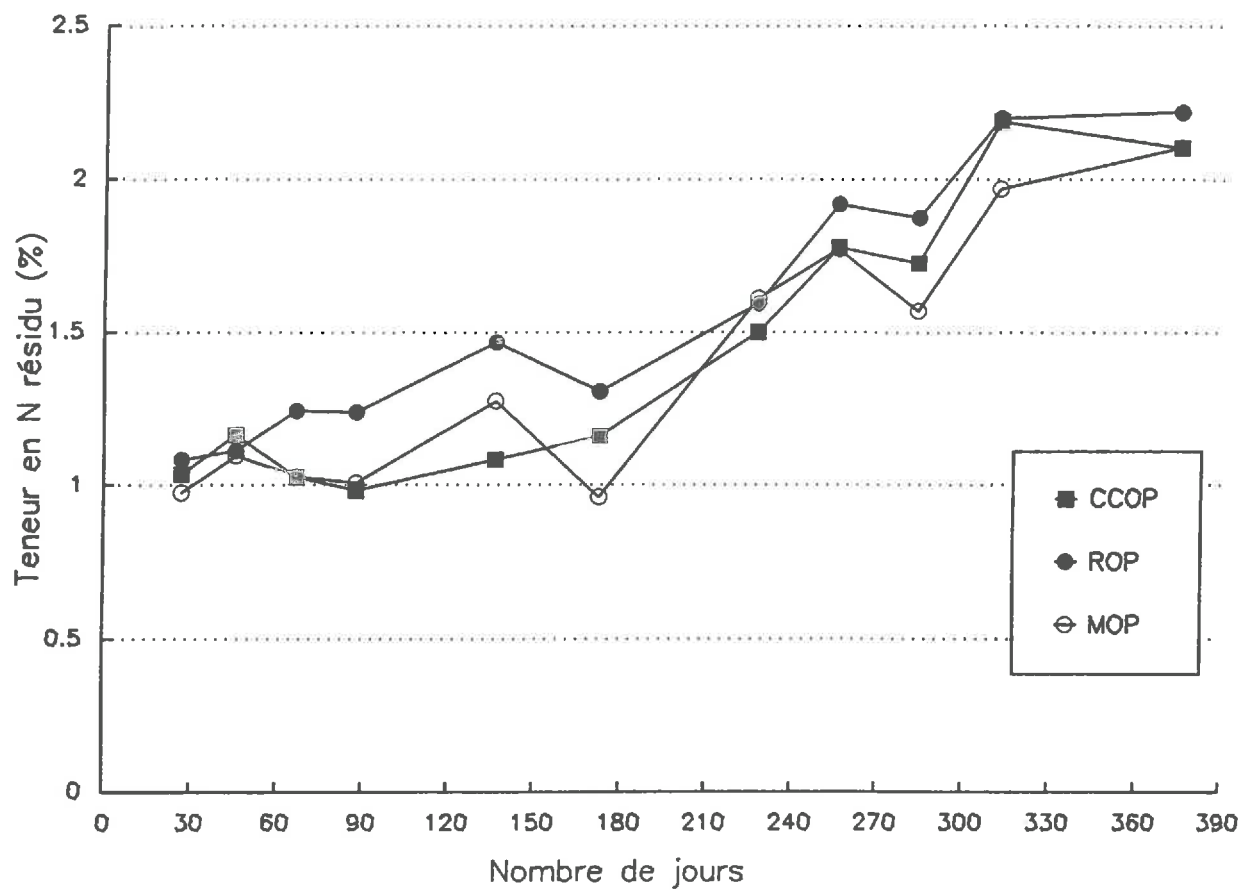


Figure 4bis: Evolution de la teneur en azote (%) des résidus de taille > 1 mm extraits du sol au cours de la décomposition pour les traitements CCOP, ROP et MOP. Essai 1991-92.

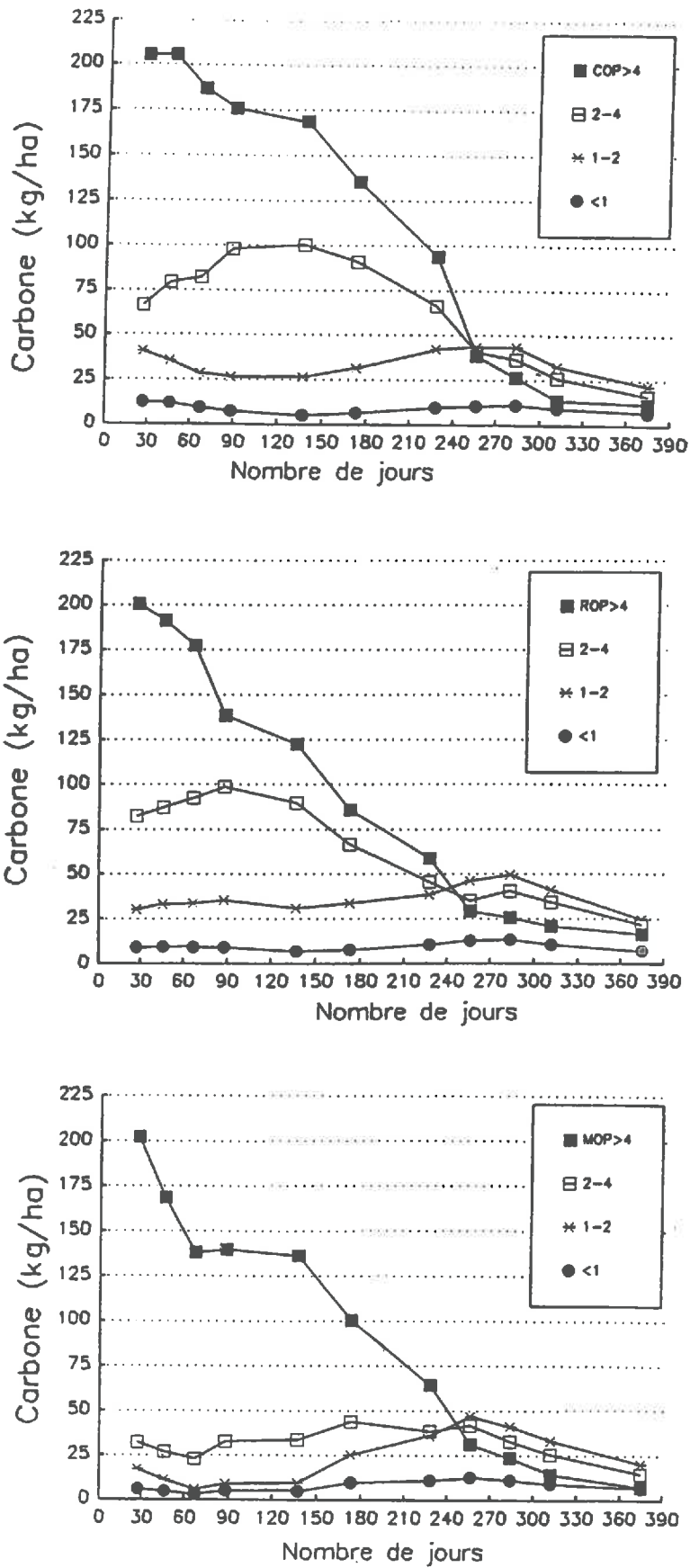
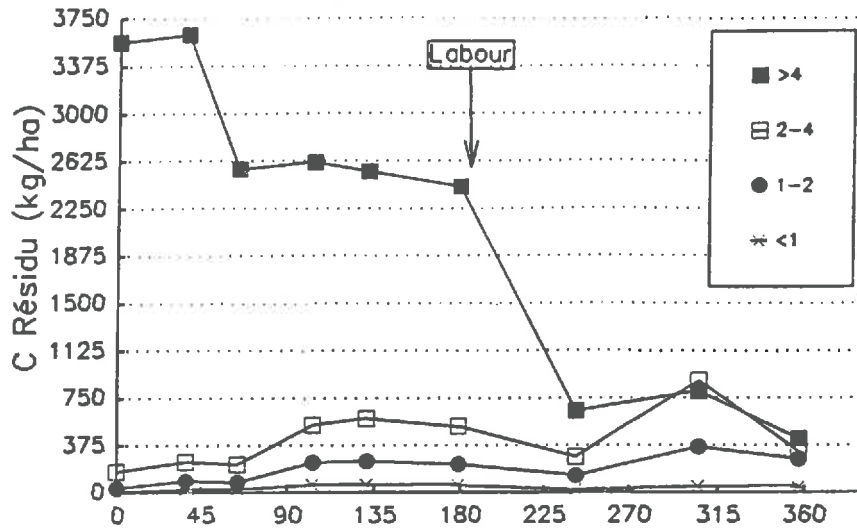
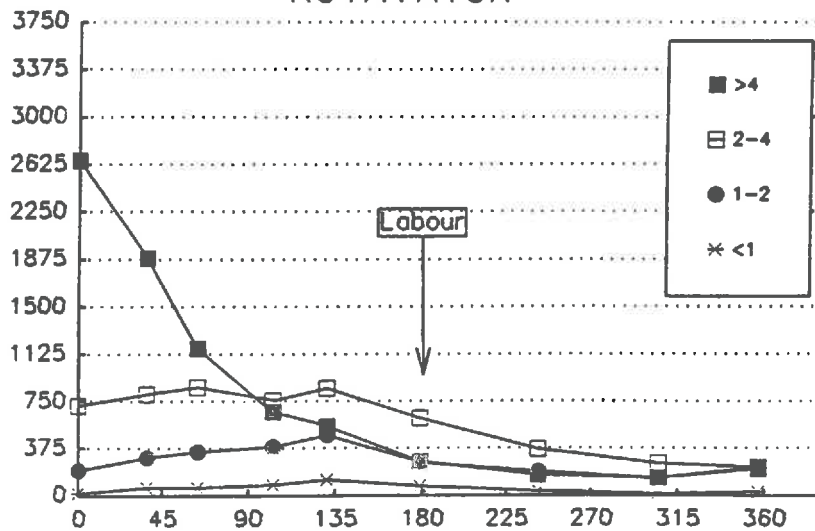


Figure 5: Evolution des quantités de carbone dans les différentes classes granulométriques (>4 mm, 2-4 mm, 1-2 mm et <1 mm) pour les traitements CCOP, ROP et MOP au cours de l'essai 1991-92

