

TH - N<sup>o</sup> 202a  
ID5a  
Dien Cordierement  
Lindemann

# THESE

PRESENTEE

A L'UNIVERSITE DE PARIS-SUD

CENTRE D'ORSAY

POUR OBTENIR

LE GRADE DE DOCTEUR ES SCIENCES

PAR

Yves. LINDEMANN

---

Sujet: CONTRIBUTION A L'ETUDE STATISTIQUE  
DES REPARTITIONS ETA LA MODELISATION  
DE LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE NITRIQUE  
DANS LE SOL.

Soutenu le 18 décembre 1986 devant la Commission d'Examen

MM. BOURDU R.	Président
LETOLLE R.	Rapporteur
SAUGIER B.	Rapporteur
MOREL R.	Rapporteur
CALVET R.	Examineur
GUIRAUD G.	Examineur

INTRODUCTION GÉNÉRALE  
ET REMERCIEMENTS

## I N T R O D U C T I O N   G É N É R A L E

### E T   R E M E R C I E M E N T S

Les travaux que nous exposons dans ce mémoire ont débuté en 1972 dans le cadre de la Chaire de Physico-chimie et Science du sol de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon. Cette chaire a le privilège exceptionnel de disposer d'un champ d'essai datant de plus d'un siècle puisqu'il a été créé en 1875 par DEHERAIN (MOREL et al., 1984).

Mr le Professeur MOREL a étudié, sur ce dispositif, l'évolution dans le temps de la richesse du sol en matière organique, suivant divers types de fertilisation, et présenté un modèle compartimental d'interprétation (MOREL, 1968, 1969, 1970, 1971, 1976, 1977, 1978, 1981, 1984 ; MOREL et al., 1976, 1981, 1984).

Nous remercions particulièrement Mr le Professeur MOREL de nous avoir conduit à nous intéresser à l'azote minéral dans le sol. Il pensait, à juste titre, que les problèmes relatifs aux variabilités spatiales et temporelles de l'ion nitrique dans la solution du sol méritaient une étude et une réflexion systématiques. Incessamment et pendant de nombreuses années, au travers de longues et fructueuses conversations, il a suscité notre passion pour cette étude du devenir de l'azote minéral dans le système sol-plante.

Nous sommes très reconnaissant à Mr le Professeur CALVET qui a su, avec beaucoup de conseils et de persévérance, nous convaincre de la nécessité de mener jusqu'à leur fin ce travail et la rédaction de ce mémoire.

Nous tenons à remercier très vivement Mr le Professeur BOURDU et Mr le Professeur SAUGIER qui nous ont fait l'honneur de porter intérêt à nos recherches. Depuis plusieurs années, ils nous ont accueilli avec beaucoup de gentillesse à la Faculté d'ORSAY et prodigué de nombreux encouragements qui ont été une grande aide morale.

Nous exprimons notre profonde gratitude à Mr LETOLLE, Professeur à l'Université Pierre et Marie CURIE, qui n'a jamais cessé de nous accorder sa confiance. Il a bien voulu accepter d'être le rapporteur de cette thèse et ses critiques, toujours très amicales, ont été pour nous une leçon très constructive.

L'azote organique représente un compartiment quasiment infini, 4 à 8 tonnes par hectare, dont l'évolution de la quantité est très lente, perceptible seulement à l'échelle de la décennie. Par contre, l'azote minéral, quelques dizaines à centaines de kg par hectare, a des variations très rapides (la saison culturale). Les deux modèles compartimentaux, azote organique et minéral, doivent donc être étudiés séparément puisque le rythme des observations et les quantités mises en jeu sont d'un ordre de grandeur totalement différent.

Nous avons, dès 1966, introduit dans nos cours à l'I.N.A.P.G. la transformation de LAPLACE et les techniques du calcul opérationnel. Puis, nous avons eu la chance de rencontrer Mr GUIRAUD, Ingénieur au Service de Radio-Agronomie du C.E.N. de Cadarache, spécialiste des utilisations de l'isotope lourd de l'azote ( $^{15}\text{N}$ ) dans le domaine de l'agriculture (GUIRAUD, 1979, 1984 ; GUIRAUD et BERLIER, 1968, 1969, 1970, 1971, 1972 ; GUIRAUD et BUSCARLET, 1975 ; GUIRAUD et FARDEAU, 1974, 1977, 1980 ; GUIRAUD et MAROL, 1982 ; GUIRAUD et PACCHIANI, 1973 ; GUIRAUD et al., 1979, 1980, 1981, 1982, 1986).

Enfin, des visites du laboratoire du G.E.R.B.I.O.S. (Groupe d'études et de recherches en bio-systèmes) dirigé par Mr RICHALET nous ont initié à l'étude et l'identification des systèmes compartimentaux (LEFEVRE et al., 1970 ; RICHALET, 1970, 1973 ; RICHALET et al., 1970, 1971).

C'est dans cet esprit que nous avons présenté, en 1973, et obtenu en collaboration avec MOREL, GUIRAUD et RICHALET une convention de recherche financée par la D.G.R.S.T. (Comité automatique, n° 73 7 1017 ; LINDEMANN et MOREL, 1974). Nous repreneons, ci-dessous, les justifications du travail proposé qui pré-

cisent bien les problèmes auxquels nous avons cherché à apporter dans cette thèse quelques contributions nouvelles à la solution.

Pour autant qu'il soit possible d'établir une hiérarchie parmi les multiples facteurs de la production végétale, susceptibles d'orienter une action efficace de l'agriculteur, on est rapidement conduit à envisager l'eau comme le facteur dominant de l'obtention de hauts rendements. Le second facteur apparaît être l'importance et la chronologie des apports d'azote dans le sol : c'est dire tout l'intérêt qui s'attache à la réalisation d'une fertilisation azotée optimale, fertilisation dont les conséquences touchent non seulement le développement des végétaux cultivés, mais aussi la production animale et, en définitive, l'alimentation en protéines des êtres humains.

Or, la dynamique de l'azote dans le sol, qu'il serait très souhaitable de bien connaître pour réaliser au mieux la fertilisation azotée des végétaux cultivés, est un phénomène particulièrement complexe, difficile à cerner du fait qu'il est dominé par l'activité microbienne du sol, elle-même dépendante de nombreux facteurs. En fonction de cette activité, l'azote évolue constamment entre les formes minérale, organique et les formes incluses dans la matière vivante. Les racines des plantes s'alimentant de façon presque exclusive aux dépens des formes minérales (ammoniacale et nitrique), on conçoit que les fluctuations quantitatives de ces formes dans le temps influent directement sur la production végétale. Malheureusement, de nombreuses études expérimentales sur l'ampleur et le rythme de ces fluctuations, de même que des recherches plus générales sur la dynamique de l'azote dans le sol, sont encore loin d'apporter des réponses satisfaisantes aux problèmes posés. Cela tient, en premier lieu, aux difficultés expérimentales : il est actuellement malaisé, voire impossible, d'accéder directement aux quantités d'azote des différentes formes mises en jeu dans les transferts qui se produisent à chaque instant dans le sol. En second lieu, il n'existait jusqu'à ce jour aucune méthodologie systématique pour traiter un ensemble de données de tous ordres sur l'azote du sol. Or, il apparaît que le problème de l'évolution de

l'azote dans le sol, qui met en jeu une pluralité de formes associées les unes aux autres par des transferts multiples, se prête particulièrement bien à la méthode des compartiments utilisée en Automatique : des études sur modèle effectuées dans ce sens à l'aide de procédés élémentaires de calcul ont déjà donné des résultats encourageants. "L'automatique" est actuellement suffisamment élaborée pour traiter mathématiquement de façon plus complète et efficace des modèles éventuellement plus complexes. Cette méthode serait susceptible d'apporter une contribution importante à la solution du problème difficile de la dynamique de l'azote dans le sol et à fournir des bases de discussions rationnelles pour la réalisation d'une fertilisation optimale.

Ces recherches ont pu se poursuivre grâce à l'appui financier de deux organismes qui ont fait confiance aux programmes que nous avons présentés en collaboration avec GUIRAUD. Nous sommes particulièrement reconnaissants à :

- Mr PICHENEZ, Directeur technique de l'Institut technique de la betterave (utilisation en plein champ de l'isotope  $^{15}\text{N}$  sur betterave sucrière ; Recherche engagée depuis 1978).
- Mr IGNAZI, Directeur du Service Recherche et Développement Agronomiques de CdF chimie AZF (utilisation de l'isotope  $^{15}\text{N}$  sur un dispositif de longue durée en Beauce ; Recherche engagée depuis 1979).

Nous tenons à exprimer des remerciements très chaleureux à trois collègues et amis qui ont toujours soutenu notre effort tout au long de ce travail. Sans leur aide et amicale présence, ce document n'aurait jamais pu être mis en forme :

- Mr Jean-François FOURBET, ingénieur à l'I.N.R.A. du Centre de Grignon, qui nous a inlassablement initié aux arcanes de la statistique.
- Mr Jean CHRISTMANN, ingénieur à l'Institut technique de la Betterave : nous avons parcouru ensemble les belles et grandes régions betteravières françaises pour installer, suivre et récolter des dispositifs de fertilisation azotée. De longues journées ont été passées ensemble au laboratoire de Gri-

gnon pour échantillonner, sécher, broyer les prélèvements effectués sur ces dispositifs à la récolte ou en cours de végétation. L'interprétation des résultats obtenus et la rédaction des comptes rendus de ces travaux nous ont permis d'envisager avec réalisme une approche de la fertilisation azotée de la betterave sucrière.

- Mr Gérard GUIRAUD, ingénieur au Service de Radio-Agronomie du C.E.N. de Cadarache. C'est surtout à lui que va notre amicale gratitude. Nous travaillons ensemble depuis 1972 et il a eu la gentillesse de faire un nombre considérable d'analyses isotopiques. C'est en collaboration avec lui et grâce à lui que nous avons pu envisager et réaliser les conventions de recherche indiquées plus haut. Tout au long de ce travail mené en commun, nous avons eu de nombreuses conversations qui nous ont permis de comprendre l'intérêt de l'utilisation de  $^{15}\text{N}$  et d'envisager une approche de la modélisation de la dynamique de l'azote minéral dans le sol. GUIRAUD vient de présenter une thèse de doctorat es Sciences sur ce sujet (1984). Nous utilisons également, dans la deuxième partie de ce mémoire, certains des résultats obtenus au cours de notre collaboration.

Nous adressons également nos remerciements à Madame Christine MAROL et à toute l'équipe du Service de Radio-Agronomie du C.E.N.

Enfin, nous remercions très vivement tous nos collègues de l'équipe de Grignon : Catherine CHABOUIS, S. BOURGEOIS, Claudette de SAINT-STEPHAN et Thérèse LASNIER, sans oublier MM. CHUDZINSKI, COUTANT et FERRARI.

Le 23 février 1984, le Ministre de l'Environnement installait le Comité Eau-Nitrates en expliquant la nécessité de réduire dans les eaux superficielles et dans les eaux souterraines la pollution diffuse par les nitrates provenant notamment des activités agricoles. Il disait en particulier : "Je sais que beaucoup de recherches, de prévisions et de conseils sont nécessaires pour y parvenir. Je sais que cette action concerne beaucoup de partenaires différents et qu'elle durera longtemps. Je sou-

haite que tous travaillent ensemble et maintiennent le cap dans cette action de longue haleine" (L'Echo des Nitrates, n° 1, juin 1984).

Nous formons modestement le voeu que nos recherches, exposées dans les pages qui suivent, contribuent à cette action.

La thèse comprend deux grandes parties :

I Etude des répartitions de l'azote nitrique dans le sol.

II Etude de la dynamique de l'azote nitrique dans le sol.

Chacune de ces deux parties aboutit à la présentation d'un modèle mathématique. Ces deux modèles, l'un de type statistique, l'autre de type compartimental, sont indépendants quant à leurs prémisses et complémentaires quant à leurs résultats.

Dans la mesure du possible, nous avons essayé de rédiger cette thèse de telle sorte que chacune des deux parties puissent être lues indépendamment l'une de l'autre.

PREMIERE PARTIE

---

CONTRIBUTION A L'ETUDE STATISTIQUE

DES REPARTITIONS

DE L'AZOTE NITRIQUE DANS LE SOL

---

## I N T R O D U C T I O N

De nombreux auteurs ont signalé le caractère de grande variabilité des répartitions de l'azote nitrique dans le sol. Déjà, en 1951, LEFÈVRE et DROUINEAU signalent et regrettent "la désaffection relative des agronomes pour des observations de cette nature".

SOUBIES et AL. (1952), FERRARI et VERMEULEN (1955), HEBERT (1960), MOREL (1964), Van PRAAG et MANIL (1965), KOLENBRANDER (1968), LIBOIS (1968), VILADECAS (1971), CHAMPENOIS (1974), NIKITIN (1975), LUDWICK et AL. (1977), REUSS et AL. (1977), CAMERON et AL. (1979), LETERME (1979) .... ont tous observé des très fortes hétérogénéités de la teneur en nitrate aussi bien dans le sens horizontal que vertical. Ils insistent tous sur l'importance qu'il y a de savoir déterminer, avec une précision connue, la quantité d'azote minéral présente dans le sol à un instant donné. Ce n'est, en effet, qu'à cette condition qu'une meilleure politique d'utilisation rationnelle des engrais azotés pourra être envisagée :

- Au plan de la production végétale : après l'eau, l'azote minéral est le facteur dominant de l'obtention de hauts rendements.
- Au plan de la lutte contre la pollution : les pertes d'azote nitrique ou ammoniacal dans les eaux de drainage entraînent une eutrophisation des nappes souterraines, des lacs et des rivières qui se révèle fort préoccupante depuis ces dernières années (HEBERT, 1974).
- Au plan de la sauvegarde de l'énergie : la fabrication d'un kilogramme d'azote sous forme d'engrais minéral coûte un litre de fuel environ. L'augmentation du coût des matières premières incite à une recherche de fumure optimale (GACHON, 1974).
- Au plan de la recherche agronomique appliquée : il n'est pas

possible de comparer entre elles des quantités moyennes d'azote nitrique présentes dans le sol sans en connaître leur variance. A fortiori l'étude statistique, par la technique de l'analyse de la variance, des facteurs qui conditionnent l'évolution de ces quantités, ne peut pas être envisagée valablement.

Une solution à l'ensemble de ces problèmes passe nécessairement par une étude systématique de type fondamental, de l'hétérogénéité des répartitions de l'ion nitrique dans le sol. A notre connaissance, aucune étude exhaustive de cette variabilité n'a encore été faite. Cela tient, probablement, à l'importance des moyens à mettre en oeuvre pour effectuer un nombre suffisant de répétitions, au niveau des prélèvements et des analyses, qui entraînent des contraintes en personnel, en matériel et financières. Ces difficultés sont, d'ailleurs, signalées par tous les auteurs.

Nos recherches sont orientées, depuis plusieurs années, sur l'étude de la dynamique de l'azote minéral en plein champ. Il serait, en effet, souhaitable de la bien connaître afin de réaliser au mieux la fertilisation azotée des végétaux.

Au cours de ces expérimentations, il nous est très rapidement apparu que l'un des aspects méthodologiques fondamentaux de telles recherches est l'étude approfondie des conséquences de l'hétérogénéité du sol sur les mesures réalisées. C'est pourquoi nous avons porté nos efforts sur la cadence des échantillonnages et le nombre de prélèvements effectués à chacune des mesures.

Cette méthode de travail nous a permis de suivre simultanément les variations :

- des quantités d'azote nitrique présentes dans le sol, en fonction du temps : "Aspect dynamique" ;
- de l'hétérogénéité de leurs répartitions dans les plans horizontal et vertical : "Aspect statistique".

C'est ce deuxième aspect de nos expérimentations que nous présentons dans la première partie, en nous affranchissant de la variable "temps".

C H A P I T R E I

=====

DISPOSITIF ET PROTOCOLE EXPERIMENTAL

PRESENTATION DES RESULTATS

1.1. - DISPOSITIF EXPERIMENTAL, CARACTERISTIQUES PEDO-  
CLIMATIQUES

Pour l'étude des répartitions de l'ion nitrique  $\text{NO}_3^-$  dans le sol, nous avons mis en place, en 1972, un dispositif parcellaire sur le champ d'expériences de la Station Agronomique de l'Institut National Agronomique, Centre de Grignon.

Sur un terrain de un are environ, engazonné depuis plusieurs décennies, la partie superficielle a été soigneusement éliminée puis le sol a été labouré à la bêche (profondeur 20 cm).

Ce dispositif comprend une vingtaine de petites parcelles de 2 m × 2 m ; elles sont voisines et entretenues sans culture. Les déterminations analytiques sont faites sur l'ensemble du profil, à 3 niveaux de profondeur notés :

niveau A	0-20 cm	couche arable
" B	20-50 cm	sous-sol
" C	50-85 cm	couche profonde

La Station se trouve sur un sol brun colluvial, faiblement lessivé ; le substratum calcaire est à un mètre environ de la surface. Nous en rappelons les caractéristiques pédo-climatiques :

- . la pluviométrie annuelle moyenne, calculée sur 20 ans est de 540 mm.

- . l'ensoleillement moyen est de l'ordre de 1 800 heures par an
- . l'évapotranspiration potentielle est environ 650 mm

Les caractères physique et chimique du sol sont indiqués ci-dessous :

1.1.1. - Analyse granulométrique (exprimée en p. 1 000)

Niveaux	A	B	C
	0-20 cm	20-50 cm	50-85 cm
Argile	274	275	261
Limon fin	261	246	253
Limon grossier	322	330	339
Sable fin	102	107	105
Sable grossier	41	42	42

- calcaire total : 30 p. 1000
- pH (eau) : 8

La composition physique, homogène sur l'ensemble du profil, est analogue à celle donnée par MOREL et MASSON (1958) pour la couche arable de la Station. En se référant au diagramme de classification de JAMAGNE (1966), ce sol est de texture limoneuse avec une teneur appréciable en argile (260 à 275 p. 1 000).

1.1.2. - Richesse en matière organique

De nombreuses mesures de l'azote organique, par la méthode KJELDAHL, et du carbone organique, par la méthode ANNE (1945) ont été faites au hasard sur l'ensemble du dispositif et dans tout le profil. Le tableau 1.1 donne quelques exemples de résultats qui correspondent tous à des mesures "ponctuelles".

Niveau A (0-20 cm)

Niveau B (20-50 cm)

Niveau C (50-85 cm)

	N	C	C/N
	2,20	20,7	9,41
	1,90	18,0	9,47
	1,90	18,1	9,53
	1,88	17,9	9,52
	1,88	18,4	9,79
	1,87	18,2	9,73
	1,85	17,0	9,19
	1,81	15,7	8,67
	1,80	16,1	8,94
	1,79	16,6	9,27
	1,77	17,0	9,60
	1,72	16,8	9,77
	1,71	15,1	8,83
	1,69	15,1	8,93
	1,64	15,0	9,15
	1,62	14,6	9,01
	1,61	14,7	9,13
	1,54	14,5	9,42
	1,53	13,2	8,63
	1,50	14,0	9,33
	1,47	13,3	9,05
	1,47	13,1	8,91
	1,43	13,0	9,09
	1,41	13,4	9,50
	1,40	13,6	9,71
	1,36	12,4	9,12
	1,34	12,6	9,40
Meanne	1,67	15,5	9,26
Part-type	0,21	2,17	0,33
Eff. de variation	12,7	14,0	3,6

R(C,N) = 0,97

	N	C	C/N
	1,35	12,3	9,11
	1,62	14,9	9,20
	1,41	13,0	9,22
	1,55	14,6	9,42
	1,47	14,0	9,52
	1,54	14,3	9,29
	1,56	13,9	8,91
	1,52	14,6	9,74
	1,43	12,6	8,81
	1,26	11,2	8,89
	1,46	13,6	9,32
	1,33	11,9	8,95
	1,44	12,9	8,96
	1,52	14,3	9,41
	1,36	12,0	8,82
	1,43	13,4	9,37
	1,32	11,7	8,86
	1,32	11,9	9,02
	1,20	10,7	8,92
	1,24	11,2	9,03
	1,31	11,4	8,70
	1,31	12,6	9,62
	1,35	12,1	8,96
	1,27	10,7	8,43
	1,17	10,3	8,80
	1,14	10,2	8,95
	1,27	10,9	8,58
	1,38	12,5	9,07
	0,13	1,44	0,32
	9,25	11,6	3,5

R(C,N) = 0,97

	N	C	C/N
	0,84	7,6	9,05
	1,28	12,1	9,45
	0,98	8,3	8,47
	1,06	9,1	8,58
	1,24	10,9	8,79
	1,18	11,2	9,49
	1,32	11,5	8,71
	1,27	10,7	8,43
	1,04	8,6	8,27
	0,85	8,1	9,53
	0,96	8,9	9,27
	1,08	10,1	9,35
	1,05	9,5	9,05
	1,32	11,7	8,86
	0,98	8,7	8,88
	1,10	9,5	8,64
	0,89	7,3	8,20
	0,86	6,9	8,02
	1,16	9,8	8,45
	0,74	5,8	7,84
	0,81	7,2	8,89
	1,19	11,4	9,58
	0,76	6,1	8,03
	0,78	6,6	8,46
	0,81	7,3	9,01
	0,75	5,8	7,73
	0,72	5,5	7,64
	1,00	8,8	8,69
	0,20	2,01	0,56
	19,6	22,9	6,5

R(C,N) = 0,97

Tableau 1.1: Azote et carbone organiques déterminés sur le dispositif expérimental

C et N sont exprimés en p. 1000 de terre sèche - R : coeff. de corr.

D'autres déterminations de N et C organiques sont également indiquées en annexe I.

Les moyennes données au tableau 1.1 sont les suivantes :

Niveaux	A	B	C
	0 - 20 cm	20 - 50 cm	50 - 85 cm
N organique p. 1 000	1,67	1,38	1,00
C organique p. 1 000	15,5	12,5	8,8
Rapport C/N	9,3	9,1	8,7

Il s'agit d'un sol bien pourvu en matière organique dont le rapport C/N témoigne de la bonne évolution.

La comparaison des valeurs observées sur chacune des parcelles montre qu'elles peuvent être toutes considérées comme sensiblement identiques en ce qui concerne leur stock organique.