COVER CROP



ROTAVATOR



MULCH

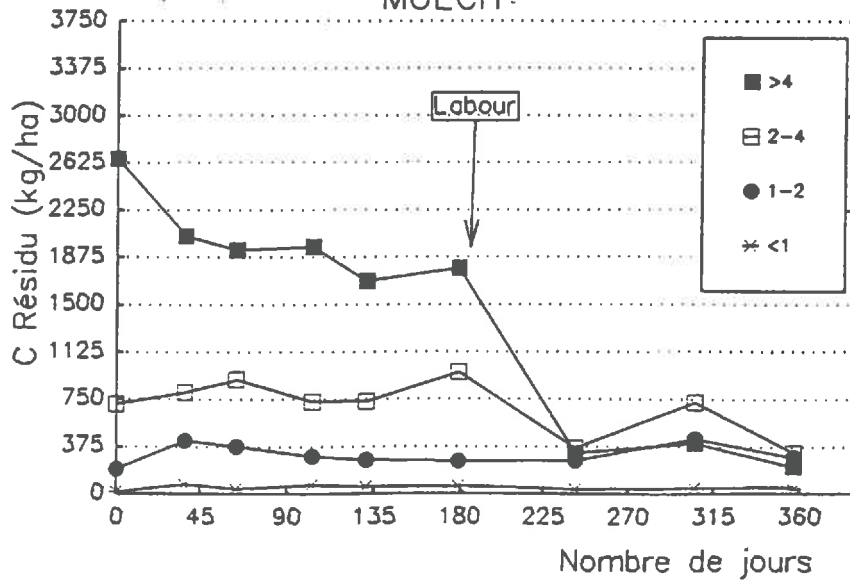


Figure 6: Evolution des quantités de carbone des différentes classes granulométriques (>4 mm, 2-4 mm, 1-2 mm et <1 mm) pour les traitements CCP, RP, MP et R2P au cours de l'essai 1990-91

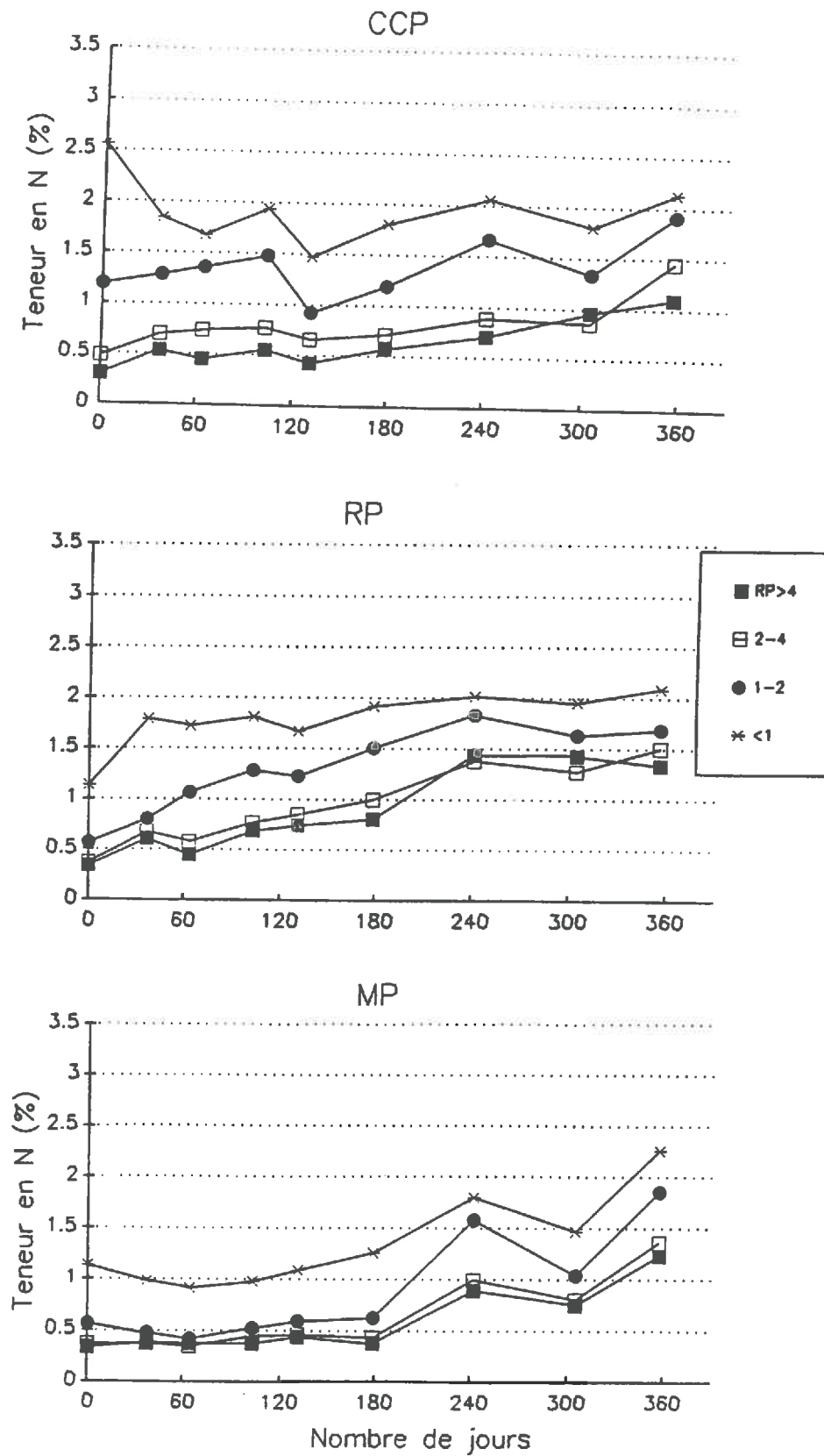


Figure 7: Evolution de la teneur en azote (%) des résidus dans les différentes classes granulométriques obtenues à partir du résidu >1 mm pour les traitements CCP, RP et MP (essai 1990-91)

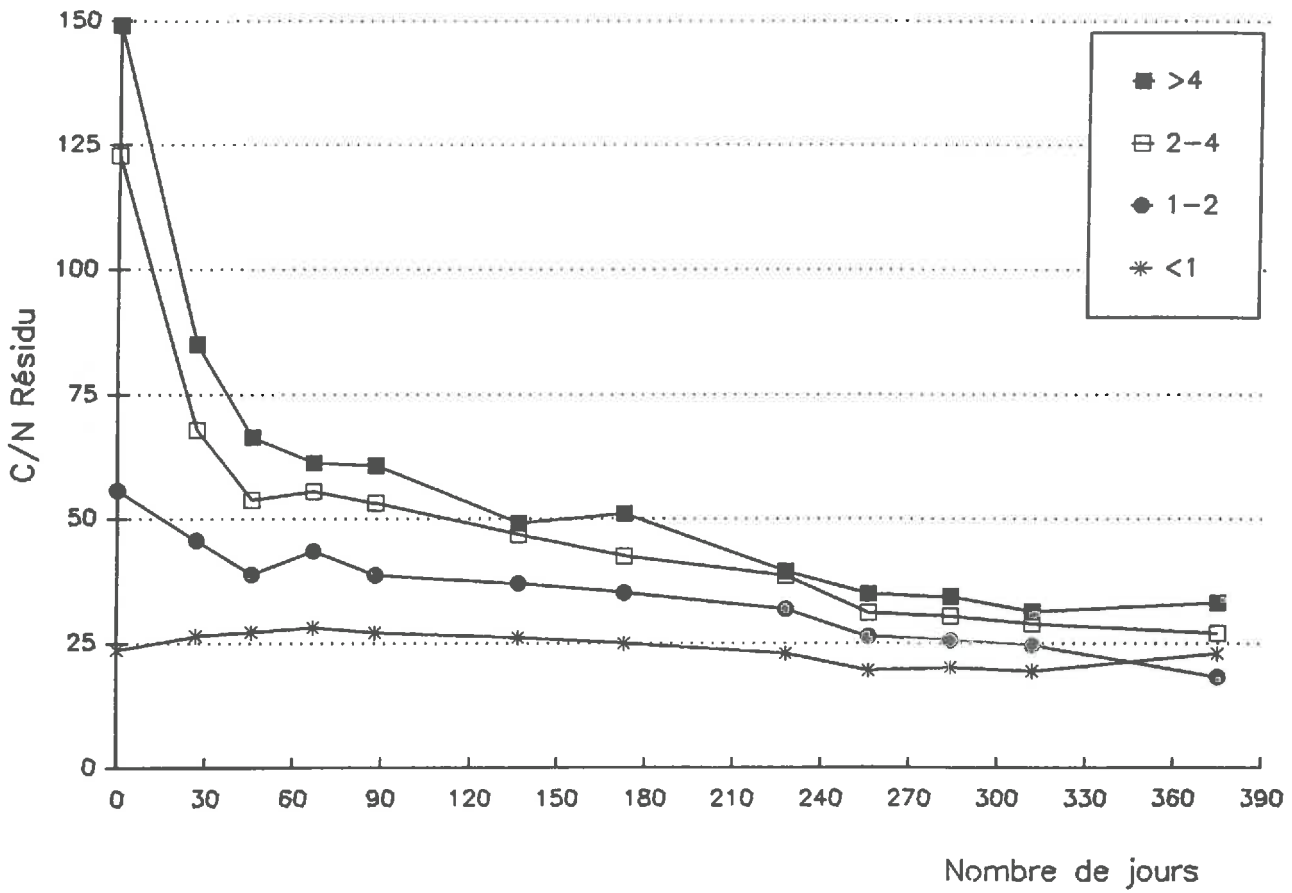


Figure 7bis: Evolution au cours du temps des rapports C/N des résidus des différentes classes granulométriques obtenues à partir des résidus appartenant au traitement R2P cylindre.