Les estimations du rapport C/N dans les trois horizons ne sont pas significativement différentes. La régression linéaire sur les 81 couples (C, N) du tableau 1.1 donne, avec un coefficient de corrélation élevé ( $R = 0,99$ ) :

$$\frac{C}{N} = 9,1 \pm 0,3 \quad (P = 0,05) \pm 0,5 \quad (P = 0,01)$$

MOREL (1956, 1968) a montré que les parcelles du dispositif voisin d'essais de longue durée, mis en place par DEHERAIN en 1875, accusent toutes un rapport C/N qui s'établit au voisinage de 9. L'ensemble des déterminations effectuées par cet auteur en 1938, 1952 et 1962 se situe entre 8,6 et 9,0.

Ces parcelles sont pourtant soumises depuis de nombreuses années à des traitements azotés très différenciés :

- sans aucune fertilisation
- fumure minérale seule, normale ou déséquilibrée
- fumure organique exclusive.

Sur un dispositif d'essais très diversifiés, établi sous climat méditerranéen et mis en culture à dominante maraîchère, MULLER (1966) observe également que le rapport C/N a conservé en 12 ans une valeur constante voisine de 9,5.

MOREL (1978) propose une interprétation de cette constance, pour une situation pédo-climatique et culturale donnée, basée sur l'étude simultanée de l'évolution du carbone et de l'azote.

Nos mesures, réalisées sur parcelles identiques entre elles, permettent d'étendre cette propriété du rapport C/N à l'ensemble du profil (0-85 cm). Ainsi, sa valeur resterait sensiblement indépendante du facteur "profondeur".

Les variations ponctuelles, quelle qu'en soit l'origine, des taux respectifs de carbone et d'azote seraient alors sans beaucoup d'influence sur leur rapport. La structure chimique de cette matière organique est donc homogène et caractérisée par la présence de 11 à 12 atomes de C par atome de N.

Le taux net annuel  $K_2$  (HENIN et DUPUIS, 1945) de minéralisation de l'azote organique calculé par la formule de REMY et MARIN-LAFLECHE (1974) est 1,1 p. 100. Cette valeur est comparable à celles données par MOREL (1968) pour la Station.

Enfin, en ce qui concerne les micro-organismes, nous avons recherché l'activité des ferments nitreux et nitriques par la technique des "suspensions-dilutions" préconisée par POCHON et TARDIEUX (1962). Nous indiquons ci-dessous quelques estimations du nombre, par g de terre sèche, de germes appartenant aux groupements fonctionnels nitreux et nitriques sans préjuger de leurs genres et espèces.

Germes Niveaux	Nitreux	Nitriques
A 0 - 20 cm	31.000 25.000 20.000 4.300	7.500 750.000 * 14.000 14.300
B 20 - 50 cm	13.000 30.000	1.300 4.000
C 50 - 85 cm	3.000 4.000	1.350 2.900

\* valeur douteuse

Ces comptages confirment la bonne aptitude minéralisatrice de la couche arable.

## 1.2. - PROTOCOLE EXPERIMENTAL

De nombreux prélèvements de sol, dans le but de doser l'azote minéral, ont été effectués sur ce dispositif, entre les printemps 1972 et 1978, soit avant, soit après épandage d'engrais à diverses doses : 80 à 200 kg par hectare de N sous forme de nitrate de calcium.

Les apports d'azote sont faits, le plus soigneusement possible, avec un arrosoir (équivalent pluie, 5 mm) dont la rampe à une longueur de 50 cm.

L'ensemble des expérimentations peut être décrit en deux séries d'essais.

### 1.2.1. - Première série d'essais ou prélèvements de type I

Il s'agit de 6 séries de prélèvements numérotées de I.1 à I.6 comprenant chacune 36 échantillons de sol recueillis

avec une sonde de 2,76 cm de diamètre. Les 36 carottages sont répartis d'une manière régulière sur 1 mètre carré et distants d'environ 17 cm. Seule la couche arable, 0-20 cm, a été explorée dans cette série.

5 autres prélèvements, codés de I.7 à I.11, ont également été faits avec une sonde de 5,82 cm de diamètre, aux profondeurs 0-10 cm ou 0-20 cm.

### 1.2.2. - Deuxième série d'essais ou prélèvements de type II

50 séries de prélèvements, notées II.1 à II.50, ont été effectuées dans les trois horizons de profondeur A (0-20 cm) B (20-50 cm) et C (50-85 cm). Chaque série est constituée de 27 carottes, soit 9 sondages par niveau répartis au hasard sur un mètre carré.

Les forages sont faits avec trois sondes dont les diamètres sont décroissants (5,82 - 2,76 et 2,64 cm) afin d'éviter le mélange des profils du sol. Les surfaces des prélèvements sont 26,6 - 6 et 5,5 cm<sup>2</sup> environ.

### 1.2.3. - Analyse chimique

Tous les échantillons de sol ont été traités "individuellement". Après homogénéisation de chaque carotte, une quantité de 100 g environ de terre est prélevée et pesée. L'azote minéral est extrait de la prise d'essai par agitation pendant 30 minutes dans 250 ml d'acétate ou de chlorure de calcium N/70. Après filtration, l'azote ammoniacal, puis l'azote nitrique, sont dosés dans le filtrat par la méthode DEVARDA, modifiée par DROUINEAU et GOUNY (1947). La technique est décrite notamment par CHARLOT (1961) et BREMNER (1965).

Du fait de sa bonne précision, cette méthode est considérée comme le dosage de référence de l'azote minéral. Mais, nécessitant une distillation, elle est beaucoup plus longue que les techniques colorimétriques réalisées avec auto-analyseur (GAUTHEYROU, 1965 ; HENRIKSEN et SELMER OLSEN, 1970) ou ionomé-

triques (MAZOYER, 1972). Nous avons cependant choisi la méthode DEVARDA car, pour beaucoup de nos expérimentations, nous avons utilisé de l'azote nitrique marqué à l'azote 15 qui peut être dosé dans le sulfate d'ammonium obtenu par le dosage qui suit la distillation.

Nous étudions dans ce mémoire l'azote nitrique seulement ; en effet, la forme ammoniacale a été le plus souvent faible ou même à la limite du dosage chimique. D'autres auteurs (LEFEVRE et DROUINEAU, 1951 ; LIBOIS, 1968 ; GUIOT, 1975) signalent également que, sans apport ammoniacal, la quasi totalité de l'azote minéral présent dans tout le profil du sol se trouve, à tout moment, sous la forme nitrique.

#### 1.2.4. - Mesure des humidités

L'humidité des échantillons de sol est déterminée, sur une prise d'essai de 10 à 20 g, par dessiccation pendant 24 heures dans une étuve maintenue à 105° (méthode de référence).

Il est particulièrement important de noter que, tout au long de nos expérimentations, le traitement au laboratoire des échantillons (extraction, filtration, mesure d'humidité) a toujours eu lieu sur le sol frais "immédiatement" après prélèvement au champ.

Toute évolution biologique, par activité microbienne, ou perte en eau par dessiccation est ainsi évitée. Les filtrats sont conservés au réfrigérateur une quinzaine d'heures au plus, et les dosages chimiques sont effectués dès le lendemain (BOIFFIN, 1975 ; VIAUX, 1981 ; VIAUX et LESIRE, 1981).

### 1.3. - PRESENTATION DES RESULTATS

#### 1.3.1. - Propositions nouvelles concernant l'expression numérique des résultats

Au cours des recherches effectuées jusqu'ici, les résultats relatifs aux dosages des éléments dans le sol sont exprimés par les auteurs uniquement sous la forme "intensive", par exemple :

N nitrique en mg par kg de terre sèche	(p.p.m. de t.s.)
N " " " " " d'eau	(p.p.m. d'eau)
Humidité en g pour 100 g de terre sèche	(p. 100 de t.s.)
N organique en p. 1 000 de t.s.	
C organique " " "	

Nous avons préféré procéder comme il suit :

Pour tous les sondages effectués, la carotte de terre humide est soigneusement recueillie et introduite dans un sachet en plastique. Les sacs pleins sont pesés afin de connaître le poids de chacun des forages. Il devient alors possible de calculer les quantités présentes dans les sondages qui sont des variables "extensives" :

Poids en g de terre sèche du sondage	
N nitrique en mg dans le sondage	
Eau en g dans le sondage	
N organique en mg dans le sondage	
C organique " " "	

Les valeurs numériques de toutes les variables ainsi définies, concernant la première série des essais (prélèvements de type I), sont données en annexe I (tableaux I.1 à I.11). Les estimations des moyennes, variances, écarts-type, coefficients de variation et incertitudes sur les moyennes à la probabilité  $P = 0,05$  ont été effectuées pour toutes les répartitions. Les coefficients de corrélation entre toutes les variables prises deux à deux sont également indiqués.

En ce qui concerne la deuxième série des essais, la même méthode de traitement des données a été employée. Nous donnons deux exemples (tableaux 1.2 et 1.3) des répartitions observées de l'azote nitrique exprimé en mg de N par kg de terre sèche.

Nous avons rassemblé en annexe II (tableaux II.1 à II.50) les résultats des 50 prélèvements de type II. Pour chacun d'entre eux, les estimations statistiques sont faites sous deux hypothèses de répartition : normale et log-normale.

### 1.3.2. - Hétérogénéité des répartitions de l'azote nitrique dans le sol

Il nous a paru nécessaire de publier tous ces résultats en annexes, car ils sont la meilleure illustration qui puisse être faite du caractère extrême de la variabilité des répartitions de l'ion nitrique. On peut observer entre les quantités présentes en deux points voisins du sol des rapports allant de 1 jusqu'à 5. Les coefficients de variation des populations de l'azote minéral, quelle que soit la forme intensive ou extensive sous laquelle il est exprimé, sont toujours très grands et de l'ordre de 30 p. 100. Par contre, les autres populations que nous avons définies ont une dispersion beaucoup plus faible caractérisée par des C.V. de l'ordre de 10 p. 100.

Il est, tout d'abord, indispensable de montrer que cette hétérogénéité ne provient pas des causes possibles suivantes :

- techniques employées au laboratoire,
- technique de sondage, c'est-à-dire variabilité du poids de la terre sèche et de l'eau contenues dans les carottes prélevées au champ.

Après avoir étudié ces influences, nous examinerons successivement les résultats des deux séries d'essais dans le but d'analyser les propriétés des populations de l'azote nitrique dans le sol.

Prélèvements Niveaux	1	2	3	4	5	6	7	8	9
A 0-20 cm	8,36	7,66	8,71	11,93	15,15	7,80	11,07	5,93	4,25
B 20-50 cm	20,62	20,16	13,51	24,72	22,82	16,79	14,41	20,12	13,58
C 50-85 cm	10,66	11,37	12,90	16,02	15,50	7,58	10,99	8,35	8,08

	m	S	Coeff. de variation
A	8,99 ± 2,53	3,29	36,59 %
B	18,53 ± 3,17	4,12	22,26 %
C	11,27 ± 2,37	3,08	27,33 %

Tableau : 1.2 :

Exemple de répartition observée durant la deuxième série des essais

Azote nitrique exprimé en mg par kg de terre sèche

m : moyenne      S : écart-type      P = 0,05

Prélèvements Niveaux	1	2	3	4	5	6	7	8	9
A 0-20 cm	59,31	44,65	72,59	70,98	70,72	68,85	74,91	78,41	86,50
B 20-50 cm	13,98	31,52	21,28	21,72	14,88	11,20	35,79	12,00	13,64
C 50-85 cm	5,19	4,81	21,01	11,76	5,36	11,76	50,34	5,52	6,51

	m	S	Coeff. de variation
A	69,66 ± 9,15	11,90	17,08 %
B	19,56 ± 6,82	8,87	45,35 %
C	13,58 ± 11,34	14,76	108,69 %

Tableau 1.3 :

Répartition observée 10 jours après épandage (36,3 mm de pluie)

Azote nitrique exprimé en mg par kg de terre sèche

m : moyenne      S : écart-type      P = 0,05

## C H A P I T R E 2

### ESTIMATION DES VARIANCES TECHNIQUE ET CHIMIQUE

#### 2.1. - DEFINITIONS

Soient  $x_1, x_2, \dots, x_n$  les teneurs en azote nitrique mesurées en  $n$  points du sol et  $S^2$ , la variance de cet échantillonnage.

Une partie de la variance totale, ou globale,  $S^2$  de cette répartition, dite variance technique, ou de répétabilité,  $S_t^2$  est due aux erreurs diverses qui se produisent depuis le prélèvement des échantillons au champ jusqu'à la fin de leur dosage chimique.

Cette variance  $S_t^2$  caractérise,

- l'incertitude due aux prises d'essai après homogénéisation de chacune des carottes de sol ;
- l'incertitude due aux dosages chimiques.

La variance technique  $S_t^2$  englobe la variance des dosages chimique  $S_c^2$ . Nous nous sommes proposés de déterminer une estimation de l'une et de l'autre qui sera comparée à la variance totale  $S^2$ .

#### 2.2. - VARIANCE TECHNIQUE

Deux méthodes d'estimation peuvent être proposées (VESSE-  
REAU, 1974).

### 2.2.1 - Modèle mathématique n° 1

Après homogénéisation d'une quantité de terre de l'ordre de 3 kg ramenée du champ, 9 échantillons sont prélevés dans le mélange pour le dosage de N nitrique. Les écarts, en plus ou en moins, des résultats des mesures par rapport à la moyenne suivent une loi normale de moyenne nulle et dont la variance est une estimation de la variance technique  $S_t^2$  (tableau 2.1).

### 2.2.2. - Modèle mathématique n° 2

9 carottes sont prélevées au hasard dans le champ. Après homogénéisation, deux prises d'essai sont faites dans chacune d'entre elles et dosées. On dispose ainsi de 9 couples de mesures  $x_i$  et  $x'_i$  de moyenne  $m_i$ . La moyenne des carrés des écarts des  $x_i$  par rapport aux  $m_i$  est une estimation de la moitié de la variance technique  $S_t^2$ .

Ce deuxième modèle présente l'avantage de donner aussi une estimation de la variance  $S^2$ . Ceci permet de caractériser, en pourcentage, la part relative de la variance technique  $S_t^2$  dans la variance totale, ou globale,  $S^2$  de l'échantillonnage. Pour les 2 exemples donnés au tableau 2.2 cette part est inférieure à 2 p. 100, donc négligeable.

### 2.2.3. - Estimation de la variance technique

3 estimations de la variance technique  $S_t^2$  ont été effectuées, elles sont rappelées dans le tableau ci-dessous. Ces valeurs sont à rapprocher de celles déterminées par GAUTHEYROU (1965) dans les mêmes conditions opératoires (modèle n° 1, 9 échantillons) sur 4 types différents de sols de la Guadeloupe et à divers niveaux de concentration d'azote nitrique.

n°	N	Ecart à la moyenne	Caractéristiques des erreurs techniques
1	49,95	+ 0,31	Variance technique :
2	46,91	- 2,73	
3	51,02	+ 1,38	$S_t^2 = 2,04$
4	50,54	+ 0,90	Ecart type technique :
5	50,45	+ 0,81	
6	47,97	- 1,67	$S_t = 1,43$
7	49,10	+ 0,06	Probabilité 0,05 :
8	51,16	+ 1,52	
9	49,07	- 0,57	
moyenne	49,64		erreur absolue ±1,10 erreur relative ±2,21 %

Tableau 2.1 :

Estimation de la variance technique  $S_t^2$  (modèle mathématique n° 1)

N exprimé en mg par kg de terre sèche.

n°	N <sub>1</sub>	N <sub>2</sub>	Ecart à la moyenne	Caractéristiques des erreurs techniques
1	40,45	39,28	+ 0,59	Variance technique : $S_t^2 = 0,65$ Ecart-type technique $S_t = 0,81$ Probabilité 0,05 : erreur absolue ± 0,62 erreur relative ± 1,25 %  Variance technique <hr/> Variance totale = 0,49 %
2	48,96	47,65	+ 0,66	
3	34,51	35,33	- 0,41	
4	49,67	49,86	- 0,10	
5	40,52	38,63	+ 0,95	
6	60,91	59,86	+ 0,53	
7	64,15	65,67	- 0,76	
8	34,97	34,09	- 0,44	
9	33,86	34,00	- 0,07	
Moyenne	45,33	44,93		
Variance	128,98	135,69		

n°	N <sub>1</sub>	N <sub>2</sub>	Ecart à la moyenne	Caractéristiques des erreurs techniques
1	36,10	39,68	- 1,79	Variance technique : $S_t^2 = 3,33$ Ecart-type technique $S_t = 1,82$ Probabilité 0,05 : Erreur absolue ± 1,38 Erreur relative ± 2,74 %  Variance technique <hr/> Variance totale = 1,58 %
2	42,96	46,46	- 1,75	
3	57,98	56,62	+ 0,68	
4	46,10	47,76	- 0,83	
5	38,75	41,39	- 1,32	
6	38,69	39,39	- 0,35	
7	60,81	60,57	+ 0,12	
8	81,04	84,37	- 1,66	
9	46,13	42,71	+ 1,71	
Moyenne	49,84	50,99		
Variance	208,9	211,5		

Tableau 2.2 :

Estimation de la variance technique  $S_t^2$  (modèle mathématique n°2)

N exprimé en mg par kg de terre sèche.

Niveau 7 mg par litre (10 à 12 mg de N par kg de terre sèche)

n°	N	Ecart à la moyenne	Caractéristiques des erreurs dues au dosage chimique
1	6,51	- 0,23	Variance chimique : $S_c^2 = 3,65 \cdot 10^{-2}$
2	7,06	+ 0,32	
3	7,03	+ 0,29	
4	6,79	+ 0,05	Ecart-type chimique : $S_c = 0,19$
5	6,65	- 0,09	
6	6,65	- 0,09	Probabilité 0,05 : Erreur absolue $\pm 0,15$ Erreur relative $\pm 2,18 \%$
7	6,72	- 0,02	
8	6,58	- 0,16	
9	6,65	- 0,09	
Moyenne	6,74		

Niveau 50 mg par litre (80 à 85 mg de N par kg de terre sèche)

n°	N	Ecart à la moyenne	Caractéristiques des erreurs dues au dosage chimique
1	49,77	- 0,02	Variance chimique : $S_c^2 = 6,10 \cdot 10^{-2}$
2	49,91	+ 0,12	
3	50,26	+ 0,47	
4	49,77	- 0,02	Ecart-type chimique : $S_c = 0,25$
5	49,84	+ 0,05	
6	49,77	- 0,02	Probabilité 0,05 : Erreur absolue $\pm 0,19$ Erreur relative $\pm 0,38 \%$
7	49,56	- 0,23	
8	49,84	+ 0,05	
9	49,35	- 0,44	
Moyenne	49,79		

Tableau 2.3:

Estimation de la variance  $S_c^2$  des erreurs dues au dosage chimique

Teneurs en N	10,8	14,1	25,9	45,1	48,2	49,6	50,4
Variance technique	1,14 <sup>*</sup>	2,06 <sup>*</sup>	0,94 <sup>*</sup>	0,65	1,21 <sup>*</sup>	2,04	3,33

Estimations de la variance technique  $S_t^2$

N est exprimé en mg par kg de terre sèche  
\* d'après GAUTHEYROU (1965)

Le test de BARTLETT (cf. paragraphe 6.3.3.) appliqué à ces 7 variances donne  $B = 7,09$ . Cette valeur étant très inférieure à la valeur critique tabulée,  $\chi_{0,05}^2 = 12,59$ , l'hypothèse d'homogénéité de ces variances doit être retenue. Leur moyenne peut alors être prise comme la meilleure estimation, soit :

$$\begin{aligned} \text{Variance technique } S_t^2 &= 1,62 \\ \text{Ecart-type technique } S_t &= 1,27 \end{aligned}$$

Cette variance  $S_t^2$  est donc indépendante du niveau de concentration en azote nitrique, tout au moins dans les limites indiquées au tableau ci-dessus : elles correspondent d'ailleurs approximativement au domaine des teneurs dans lequel l'ensemble de notre expérimentation a été réalisé et que l'on trouve généralement dans les sols de nos régions.

### 2.3. - VARIANCE CHIMIQUE

Les erreurs dues aux dosages chimiques de l'azote nitrique ont été estimées, suivant le modèle mathématique n° 1, d'une part dans la solution d'extraction, d'autre part en solution dans l'eau.

#### 2.3.1. - Solution d'extraction

A partir de nitrate de calcium mis en solution dans du chlorure de calcium N/70, 9 échantillons de 100 ml sont prélevés

et dosés. Ceci a été fait à deux niveaux de concentration, 7 et 50 mg de N par litre, correspondant à des sols dont les teneurs seraient respectivement 17,5 p.p.m. et 125 p.p.m. de terre sèche (tableau 2.3.).

2.3.2. - Solution dans l'eau

Sur chacune des solutions d'épandage, contenant environ 2 g de N par litre, 9 déterminations ont également été faites. Deux exemples sont donnés (tableau 2.4) qui correspondent aux expérimentations n° I.9 et I.10.

Les prises d'essai pour le dosage sont prélevées après dilution à 10 mg par litre de la solution d'épandage. Pour comparer les variances chimiques estimées au tableau 2.4 avec les précédentes (tableau 2.3) il faut donc les multiplier par 25 pour tenir compte de cette dilution.

2.3.3. - Estimation de la variance chimique

Les 4 estimations de  $S_C^2$  sont rappelées dans le tableau suivant :

Teneur en N	7	10	10	50
Variance chimique	$3,65 \cdot 10^{-2}$	$6,70 \cdot 10^{-2}$	$4,30 \cdot 10^{-2}$	$6,10 \cdot 10^{-2}$

Estimation de la variance chimique  $S_C^2$

N est exprimé en mg par litre de solution

Test de BARTLETT B = 0,92

Valeur critique tabulée  $\chi_{0,05}^2 = 7,81$

Ces variances sont homogènes et indépendantes du niveau de concentration. Nous retiendrons les estimations moyennes suivantes :

Variance chimique  $S_C^2 = 5,19 \cdot 10^{-2}$  soit 3,2 p. 100 de  $S_t^2$

Ecart-type chimique  $S_C = 2,28 \cdot 10^{-1}$  soit 18 p. 100 de  $S_t$

Ainsi, l'erreur chimique n'intervient que pour 20 p. 100 environ dans l'incertitude technique.