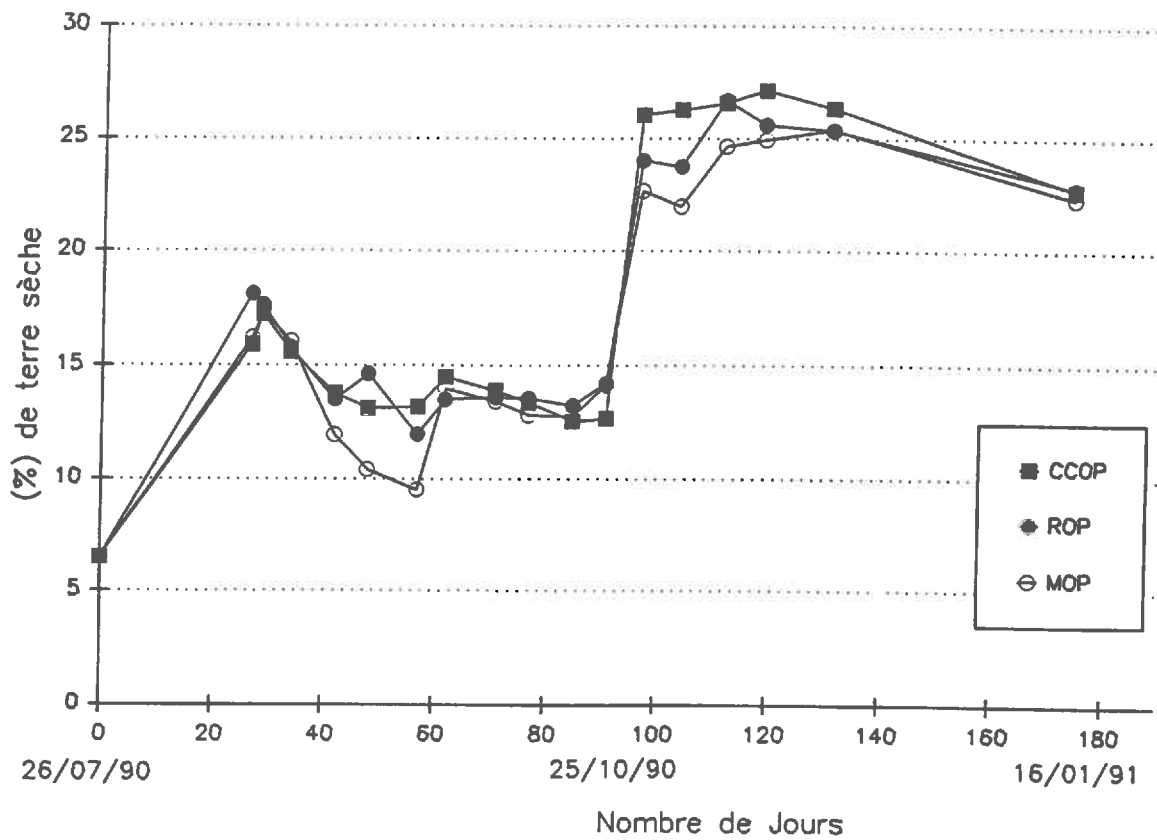


Figure 8: Evolution de l'humidité massique du sol mesurée dans la couche 0-10 cm entre le 26/07/90 et le 16/01/91 pour les traitements sans restitution de paille (CCOP, ROP et MOP).

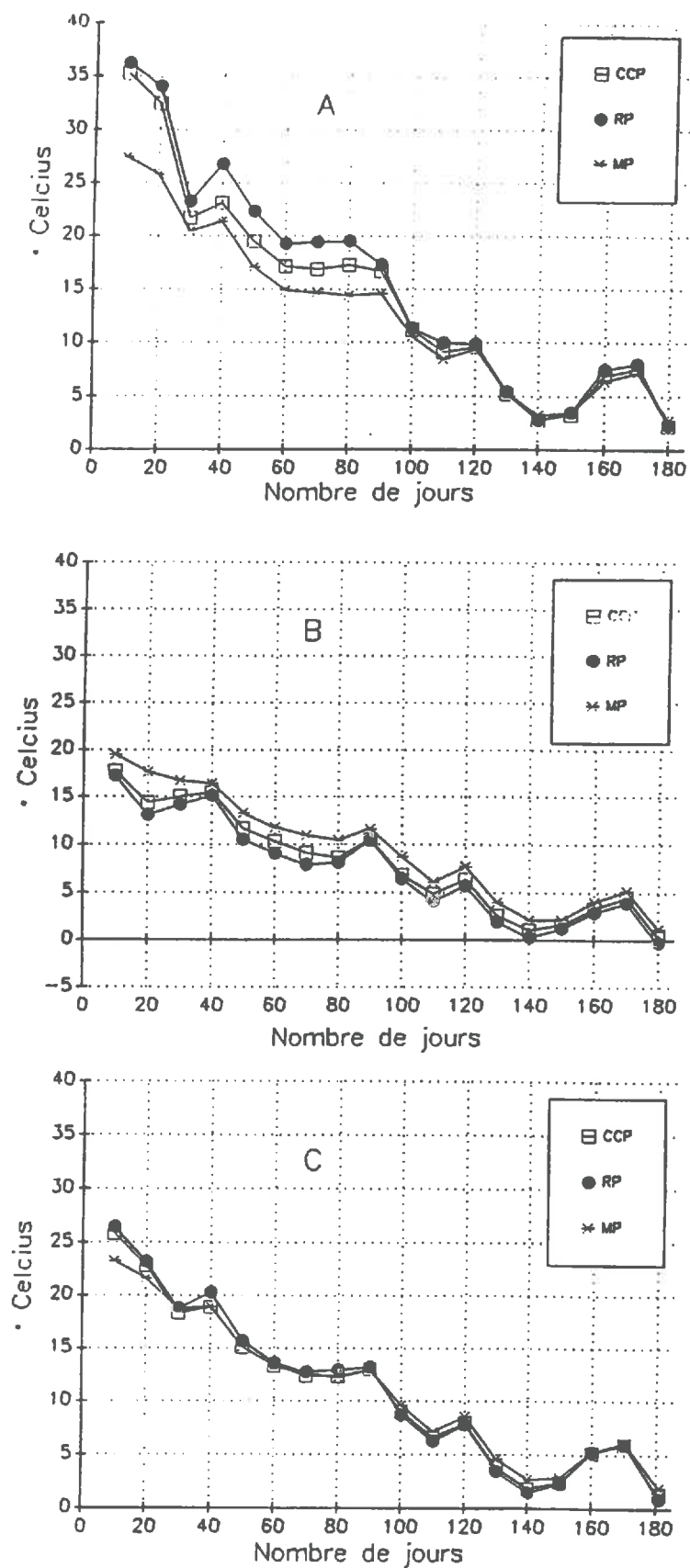


Figure 9: Température maximum (A), minimum (B) et moyenne (C) relevée à -4 cm dans les parcelles correspondant aux traitements CCP, RP et MP au cours de l'essai 1990-91

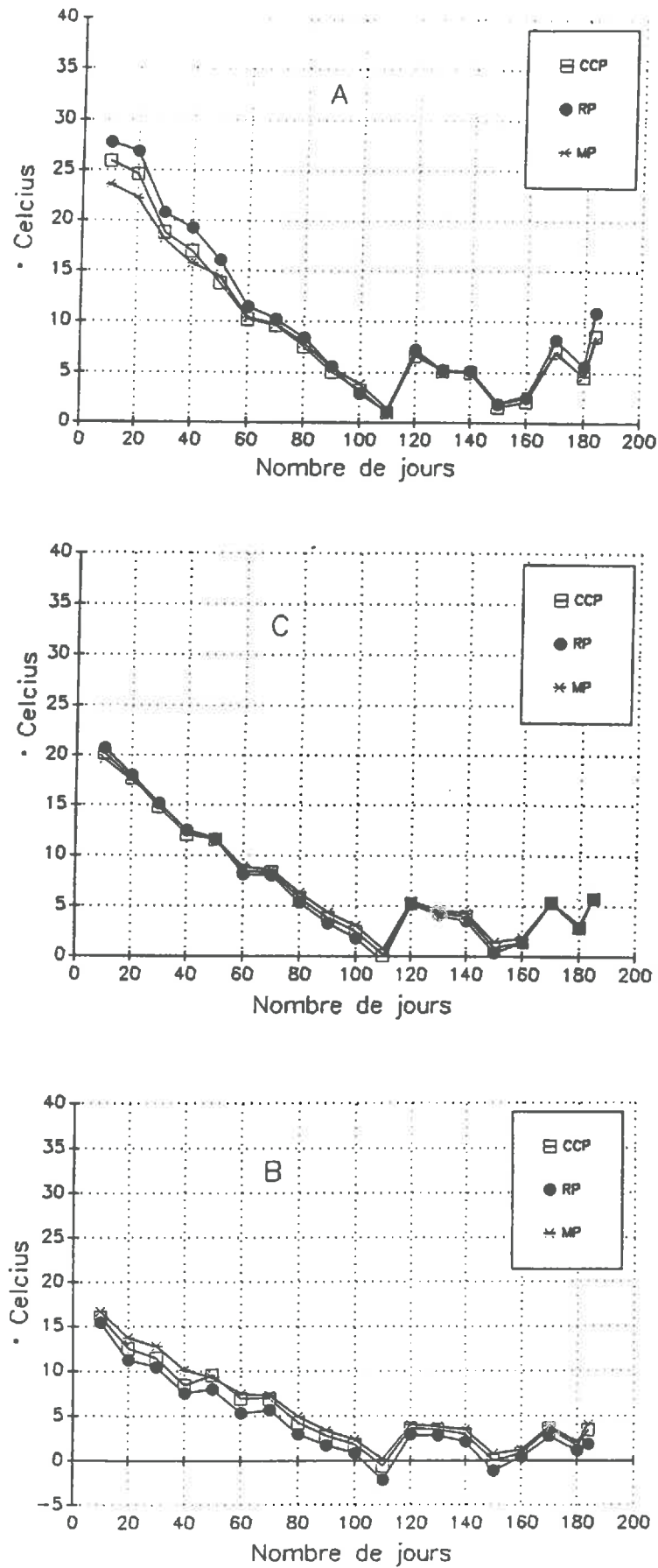


Figure 9bis: Température maximum (A), minimum (B) et moyenne (C) relevée à -4 cm dans les parcelles correspondant aux traitements CCP, RP et MP au cours de l'essai 1991-92