Expérimentation n° I-9

n°	N	Ecart à la moyenne	Caractéristiques des erreurs dues au dosage chimique
1	1,865	+ 0,046	Variance chimique : $S_c^2 = 2,68 \cdot 10^{-3}$  Ecart-type chimique : $S_c = 5,18 \cdot 10^{-2}$  Probabilité 0,05 : erreur absolue $\pm 0,04$ erreur relative $\pm 2,19 \%$
2	1,877	+ 0,058	
3	1,884	+ 0,065	
4	1,784	- 0,035	
5	1,735	- 0,084	
6	1,790	- 0,029	
7	1,788	- 0,031	
8	1,796	- 0,023	
9	1,853	+ 0,034	
moyenne	1,819		

Expérimentation n° I-10

n°	N	Ecart à la moyenne	Caractéristique des erreurs dues au dosage chimique
1	2,140	+ 0,065	Variance chimique : $S_c^2 = 1,72 \cdot 10^{-3}$  Ecart-type chimique : $S_c = 4,15 \cdot 10^{-2}$  Probabilité 0,05 : erreur absolue $\pm 0,032$ erreur relative $\pm 1,54 \%$
2	2,075	0	
3	2,133	+ 0,058	
4	2,083	+ 0,008	
5	2,084	+ 0,009	
6	2,045	- 0,030	
7	2,064	- 0,011	
8	2,025	- 0,050	
9	2,025	- 0,050	
Moyenne	2,075		

Tableau 2.4 :

Estimation de la variance  $S_c^2$  des erreurs dues  
au dosage chimique des solutions  
d'épandage

Azote nitrique exprimé en g par litre

## 2.4. - CONCLUSIONS

### 2.4.1. - Incertitudes totale, technique et chimique

Les incertitudes globale  $e$ , technique  $e_t$  et chimique  $e_c$  sur les moyennes des répartitions sont :

$$e = \pm t \frac{S}{\sqrt{n}} \quad e_t = \pm t \frac{S_t}{\sqrt{n}} \quad \dots\dots$$

$t$  variable de STUDENT à  $(n-1)$  degrés de liberté  
 $n$  effectif de l'échantillonnage.

Pour un effectif choisi  $n$  du nombre des carottages,  $S_t^2$  et  $S_c^2$  sont indépendants de la teneur en azote. Nous montrons que, au contraire, la variance globale  $S^2$  est liée à la concentration.

$e_t$  et  $e_c$  sont donc constants en valeur absolue, mais l'incertitude totale  $e$  est constante en valeur relative.

Nous référant aux résultats exposés dans la suite, nous donnons (tableaux 4.3 et 4.4) au seuil de probabilité  $P = 0,05$  les estimations de ces 3 types d'incertitude, en valeurs absolue et relative, pour 5 valeurs de l'effectif ( $n = 4, 9, 16, 25$  et  $36$ ) et 4 niveaux de concentration du sol en azote nitrique ( $N = 5, 10, 20$  et  $50$  mg par kg de terre sèche). La lecture de ces tableaux permet de tirer les conclusions suivantes :

#### - Précision de la méthode DEVARDA

Pour 16 échantillons (tableau 4.4), l'erreur chimique est :

$$e_c = \pm 0,12 \text{ mg par kg de terre sèche}$$

Cela correspond à une quantité de  $\pm 12 \mu\text{g}$  de N dans la prise d'essai de 100 g de sol faite pour le dosage chimique.

Ce résultat illustre la bonne sensibilité de la méthode DEVARDA. Il est confirmé par SOUBIES et GADET (1952) puis par OLIVER (1978) qui indique, que pour une trentaine d'analyses, la précision est de l'ordre de  $\pm 10 \mu\text{g}$  de N quelle que soit la quan-

tité d'azote dosée.

- Caractère négligeable de  $e_t$  et  $e_c$  devant l'erreur globale

. Lorsque la teneur du sol en azote nitrique est moyenne ou grande (10 à 50 p.p.m.), les erreurs technique et chimique restent faibles par rapport à celle de l'échantillonnage et nous les considérons comme négligeables dans toute la suite de ce mémoire. Cette remarque est valable quel que soit l'effectif.

. Si la teneur est faible (< 5 p.p.m.),  $e_t$  devient égal à l'incertitude globale. Cependant, lorsque la prise d'essai de terre est de l'ordre de grandeur du poids des carottes, l'erreur chimique est seule à prendre en compte. C'est le cas de tous les sondages effectués dans les horizons B et C ainsi que des prélèvements n° I.1 à I.6.

$e_c$  reste alors toujours négligeable devant  $e$ .

. Les techniques employées au laboratoire ne sont donc pas à l'origine de la grande variabilité des teneurs en azote que nous avons observée. L'hétérogénéité des répartitions de l'ion nitrique dans le sol est un phénomène bien réel dont nous étudierons les propriétés dans les chapitres suivants.

- Pouvoir limite de séparation

Si la teneur est faible (5 p.p.m.) et l'échantillonnage réduit ( $n = 4$ , valeur souvent adoptée par les chercheurs), l'erreur globale est  $\pm 2,4$  p.p.m. (tableau 4.4). Pour séparer significativement deux moyennes, leur différence devra alors être supérieure à 1,7 p.p.m., soit environ 3 à 5  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de N par horizon ou 10 à 15  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  pour l'ensemble du profil.

Nous définirons cette quantité comme étant le "pouvoir limite de séparation" de la technique employée. Un même ordre de grandeur en sera estimé par une toute autre voie au paragraphe 8.4.6. SOUBIES et GADET (1952) expriment une conclusion très voisine.

Notons enfin que, si l'estimation des teneurs en N minéral dans le sol est soumise à une large incertitude, les quantités apportées par épandage sont au contraire connues avec une très bonne précision de l'ordre de  $\pm 2$  p. 100 (tableau 2.4).

#### 2.4.2. - Difficultés liées à la technique de sondage

L'influence du prélèvement lui-même est difficile à tester directement et ne fait pas proprement partie de la variance technique. Il est cependant utile de faire quelques observations :

- L'enfoncement de la sonde s'accompagne d'un tassement de la carotte prélevée dont nous étudierons plus loin (chapitre 8) les conséquences.

- Le risque de mélange des couches n'est pas négligeable. En voici un exemple : considérons une teneur moyenne de la terre sèche du premier horizon, en azote, de 60 p.p.m. Un prélèvement est réalisé dans chaque niveau : on retire du troisième niveau une carotte de 100 g de terre sèche. Pour augmenter sa concentration de 2 p.p.m., il suffit de 3 g environ de sol provenant du niveau supérieur.

Il faut donc se montrer prudent dans l'interprétation des teneurs mesurées sur 20-50 cm et 50-85 cm de profondeur lorsqu'elles sont très faibles devant celles de la couche arable. Il y a risque de surestimation et le bilan global sur l'ensemble du profil risque d'être excédentaire. L'utilisation de trois sondes de diamètres décroissants nous a permis de pallier cet inconvénient.

C H A P I T R E 3

=====

ANALYSE DE QUELQUES RESULTATS

DE LA PREMIERE SERIE DES ESSAIS

3.1. - ETENDUES ET COEFFICIENTS DE VARIATION DES DISTRIBUTIONS

Le support expérimental de ce chapitre est constitué par les prélèvements de type n° I.1 à I.6 (annexe I). Ils représentent, en effet, un éventail très diversifié d'observations sur la couche arable (0-20 cm) :

n° I.1	12 heures après épandage d'engrais (90 kg.ha <sup>-1</sup> de N nitrique)
I.2	8 jours " " " "
I.3	15 jours " " " "
I.4	78 jours " " " (engrais N totalement disparu)
I.5	parcelle n'ayant jamais reçu d'engrais
I.6	" " " "

Les estimations des étendues et des coefficients de variation de toutes les distributions observées au cours de ces prélèvements sont rassemblées dans le tableau 3.1.

L'étendue des répartitions de l'azote nitrique est très large : les valeurs observées, caractérisées par le rapport entre la plus grande et la plus petite valeur, évoluent entre 2,12 et 11,31 soit 4,7 en moyenne. De plus, il faut particulièrement noter que, pour chacun des essais, les étendues des 3 formes d'expression numérique de l'azote sont identiques.

ESSAIS N <sup>os</sup>	TERRE HUMIDE g		TERRE SECHE g		EAU %		EAU g		A Z O T E N I T R I Q U E		
	g	%	g	%	%	%	g	g	P.P.m. de T.S.	mg dans le sondage	P.P.m. d'eau
I.1	1,78 12,10 %	1,89 10,80 %	1,77 12,73 %	1,89 10,80 %	1,86 12,94 %	2,99 29,00 %	2,72 26,91 %	2,65 26,82 %			
I.2	1,43 9,82 %	1,14 3,25 %	1,43 9,69 %	1,14 3,25 %	1,52 10,78 %	4,06 38,77 %	3,68 39,09 %	4,00 38,80 %			
I.3	1,71 11,57 %	1,56 8,62 %	1,69 11,34 %	1,56 8,62 %	1,82 15,41 %	4,09 33,56 %	3,61 32,35 %	3,64 32,55 %			
I.4 <sup>x</sup>	1,48 10,78 %	1,54 9,98 %	1,69 10,61 %	1,54 9,98 %	1,98 15,31 %	11,31 60,36 %	8,80 57,26 %	11,05 57,32 %			
I.5	1,61 11,00 %	1,44 10,20 %	1,62 11,10 %	1,44 10,20 %	1,71 13,99 %	5,26 29,11 %	5,75 31,37 %	3,38 30,59 %			
I.6	1,55 11,13 %	1,58 13,89 %	1,59 11,56 %	1,58 13,89 %	1,80 15,60 %	2,12 18,40 %	2,79 20,79 %	2,85 20,17 %			

Tableau 3.1 :

Etendues et coefficients de variation des diverses distributions

(l'étendue est caractérisée par le rapport entre la plus grande et la plus petite valeur)

x Parcelle sur laquelle se sont développées des mauvaises herbes.

En ce qui concerne les poids de terre sèche et humide, les humidités et les poids d'eau, les étendues sont aussi, entre elles, du même ordre de grandeur, mais beaucoup plus faibles : 1,6 en moyenne.

Il s'en suit une certaine constance des coefficients de variation dont les valeurs sont de l'ordre de :

C.V. = 34 p. 100 pour les 3 formes d'expression de l'azote nitrrique.

C.V. = 11 p. 100 seulement, soit environ le tiers, pour les autres répartitions.

C'est la prise de conscience de "l'importance et de la constance" du coefficient de variation des répartitions des nitrates dans le sol qui nous a engagé à poursuivre une étude plus approfondie de cette grande hétérogénéité.

### 3.2. - INFLUENCE NEGLIGEABLE DE LA VARIABILITE DES POIDS DE TERRE SECHE ET D'EAU

Les coefficients de corrélation entre les trois expressions de N sont toujours voisins de +1. Ces trois formes numériques sont donc, en quelque sorte, le reflet, à un coefficient de multiplication près, de la même réalité physique. Elles sont liées par les relations :

$$N \text{ (mg)} = N \text{ (p.p.m. de t.s.)} \cdot \text{terre sèche (kg)}$$

$$N \text{ (mg)} = N \text{ (p.p.m. d'eau)} \cdot \text{eau (kg)}$$

de la forme  $Z = X \cdot Y$

Les coefficients de variation C.V. des variables aléatoires X, Y et Z sont liés par (DAGNELIE, 1969) :

$$C.V._Z = \sqrt{C.V.^2 \cdot X + C.V.^2 \cdot Y} \approx C.V. \cdot X$$

$C.V^2.y$ , carré du coeff. de var. des poids de terre sèche ou des poids d'eau, de l'ordre du dixième de  $C.V^2.x$ , peut, en effet, être négligé. La variation des poids de terre sèche et d'eau contenues dans les échantillons de sol n'explique donc que pour une très faible part, 10 p. 100 environ, l'hétérogénéité des répartitions d'azote nitrique. Ceci est confirmé par les faibles valeurs des coefficients de corrélation indiquant même parfois l'indépendance entre l'azote nitrique N et les poids de terre sèche d'une part et entre N et les poids d'eau d'autre part.

Une hypothèse possible aurait été de supposer que la solution du sol est homogène et que la variabilité de la technique des sondages suffirait pour expliquer l'hétérogénéité de N. Il n'en est rien. Tout au contraire, nos observations permettent d'affirmer que les teneurs en ion nitrique de la solution sont très hétérogènes. Ceci permet de supposer que les phénomènes de "diffusion latérale" y sont faibles, voire même nuls. Nous reviendrons ultérieurement sur cette conclusion importante (paragraphe 4.4.3).

Le même raisonnement peut s'appliquer aux deux expressions, Humidité (C.V. moyen = 9,5 p. 100) et Eau en g (C.V. moyen = 14 p. 100) dont la liaison n'est pas négligeable ; en effet, les coefficients de corrélation R (Humidité, Eau en g) sont compris entre 0,5 et 0,7.

$$\text{Eau (g)} = \text{Humidité (p. 100 de t.s.)} \cdot \text{terre sèche (g)}$$

Le coefficient de variation des poids d'eau est alors dû, pour une part non négligeable (30 à 50 p. 100), au caractère aléatoire du poids des sondages. Ceci est confirmé par les valeurs des coefficients de corrélation qui indiquent que l'humidité est indépendante de la terre sèche, mais que l'eau en dépend.

### 3.3. - COMPARAISON DES MOYENNES ET DES VARIANCES

Les moyennes et les variances des poids en g de terre sèche, des teneurs en azote nitrique, exprimées en p.p.m. de

terre sèche, et des quantités de N, en mg dans le sondage, des six prélèvements n° I.1 à I.6 sont rassemblées dans le tableau 3.2. Il est, bien entendu, intéressant pour l'agronome d'étudier ces moyennes et ces variances, de les comparer entre elles pour mettre en évidence des différences éventuelles et leur donner une interprétation.

Nous avons également indiqué, au tableau 3.2, les valeurs de  $R_i$  et  $R_e$ , coefficients de corrélation entre l'azote nitrique exprimé sous les formes intensive ou extensive d'une part, et les poids de terre sèche d'autre part.

$$R_i = R \text{ (N en p.p.m. de t.s., poids de t.s.)}$$

$$R_e = R \text{ (N en mg dans le sondage, poids de t.s.)}$$

La connaissance de  $R_i$  et  $R_e$  est, en effet, un élément susceptible de faciliter les interprétations.

### 3.3.1. - Poids moyens de terre sèche

Les variances des 6 séries de poids sont homogènes, car le test de BARTLETT donne  $B = 3,17$  valeur très inférieure à la valeur critique  $\chi^2_{0,05} = 11,07$ .

D'où les estimations moyennes de la variance et de l'écart-type communs :

$$S^2 = 69,12$$

$$S = 8,31$$

La condition d'homogénéité des variances étant acceptée, il est possible de comparer les moyennes. Nous testerons leurs différences par comparaison avec la plus petite différence significative (p.p.d.s.) :

$$\text{p.p.d.s.} = t \frac{S}{\sqrt{2n}} \quad \text{exprimée en g de t.s.}$$

Effectif  $n = 36$

$t$  variable de STUDENT à 2 ( $n - 1$ ) degrés de liberté

ESSAI n°		I.1	I.2	I.3	I.4	I.5	I.6
Terre sèche en g	Moyenne	66,57	74,04	73,75	74,46	73,67	83,08
	Variance	71,85	51,47	69,90	62,45	66,82	92,21
N en p.p.m de t. s	Moyenne	113,21	78,79	83,40	9,68	16,91	23,39
	Variance	1077	993,2	783,6	34,13	24,24	18,52
Coeff. de corrélation $R_1$ (N p.p.m, t.s)		-0,29 <sup>0</sup>	-0,03	-0,28 <sup>0</sup>	-0,20	+0,07	+0,01
N en mg dans le sondage	Moyenne	7,45	5,83	6,09	0,71	1,25	1,94
	Variance	4,02	5,19	3,88	0,17	0,15	0,16
Coeff. de corrélation $R_e$ (N mg, t.s)		0,13	0,22	0,05	-0,05	0,41 <sup>±</sup>	0,52 <sup>±±</sup>

Tableau 3.2 : Première série des essais

Moyennes et variances des poids de terre sèche des teneurs et des quantités d'azote nitrique

\* R significatif à P = 0,1 (0), P = 0,05 (±), P = 0,01 (± ±)

Le tableau ci-dessous indique la valeur de la p.p.d.s. à trois niveaux de probabilité P :

p	0,05	0,01	0,001
t	2,00	2,65	3,45
p.p.d.s. (en g)	1,96	2,60	3,38

Dans le tableau qui suit, les moyennes sont rangées par ordre croissant et nous avons souligné d'un même trait celles qui ne diffèrent pas significativement à la probabilité P = 0,001 :

I.1	I.5	I.3	I.2	I.4	I.6
66,57	<u>73,67</u>	<u>73,75</u>	<u>74,04</u>	<u>74,46</u>	83,08

Les poids moyens des prélèvements n° I.2 à I.5 sont identiques et de moyenne 74,03 g de t.s.

Par contre, les deux autres poids sont très hautement significativement différents :

Poids trop faible pour I.1    différence = - 7,46 soit 10 p. 100

Poids trop fort    pour I.6    différence = + 9,05 soit 12 p. 100

Ces différences de 10 à 12 p. 100 par rapport à la moyenne témoignent du fait que le profil de sol prospecté au cours de ces divers essais n'est pas identique. Pourtant, la profondeur de chacun des forages (20 cm) est soigneusement contrôlée.

Il n'est alors plus possible, en toute rigueur, de comparer les concentrations en N nitrique de ces deux prélèvements I.1 et I.6 avec les autres sans disposer de renseignements complémentaires.

3.3.2. - Teneurs moyennes en azote nitrique

Les variances des six concentrations ne sont pas homogènes : test de BARTLETT, B = 241,05.

Elles peuvent cependant être classées en deux groupes homogènes :

- Essais n° I.1 à I.3 :

$$B = 0,92 \text{ inférieur à } \chi^2_{0,05} = 5,99$$

$$\text{Variance commune} \quad S^2 = 951,3$$

$$\text{Ecart-type commun} \quad S = 30,84$$

- Essais n° I.4 à I.6 :

$$B = 3,26$$

$$\text{Variance commune} \quad S^2 = 25,6$$

$$\text{Ecart-type commun} \quad S = 5,06$$

Ces deux groupes caractérisent bien les deux circonstances très différentes illustrées par ces essais : présence (I.1 à I.3) ou absence (I.4 à I.6) d'engrais N minéral épandu.

- Présence d'engrais :

p	0,05	0,01	0,001
p.p.d.s. (en p.p.m)	7,27	9,63	12,54

Essai	I.1	I.2	I.3
Teneur moyenne (en p.p.m)	113,21	78,79	83,40

Les teneurs moyennes I.2 et I.3 sont identiques. Par contre, celle de I.1 leur est très hautement significativement différente. Mais pour ce prélèvement I.1, le coefficient de corrélation  $R_1 = -0,29$  est significatif à la probabilité  $P = 0,1$ . Cette remarque laisse prévoir que si le poids moyen avait été plus grand, la concentration moyenne aurait été plus faible. Il y a alors lieu de chercher à la corriger de - 10 p. 100 environ (cf. paragraphe 3.3.1.), soit 102 p.p.m. au lieu de 113,21. La différence avec I.2 et I.3 reste cependant très hautement significative, mais elle n'est plus que de 21 p.p.m. environ au lieu de 32. Cette remarque est d'une importance agronomique considérable car une dizaine de p.p.m. correspond à  $25 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de N environ (couche arable 0-20 cm) soit le quart de la quantité épandue.

- Absence d'engrais :

P	0,05	0,01	0,001
p.p.d.s. (en p.p.m)	1,19	1,58	2,08

Essai	I.4	I.5	I.6
Teneur Moyenne (en p.p.m)	9,68	16,91	23,39

Pour l'essai n° I.6, teneur et poids de terre sèche sont indépendants ( $R_i = 0,01$ ). Il n'y a donc pas lieu de faire une correction de la concentration comme ci-dessus pour I.1. Dans ces conditions, les teneurs moyennes I.4, I.5 et I.6 sont toutes différentes à la probabilité  $P = 0,001$ . Elles reflètent des états bien distincts de la minéralisation de l'azote organique.

- Remarque

La comparaison des moyennes peut également être faite sur les valeurs de N exprimé en mg dans le sondage. Elle aboutit aux mêmes conclusions.

3.3.3. - Influence de l'effectif des échantillons de sol

Il est impossible dans la pratique agronomique courante d'envisager pour chaque essai un effectif de 36 sondages.

Par exemple, dans la deuxième série de nos essais, nous avons choisi  $n = 9$ . De nombreux expérimentateurs se limitent à 4. Les estimations des plus petites différences significatives doivent alors être multipliées par 2 ( $n = 9$ ) ou 5 ( $n = 4$ ) environ, en tenant compte de la valeur du  $t$  de STUDENT.

Sous l'hypothèse  $n = 4$ , les conclusions précédentes (paragraphe 3.3.1. et 3.3.2.) seraient profondément modifiées :

- les poids de terre sèche I.1 et I.6 ne seraient plus différents des autres.
- les différences de teneur entre I.1 et (I.2 et I.3) ne seraient pas significatives, bien qu'elles soient considérables (plus de 20 p.p.m. soit  $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  environ dans la couche arable).

3.4. - LOCALISATION VERTICALE DE L'AZOTE NITRIQUE

Les deux coefficients de corrélation  $R_i$  et  $R_e$  sont susceptibles d'apporter des précisions supplémentaires sur la localisation des nitrates dans le sens vertical.

Examinons l'exemple illustré par la figure 3.3 :

l'amplitude maximale M de "l'onde nitrique", située à une certaine profondeur dans le sol est représentée par une bande hachurée. Les 36 sondages réalisés au cours du prélèvement sont classés, sur un axe horizontal, par ordre des poids croissants ou, ce que nous pouvons supposer comme équivalent, dans l'ordre de la profondeur prospectée. Soit H la cote de profondeur moyenne.

Il est supposé dans cette figure 3.3, qu'un épandage vient d'être effectué, M est donc au dessus de H.

On observe alors une corrélation nulle entre les quantités d'azote et les poids des sondages ; au contraire, un coefficient négatif va lier les teneurs en N et les poids :

$$R_i \text{ négatif, } R_e \text{ nul}$$

Suivant les diverses positions relatives de M et H, il est facile d'imaginer les ordres de grandeur correspondants de  $R_i$  et  $R_e$  sans qu'il soit besoin d'en dresser un tableau. Ainsi, ces coefficients de corrélation peuvent être envisagés comme des "indicateurs" de la localisation de l'onde nitrique. Nous en donnons, ci-dessous, quelques exemples pris dans la première série des essais (tableau 3.2).

- Présence d'engrais :

. Essai n° I.1 :  $R_i = - 0,29$  (s. à P = 0,1)  $R_e = 0,13$

C'est le cas représenté par la figure 3.3 ; 12 heures après épandage de l'engrais, la cote M est au dessus de H.