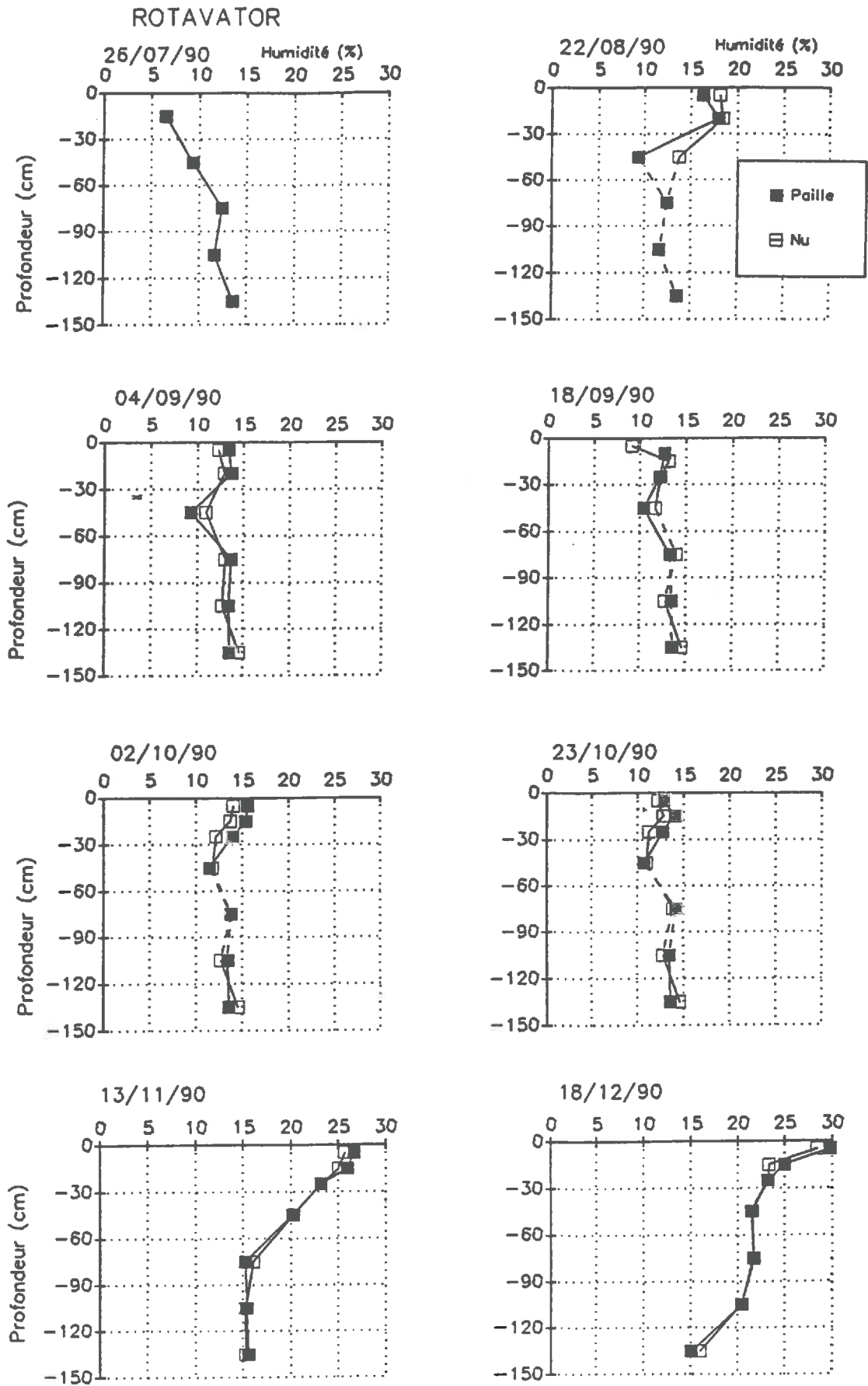


Figure 10: Profils hydriques entre le 26/07/90 et le 18/12/90 pour les traitements RP et ROP au cours de l'essai 1990-91

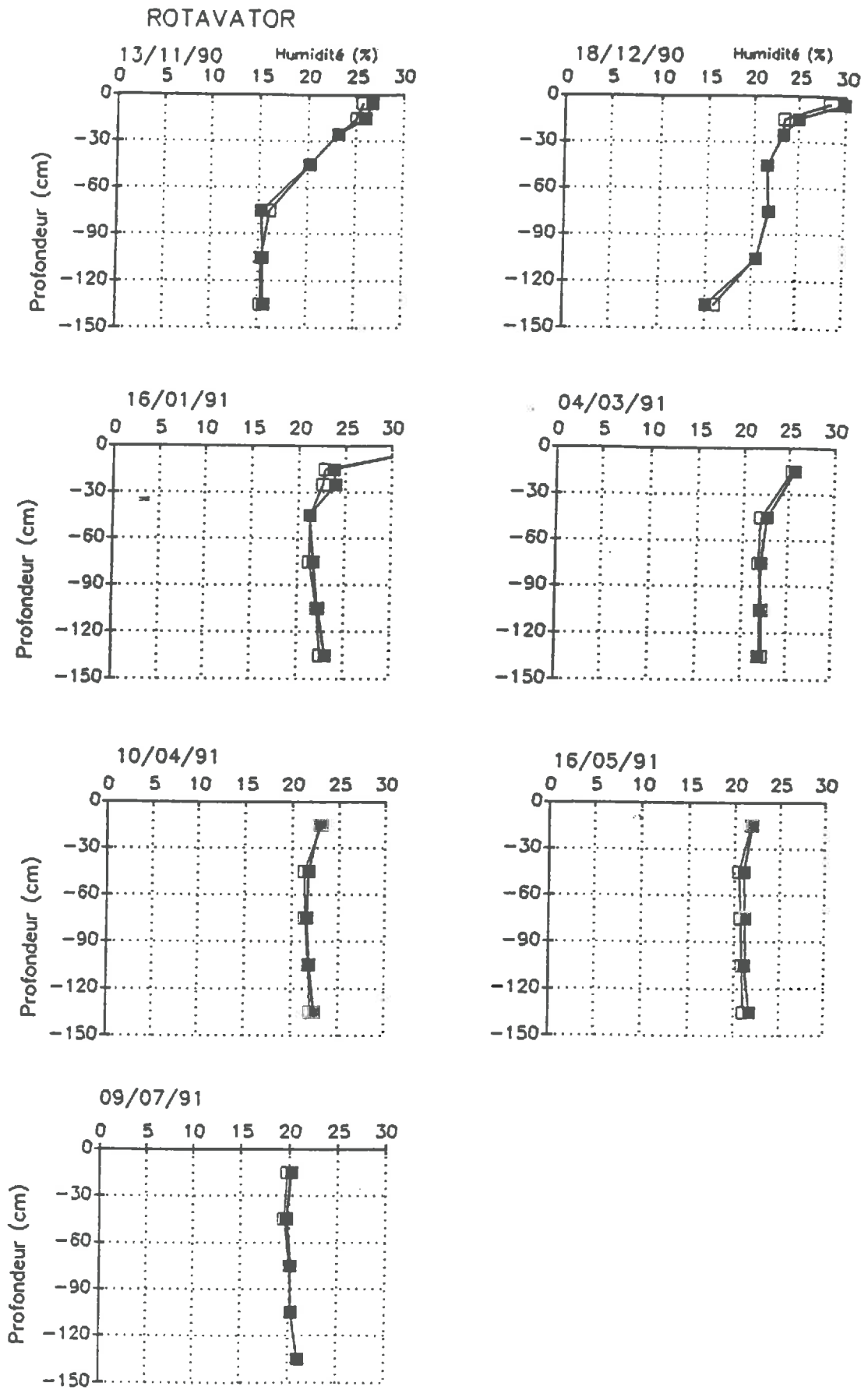


Figure 10bis: Profils hydriques entre le 13/11/90 et le 09/07/91 pour les traitements RP et ROP au cours de l'essai 1990-91

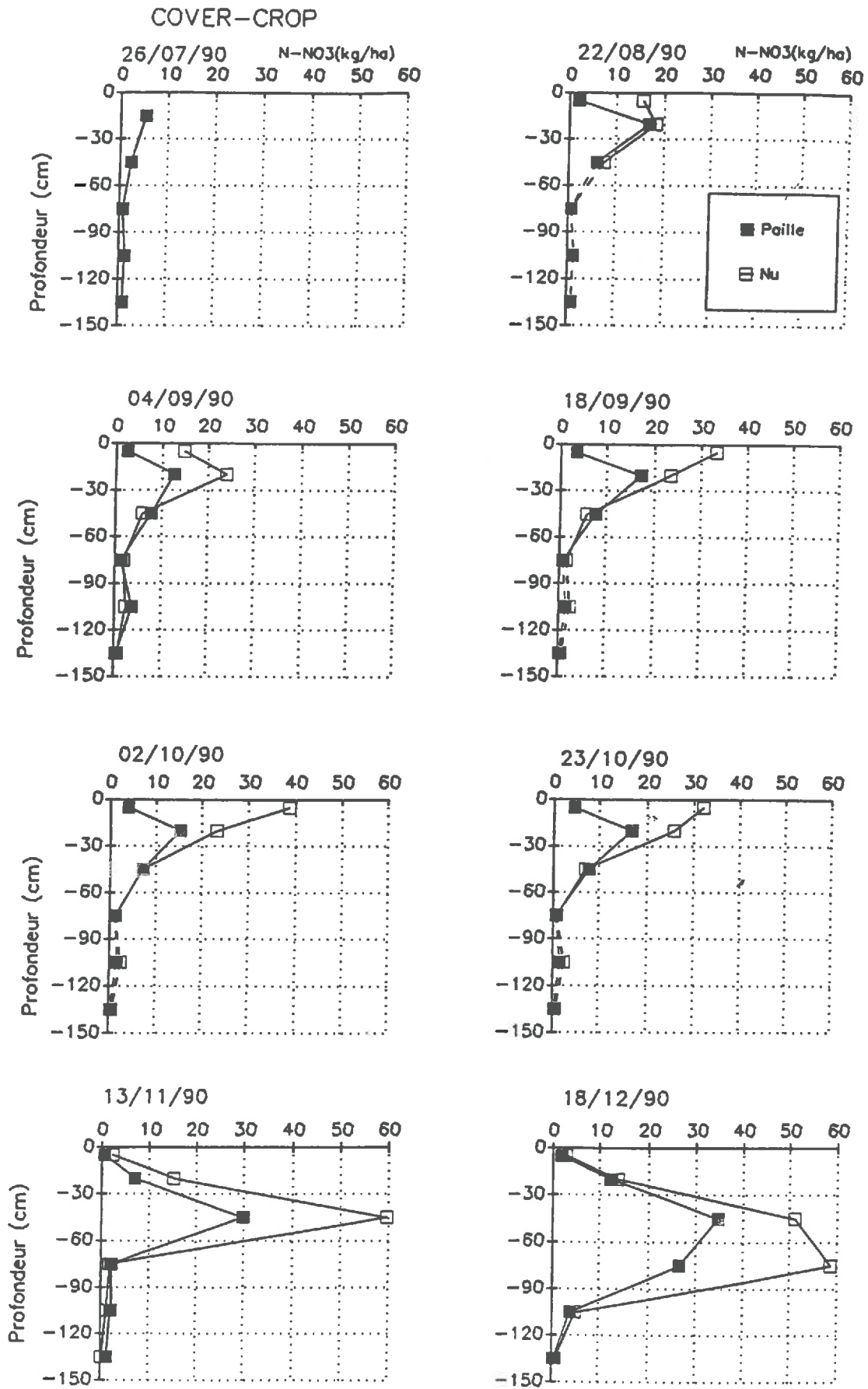


Figure 11: Profils d'azote minéral entre le 26/07/90 et le 18/12/90 pour les traitements CCP et CCOP au cours de l'essai 1990-91