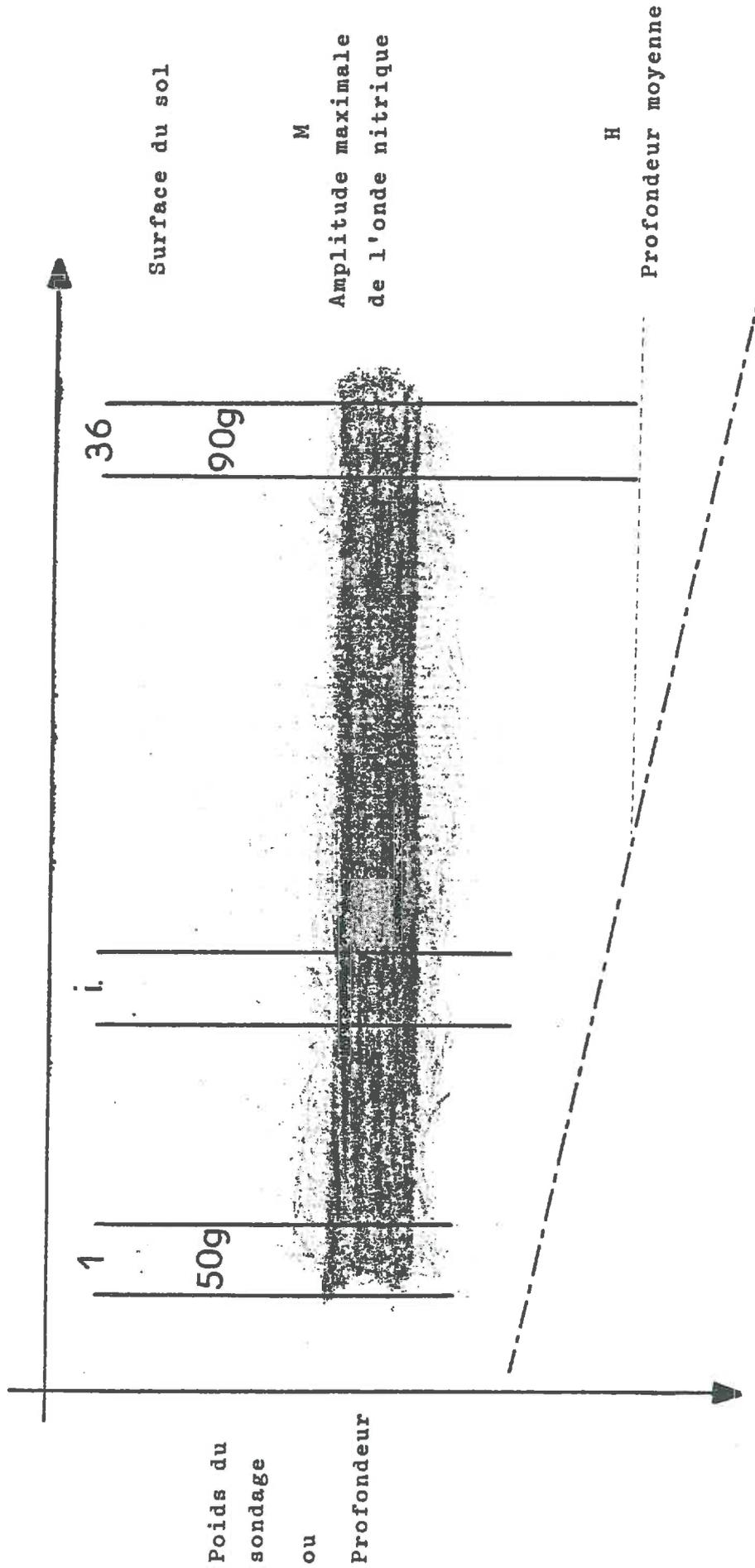
. Essai n° I.2 :  $R_i = - 0,03$   $R_e = 0,22$

M a migré au dessous de H. 8 jours après épandage, une partie des nitrates apportés est sortie du profil de sol prospecté.

Essai n° I.3 :  $R_i = - 0,28$  (s. à P = 0,1)  $R_e = 0,05$

Durant la deuxième semaine suivant l'épandage, il y a eu remontée capillaire de M au dessus de H. Ce transfert phy-

Classement des sondages par ordre de poids



$R_i = R(N)$  en mg par kg de terre sèche, terre sèche en g) : très négatif

$R_e = R(N)$  en mg dans le sondage, terre sèche en g) : nul

Figure 3.3.

Exemple d'interprétation des coefficients de corrélation  $R_i$  et  $R_e$   
(cas des essais n° I.1 et I.3)

sique a, sans doute, été accompagné d'une réorganisation de N dans la matière organique puisque la concentration moyenne I.3 reste inférieure à I.1.

Ces interprétations trouvent une confirmation dans l'examen des conditions climatiques :

Période pluvieuse entre I.1 et I.2 augmentant l'humidité du sol de 16,6 à 22,7 p. 100 de t.s.

Période d'évapotranspiration entre I.2 et I.3 ramenant l'humidité à 15,3 p. 100.

- Absence d'engrais :

. Essai n° I.5 :  $R_i = 0,07$       $R_e = 0,41$  (s. à  $P = 0,05$ )

. Essai n° I.6 :  $R_i = 0,01$       $R_e = 0,52$  (s. à  $P = 0,01$ )

Pour ces prélèvements effectués sur parcelles sans engrais, la concentration en N est sensiblement constante sur l'ensemble du profil de la couche arable. On peut donc conclure que le taux de minéralisation de la matière organique a été indépendant de la profondeur H du sondage. Le type de répartition verticale de l'azote minéral naturel apparaît comme plus homogène que celui de l'azote nitrique provenant de l'engrais.

### 3.5. - CONCLUSIONS

Les exemples qui viennent d'être développés avaient pour but de faire prendre pleinement conscience de l'importance et des conséquences de l'hétérogénéité des répartitions de l'azote nitrique dans le sol.

Ces populations sont caractérisées par un coefficient de variation de l'ordre de 30 p. 100. Il faut s'attendre, en outre, à l'hétérogénéité des variances lorsque leurs moyennes sont éloignées (par exemple, parcelles avec et sans engrais azoté).

Il devient alors particulièrement difficile de pouvoir conclure à des différences significatives entre des séries de prélèvements à effectifs limités tels qu'ils sont actuellement réalisés par les chercheurs.

Par exemple, pour plusieurs échantillonnages de 9 sondages effectués après un apport d'engrais azoté de l'ordre de  $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  la plus petite différence significative à la probabilité  $P = 0,05$  serait 16 p.p.m. soit 40 p. 100 environ de la quantité apporté !

On conçoit alors les difficultés considérables pour organiser des expérimentations en plein champ dans le but d'étudier l'évolution de l'azote minéral et l'influence des facteurs qui la conditionnent : type de sol, de culture, de climat ... Il est d'ailleurs fort probable que sur de courtes périodes, les variations des quantités de N restent inférieures aux incertitudes et il sera bien délicat de les mettre en évidence.

La technique nouvelle de pesée des carottes de sol que nous avons introduite dans le protocole apporte des éléments notables pour compléter les interprétations :

- Définition de variables intensives et extensives et estimation de leurs coefficients de corrélation. Il faudrait cependant, le plus souvent, des effectifs plus nombreux pour calculer des valeurs statistiquement significatives de ces liaisons ; ce fait réduit, malheureusement, l'intérêt de leur utilisation. Nous avons pourtant estimé systématiquement les corrélations de toutes les variables prises deux à deux car elles sont un élément non négligeable d'appréciation.
- Estimation et comparaison du poids moyen des profils de sol réellement prospectés au cours de chacun des essais. Ce point n'est pratiquement jamais envisagé par les auteurs ; il est pourtant susceptible de modifier largement les conclusions statistiques.
- Enfin, une importante ambiguïté apparaît au cours de ce chapitre (paragraphes 3.3.2. et 3.3.3.) en ce qui concerne le

calcul des quantités de N en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  à partir des concentrations exprimées en mg par kg de terre sèche. Pour une densité apparente de terre sèche  $d = 1,25$ , 10 p.p.m. correspondent à  $25 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  dans la couche arable (0-20 cm). Or, après épandage de  $90 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de N, la teneur moyenne mesurée dans le sol est de l'ordre de 110 p.p.m. (essai n° I.1) soit  $275 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Il faut alors envisager que l'azote minéral préexistant dans cette parcelle et provenant de la minéralisation de la matière organique représenterait  $185 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Cette conclusion est tout à fait incompatible avec l'ordre de grandeur des quantités observées sur parcelles sans engrais (essais n° I.5 et I.6) : 20 p.p.m. environ soit  $50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ .

Ces remarques soulignent clairement la grave incohérence entre les expressions intensive (p.p.m.) et extensive ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) utilisées couramment dans le vocabulaire agronomique (cf. chapitre 8).

C H A P I T R E 4

LIAISON STATISTIQUE ENTRE L'ECART-TYPE ET LA MOYENNE

DES TENEURS EN AZOTE NITRIQUE

CONSEQUENCES AGRONOMIQUES

4.1. - INTRODUCTION

L'étude des prélèvements n° I.1 à I.6 a mis en évidence une certaine constance des coefficients de variations des répartitions de l'azote nitrique dans la couche arable (niveau A, 0-20 cm). Il nous a paru intéressant d'étudier cette hétérogénéité dans les couches plus profondes (niveaux B, 20-50 cm et C, 50-85 cm) et de tester la dépendance entre écart-type et moyenne.

Soit  $m$  la moyenne des résultats de 9 sondages, exprimée en mg de N par kg de terre sèche, et  $S$  l'écart-type. Le diagramme de dispersion (fig. 4.1) rassemblant 202 couples ( $S, m$ ) estimés dans les trois niveaux de profondeur, montre une tendance linéaire que nous avons étudiée.

Ces 202 couples se répartissent ainsi :

niveau A	0-20 cm	90 couples
niveau B	20-50 cm	57 "
niveau C	50-85 cm	55 "

Ce fichier comprend les 150 résultats des essais de type II, ainsi que ceux d'une cinquantaine d'expérimentations au cours desquelles les carottes de sol n'ont pas été pesées. C'est pourquoi nous envisageons, dans ce chapitre, seulement l'étude

des variables intensives.

#### 4.2. - REGRESSION LINEAIRE

Les deux modèles de régression ( $y = a + bx$  et  $y = bx$ ) ont été souvent utilisés tout au long de notre travail ; c'est pourquoi nous en rappelons les principes. Les paramètres sont déterminés par la méthode classique des moindres carrés.

##### 4.2.1. - Régression $y = a + bx$

Soit  $y = S$  la variable expliquée et  $x = m$  la variable explicative,  $n$  leur effectif,  $\bar{y}$  et  $\bar{x}$  les moyennes,  $S_y^2$  et  $S_x^2$  les estimations de leur variance.

Le coefficient de corrélation entre  $x$  et  $y$  est :

$$R = \frac{\sum (x_i - \bar{x}) (y_i - \bar{y})}{S_x S_y (n - 1)}$$

Les coefficients  $b$  et  $a$  de la régression sont :

$$b = \frac{\sum (x_i - \bar{x}) (y_i - \bar{y})}{\sum (x_i - \bar{x})^2}$$

$$a = \bar{y} - b\bar{x}$$

La variance résiduelle  $S_e^2$  est la variance des écarts entre la variable  $y$  observée et sa valeur calculée  $\hat{y}$  par la régression :

$$S_e^2 = \frac{\sum (y_i - \hat{y}_i)^2}{n - 2}$$

Les variances de  $a$  et  $b$  sont :

$$S_b^2 = \frac{S_e^2}{\sum (x_i - \bar{x})^2} \quad S_a^2 = \frac{S_e^2 \sum x_i^2}{n \sum (x_i - \bar{x})^2}$$

Les intervalles de confiance des coefficients  $a$  et  $b$  sont respectivement  $\pm t S_a$  et  $\pm t S_b$ .