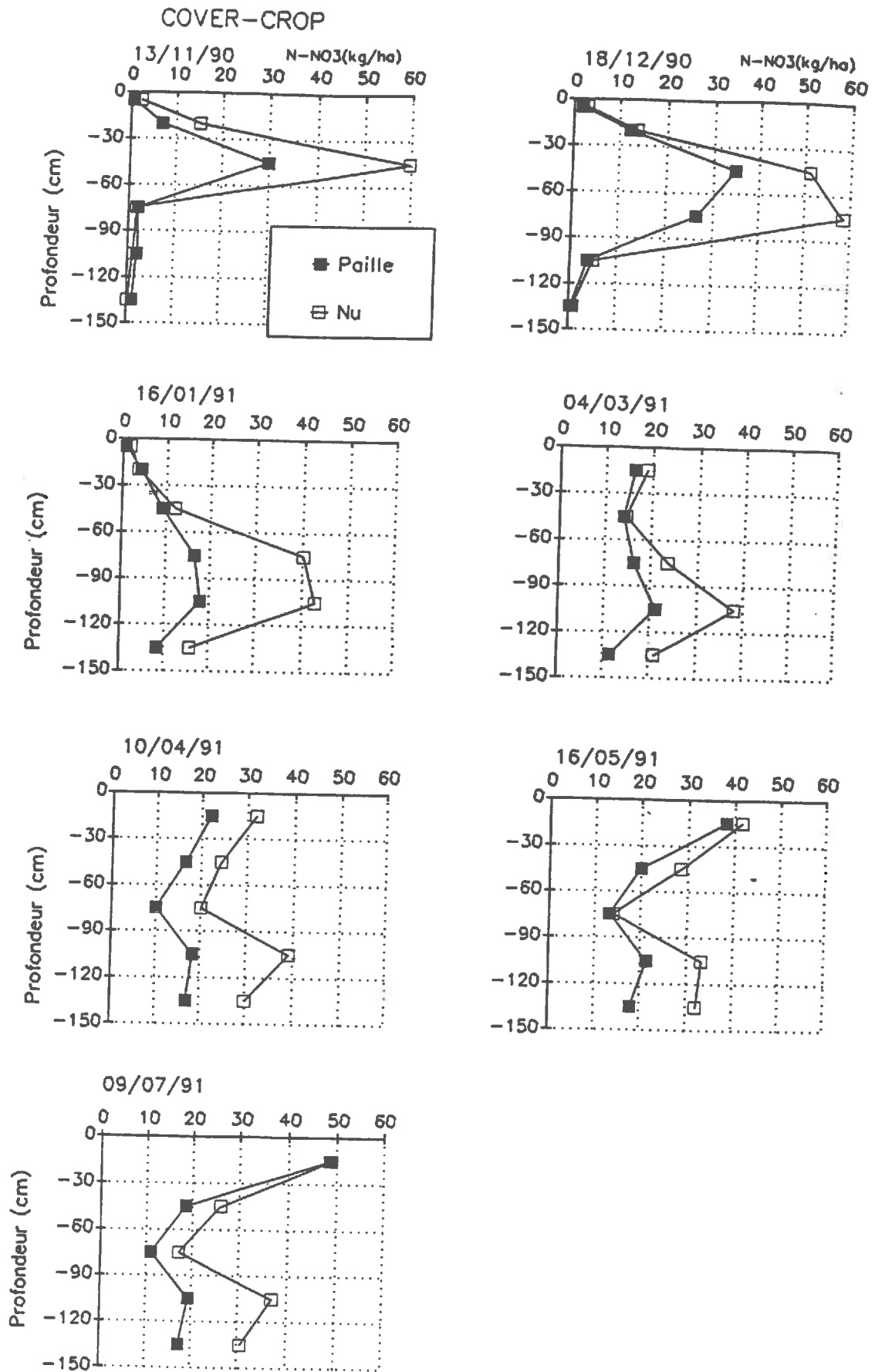


Figure 11bis: Profils d'azote minéral le 13/11/90 et le 09/07/91 pour les traitements CCP et CCOP au cours de l'essai 1990-91

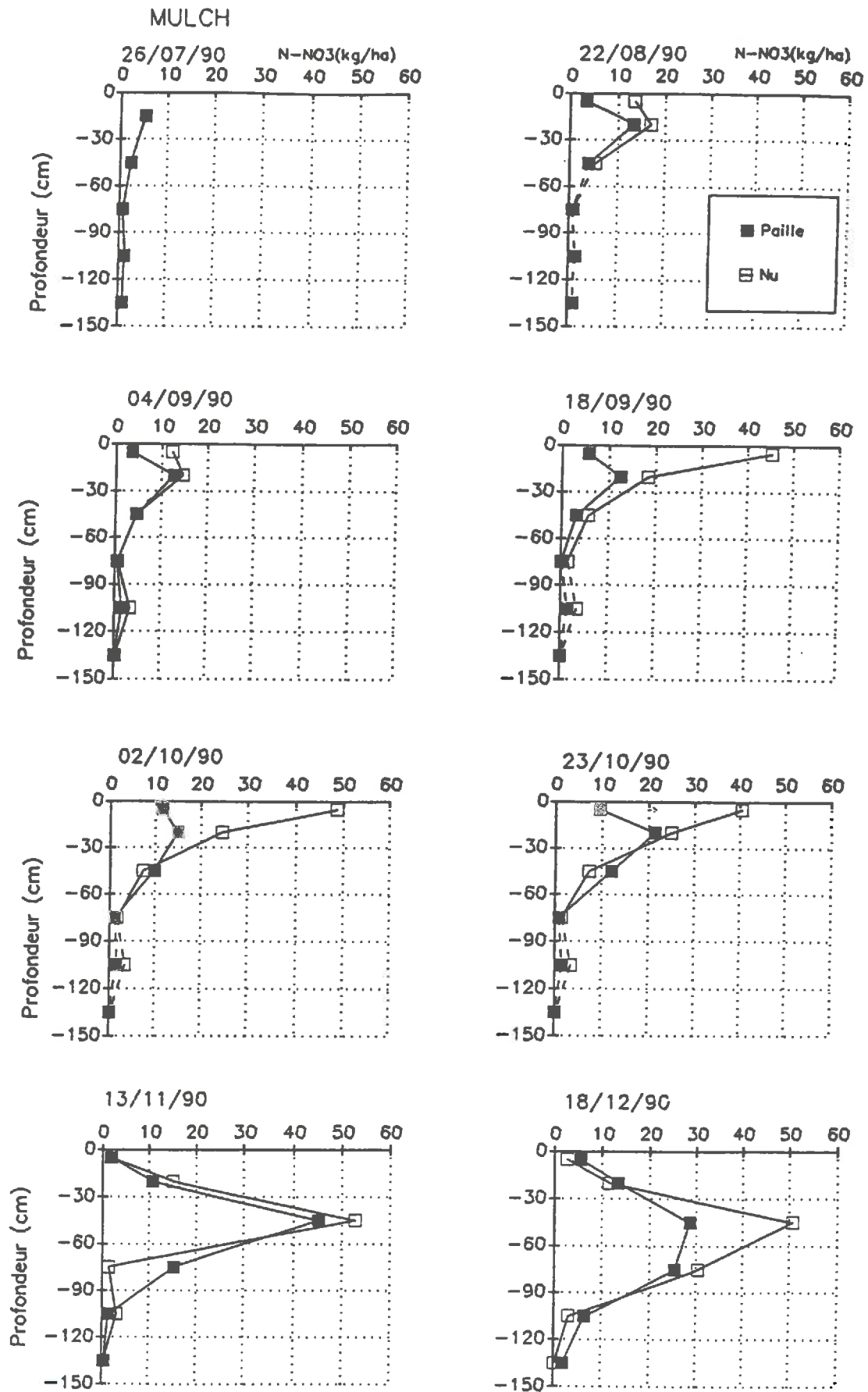


Figure 12: Profils d'azote minéral entre le 26/07/90 et le 18/12/90 pour les traitements MP et MOP au cours de l'essai 1990-91

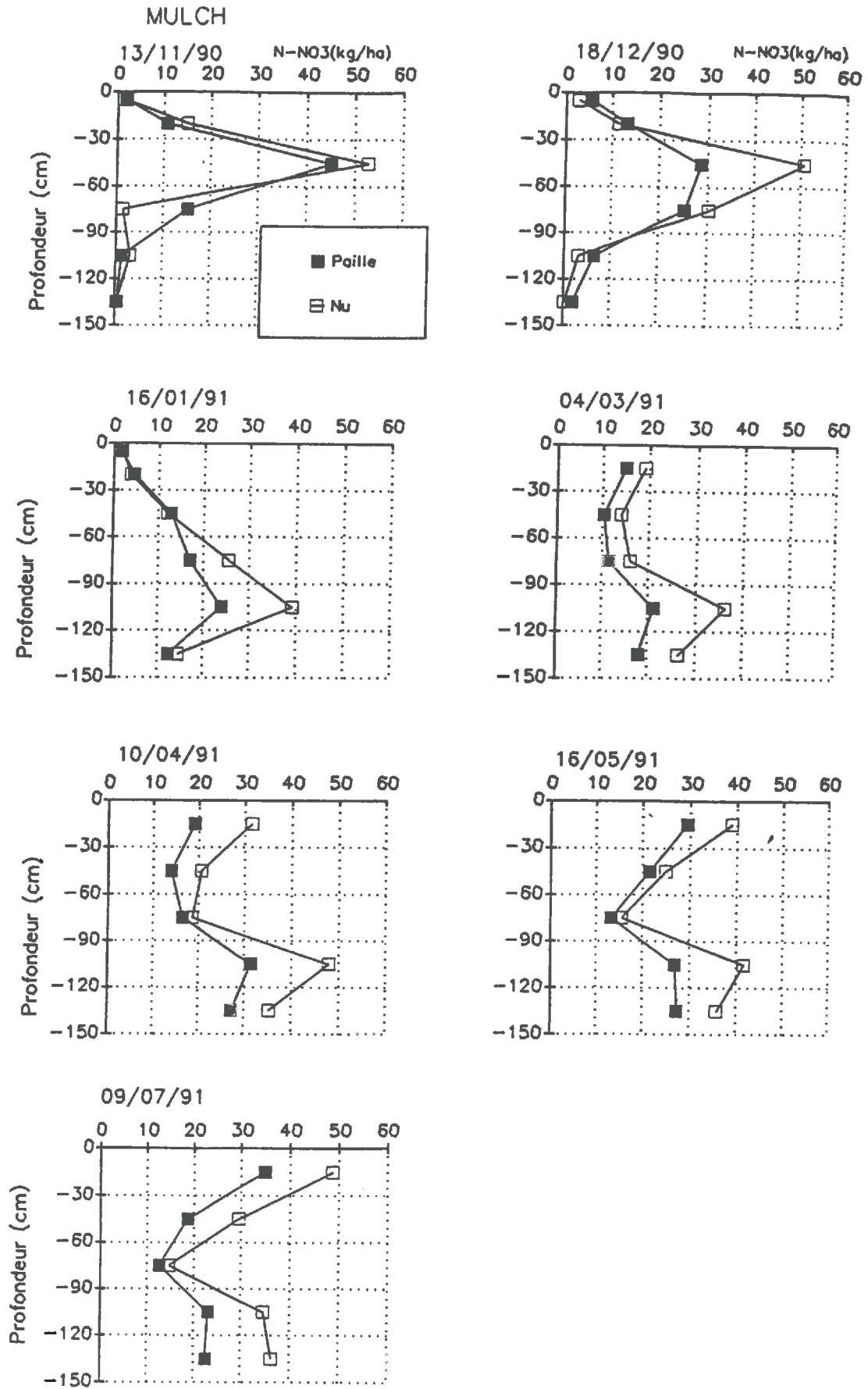


Figure 12bis: Profils d'azote minéral entre le 13/11/90 et le 09/07/91 pour les traitements MP et MOP au cours de l'essai 1990-91

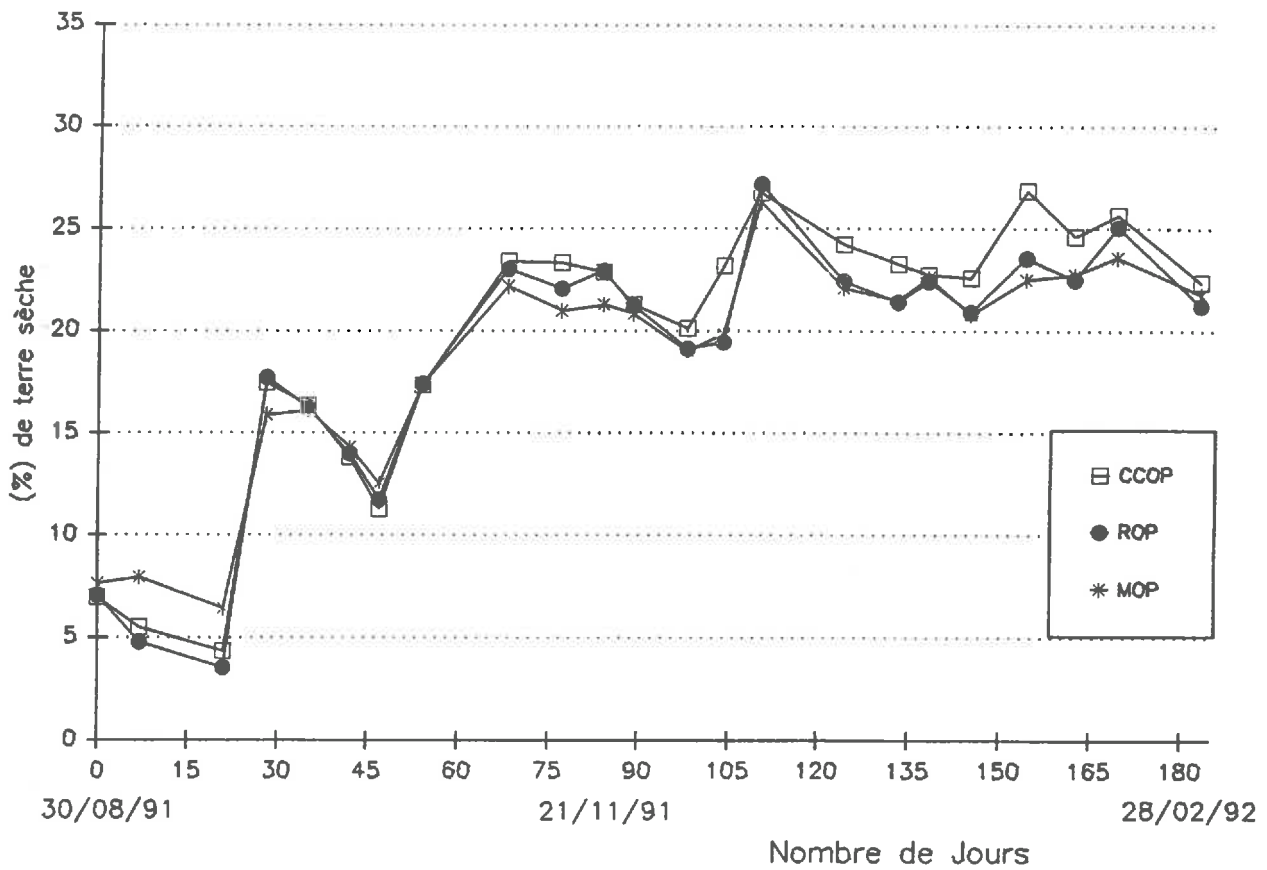


Figure 13: Evolution de l'humidité massique du sol mesurée dans la couche 0-10 cm entre le 30/08/91 et le 28/02/92 pour les traitements sans restitution de paille (CCOP, ROP et MOP).

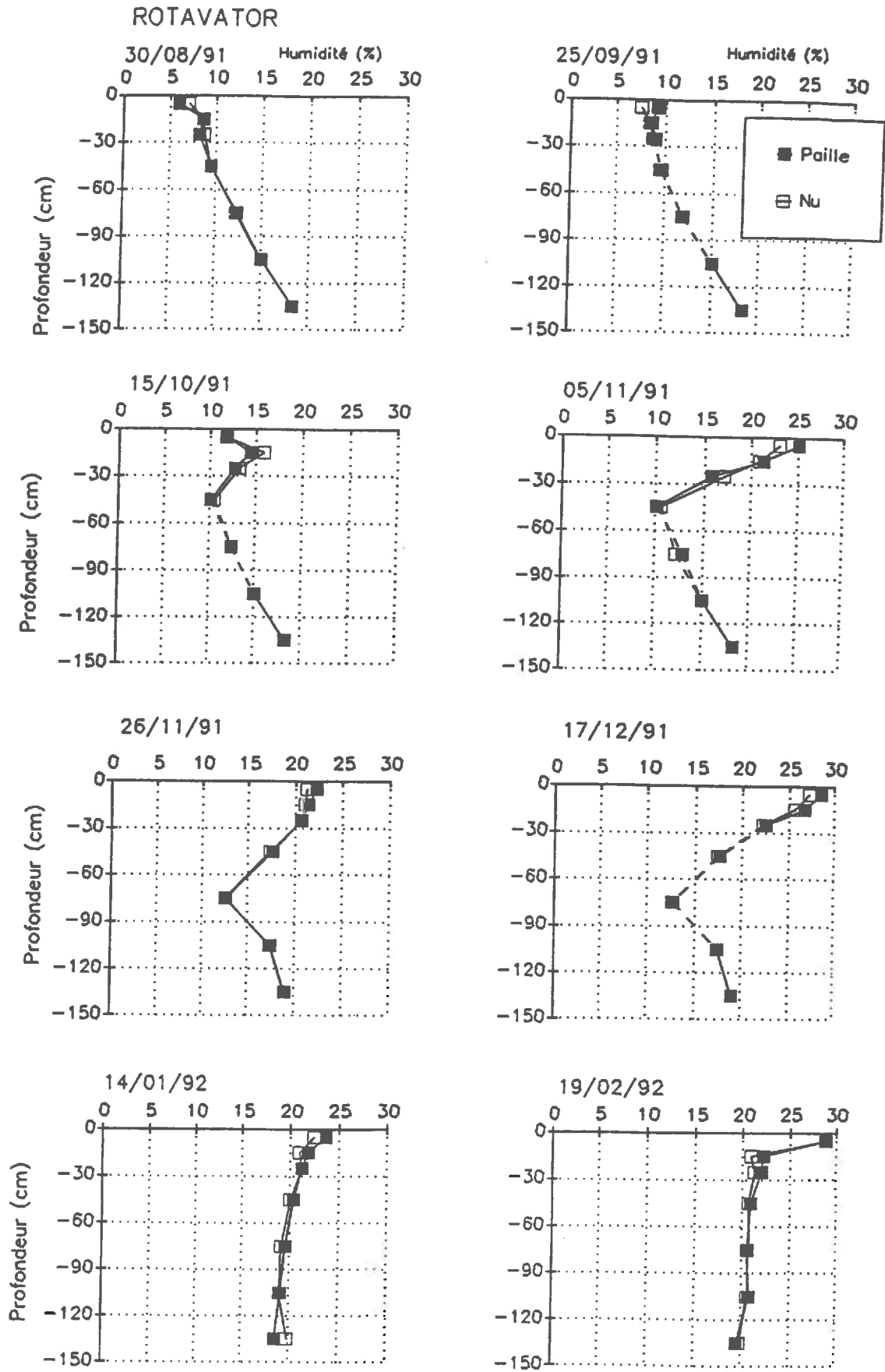


Figure 14: Profils hydriques entre le 30/08/91 et le 19/02/92 pour les traitements RP et ROP au cours de l'essai 1991-92

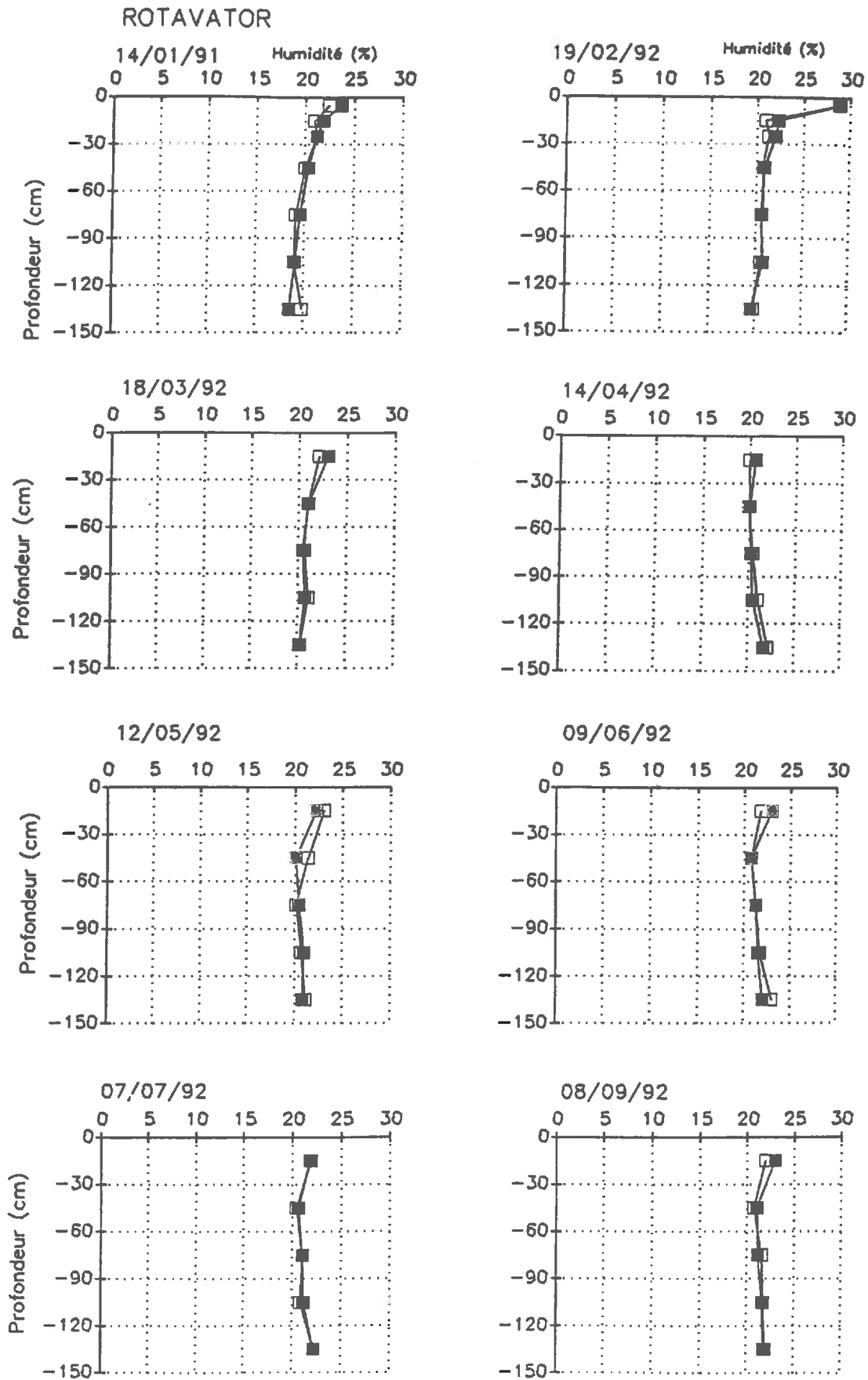


Figure 14bis: Profils hydriques entre le 14/01/92 et le 08/09/92 pour les traitements RP et ROP au cours de l'essai 1991-92

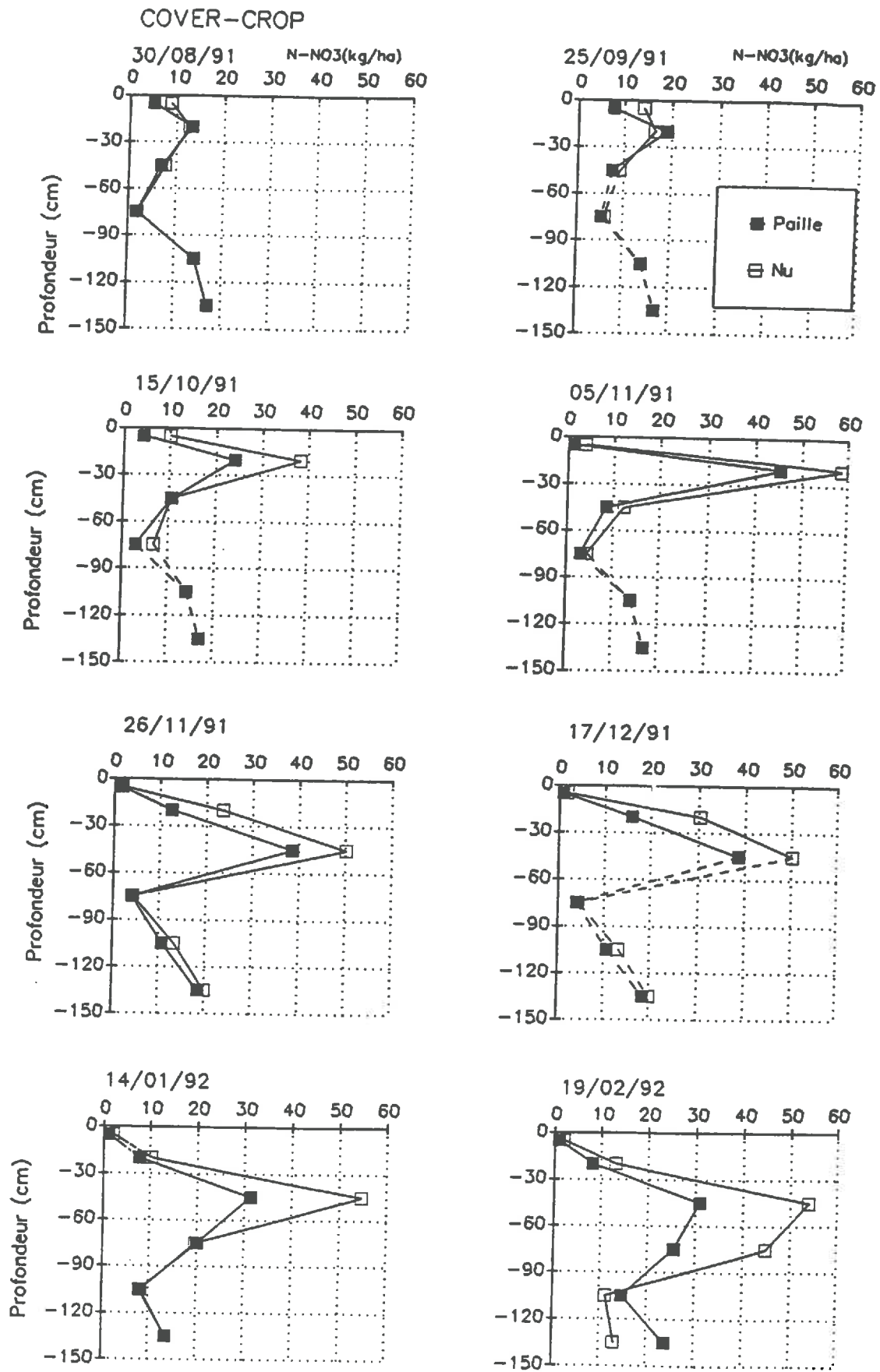


Figure 15: Profils d'azote minéral entre le 30/08/91 et le 19/02/92 pour les traitements CCP et CCOP au cours de l'essai 1991-92

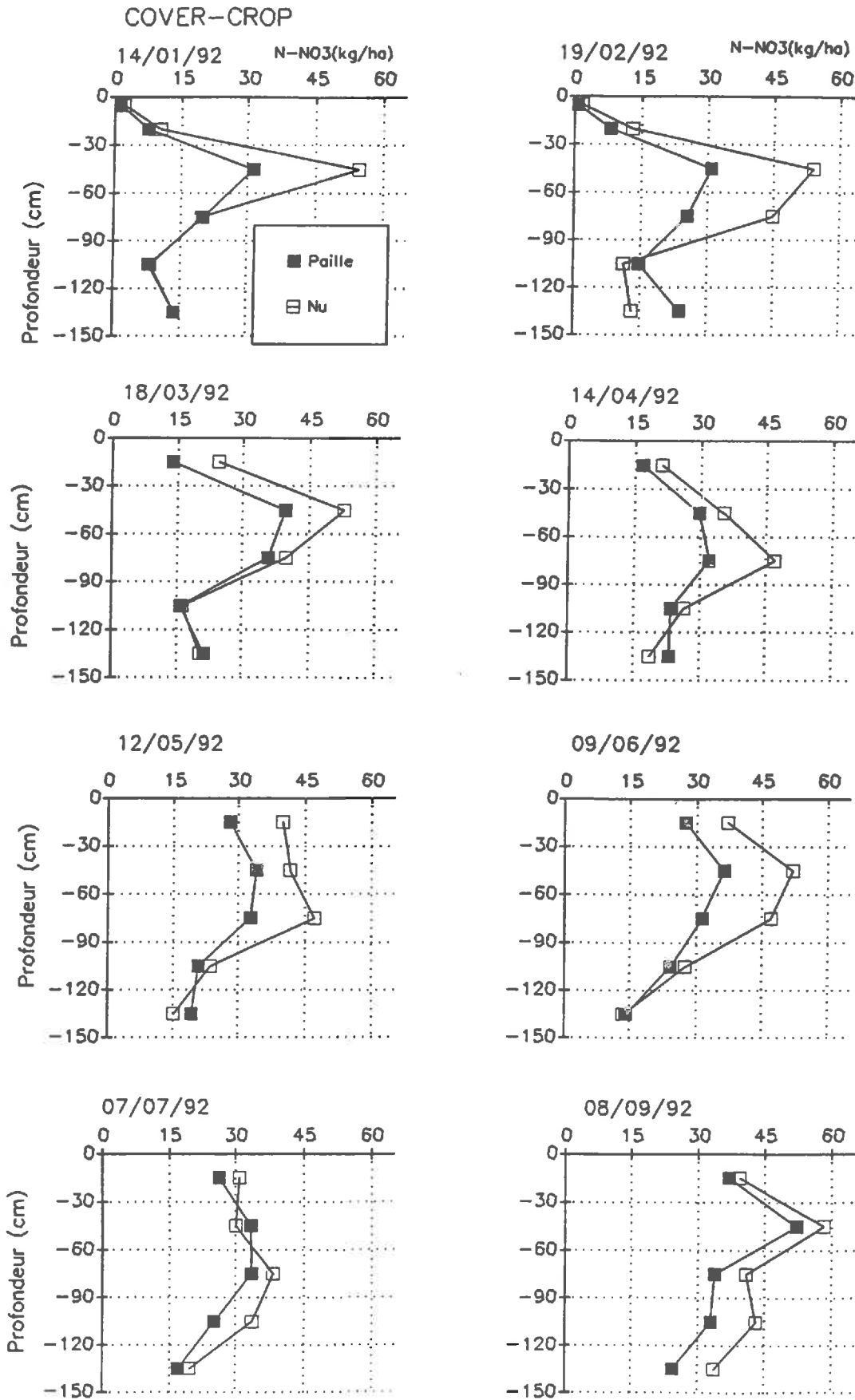


Figure 15bis: Profils d'azote minéral entre le 14/01/92 et le 08/09/92 pour les traitements CCP et CCOP au cours de l'essai 1991-92

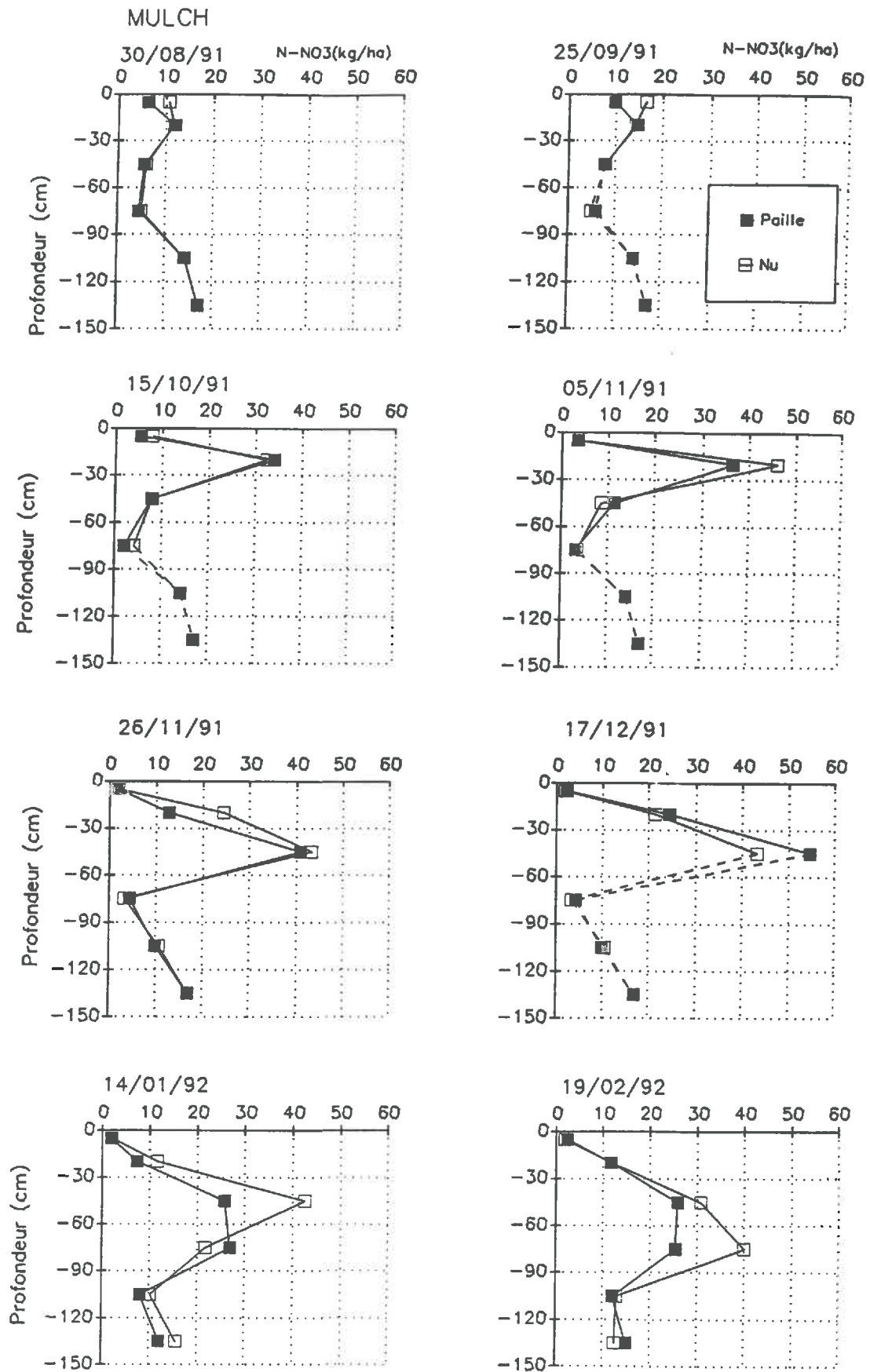


Figure 16: Profils d'azote minéral entre le 30/08/91 et le 19/02/92 pour les traitements MP et MOP au cours de l'essai 1991-92

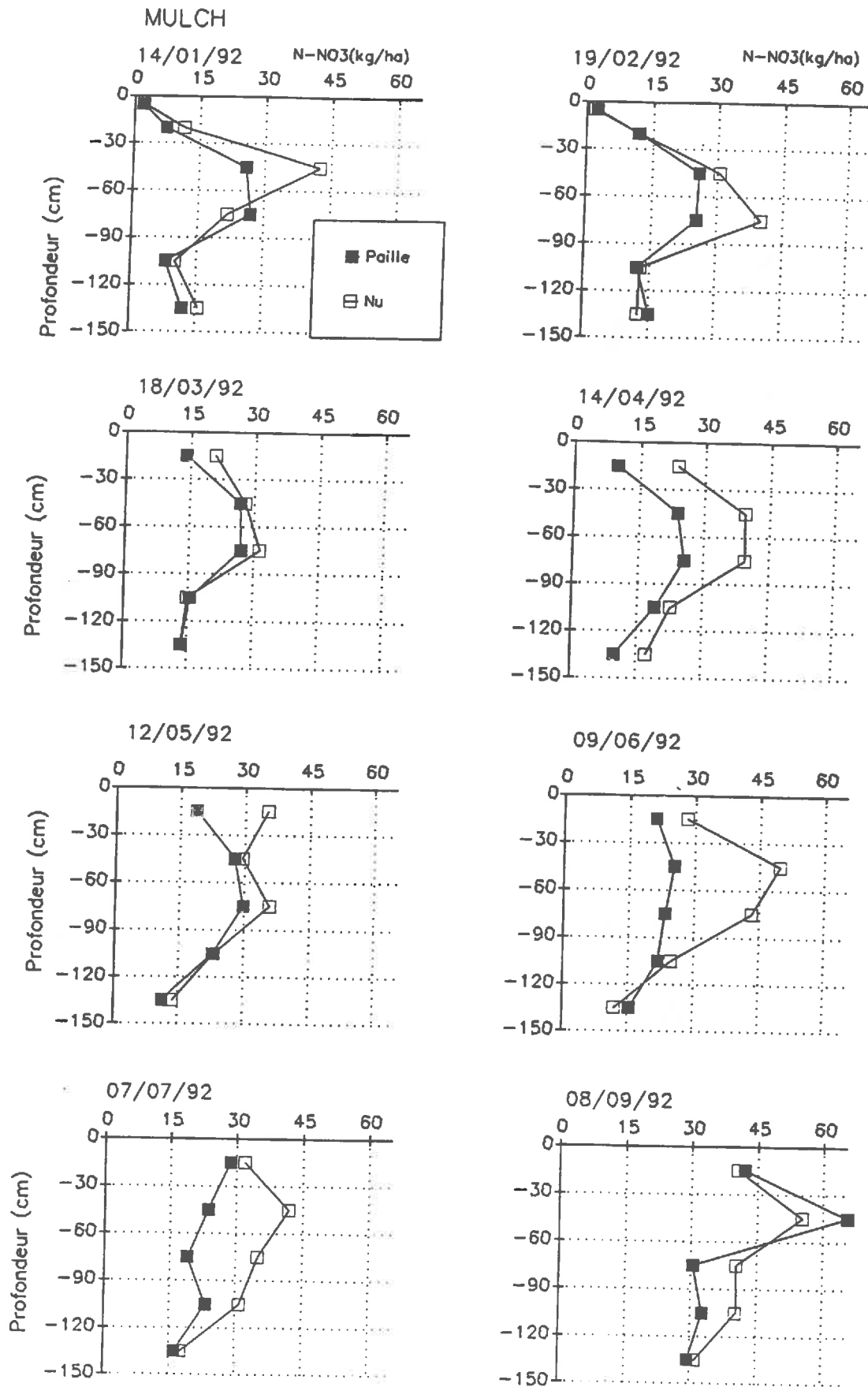


Figure 16bis: Profils d'azote minéral entre le 14/01/92 et le 08/09/92 pour les traitements MP et MOP au cours de l'essai 1991-92

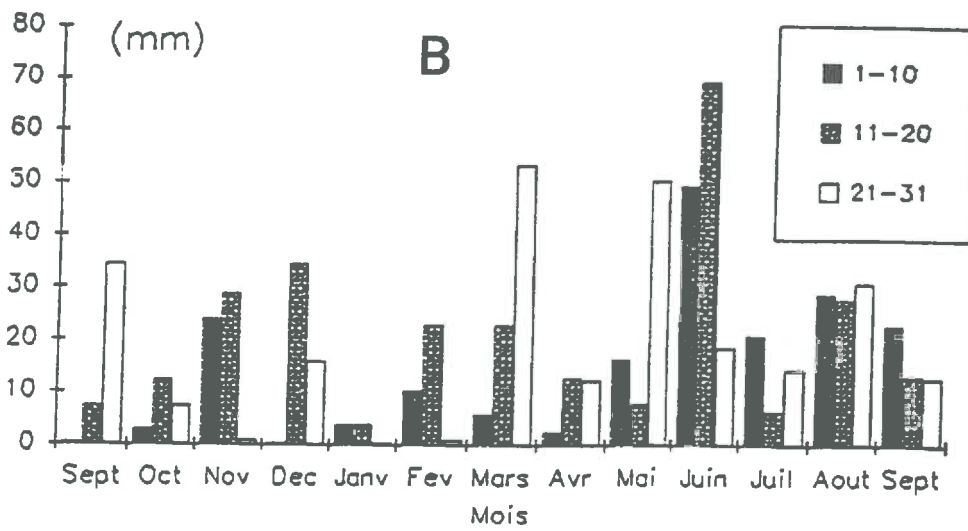
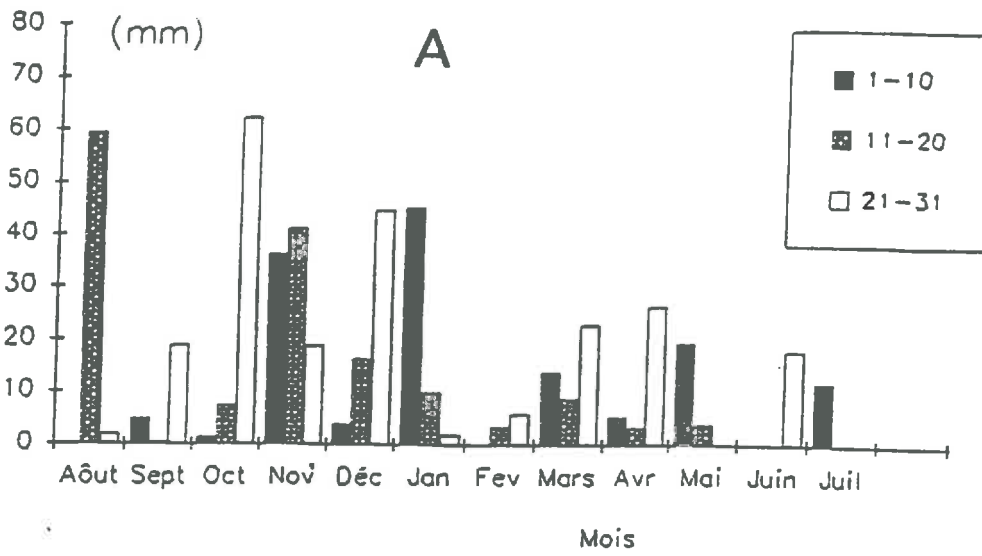


Figure 17: Distribution des pluies par décade au cours de l'essai 1990-91 (A) et 1991-92 (B)