$t$ , valeur tabulée de la variable de STUDENT à  $(n-2)$  degrés de liberté, à la probabilité choisie.

Il s'en suit que l'hypothèse  $a = 0$  pourra être acceptée si :

$$\frac{a}{S_a} < t$$

Enfin, l'intervalle de confiance sur le coefficient de corrélation  $R$  est :

$$\pm t \sqrt{\frac{1 - R^2}{n - 2}}$$

#### 4.2.2. - Régression par l'origine $y = bx$

Lorsque l'hypothèse  $a = 0$  est retenue, le degré de liberté de la variance résiduelle  $S_e^2$  est  $n - 1$ . Les estimations du coefficient de la régression  $b$  et de la variance résiduelle  $S_e^2$  deviennent :

$$b = \frac{\sum x_i y_i}{\sum x_i^2}$$

$$S_e^2 = \frac{\sum (y_i - \hat{y}_i)^2}{n - 1}$$

#### 4.3. - DIAGRAMME DE DISPERSION

##### 4.3.1. - Etudes préliminaires

Le diagramme de dispersion (fig. 4.1) a une forme en goutte d'eau : le nuage des points s'élargit vers les grandes

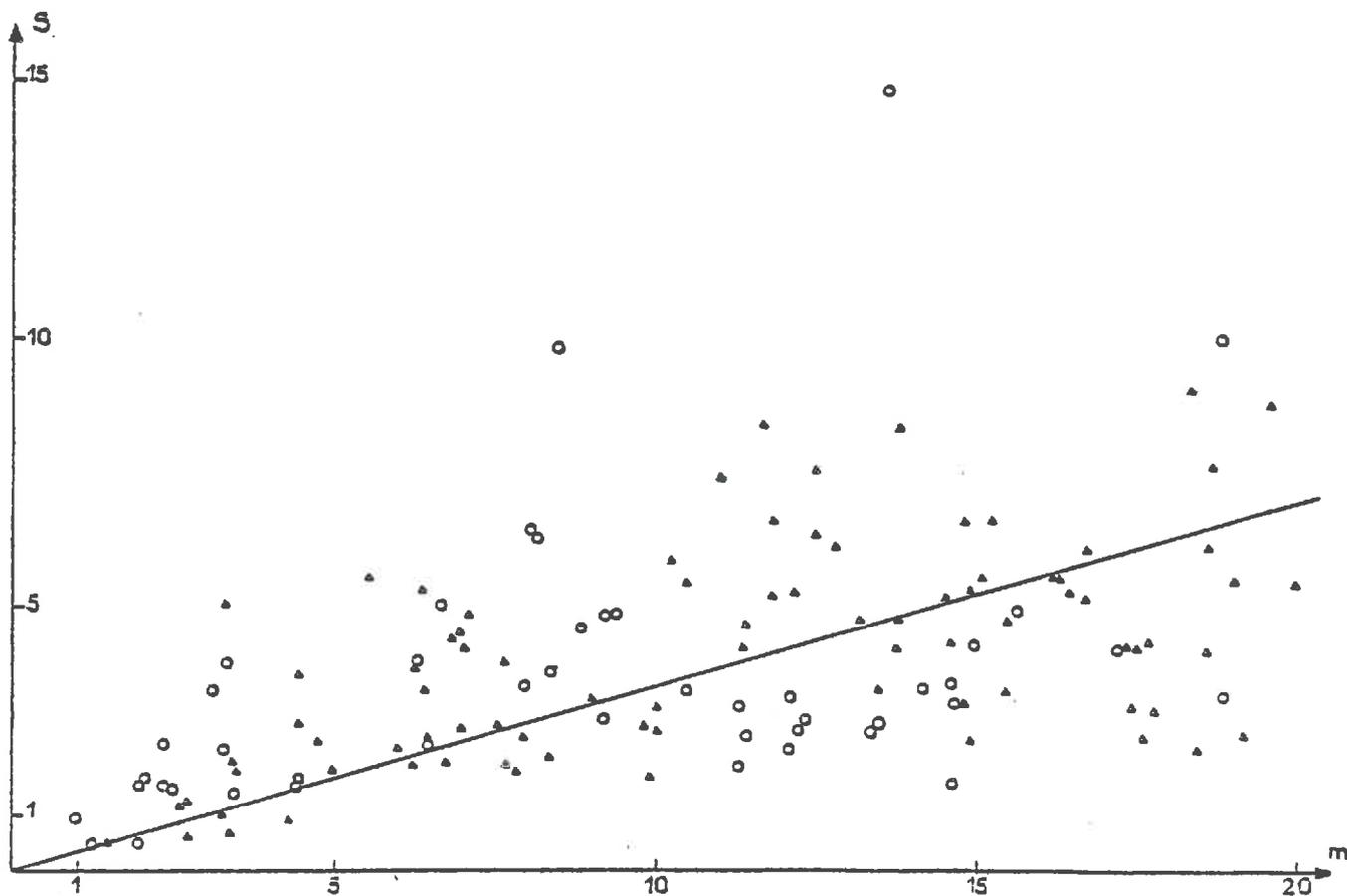
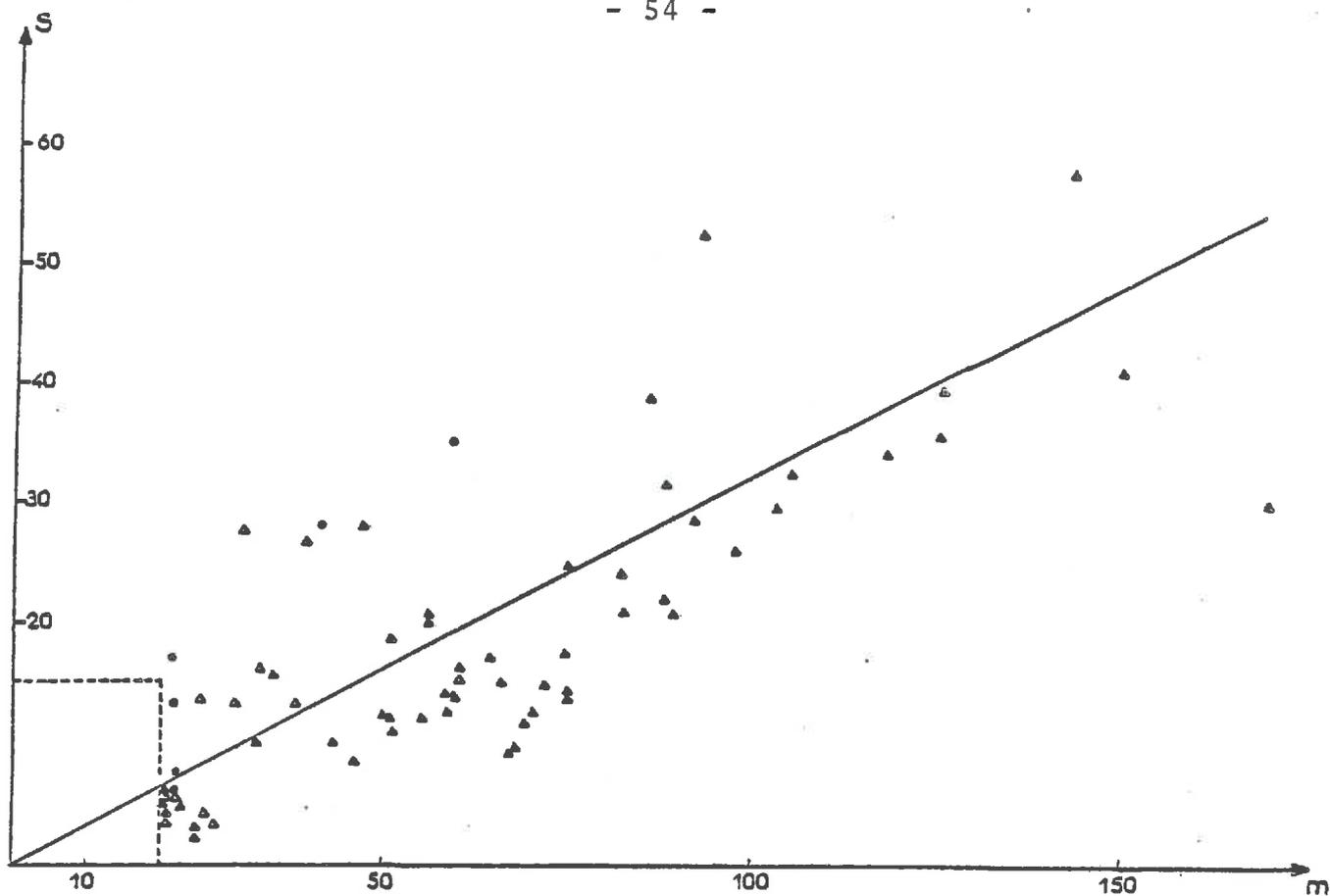


Fig. 4.1 Régression linéaire :  $S = 0,30 m$   $R = 0,88$

- ▲ niveau A. 0 - 20 cm
- △ niveau B. 20 - 50 cm
- niveau C. 50 - 85 cm

valeurs de  $m$  traduisant la non homogénéité des variances des écarts-types  $S$ . Il est alors généralement conseillé de faire une transformation logarithmique afin de stabiliser ces variances.

Nous avons donc, au préalable, testé la liaison linéaire (Log  $S$ , Log  $m$ ). Quel que soit le niveau de profondeur envisagé A, B et C, il est possible de définir une relation de la forme :

$$S = \alpha m^\beta \quad \text{avec} \quad \beta \quad \text{peu différent de 1}$$

Les coefficients de corrélation  $R$  (Log  $S$ , Log  $m$ ) et  $R$  ( $S$ ,  $m$ ) ne sont guère différents. Il est alors licite d'envisager la linéarité de la régression ( $S$ ,  $m$ ) soit :

$$S = a + b m$$

Pour les 3 profils, le coefficient  $a$ , ordonnée à l'origine, n'est pas significativement différent de zéro.

niveau A	$a = 0,77 \pm 1,80$	$P = 0,05$
" B	$a = 0,81 \pm 1,51$	"
" C	$a = 0,98 \pm 1,48$	"

Ce résultat devait être attendu, car il n'est pas possible de définir l'écart-type d'une répartition de moyenne nulle. D'ailleurs, nous avons montré que l'écart-type technique reste négligeable devant l'écart-type global.

Nous retiendrons donc comme modèle la régression par l'origine :

$$S = b m$$

Un seul paramètre numérique est estimé pour définir ce modèle. Les conséquences qui en découlent, au plan des expérimentations agricoles, sont alors plus simplement exprimées.

#### 4.3.2. - Etude de la régression par l'origine

Les caractéristiques du modèle choisi,  $S = b m$ , sont rassemblées dans le tableau 4.2.

NIVEAUX	PROFONDEUR cm	EFFECTIFS	R	b	$10^{-5} S_b^2$	$S_g^2$	$S_e^2$
A	0-20	90	± 0,89 ± 0,10	± 0,290 ± 0,031	23,76	155,17	32,95
B	20-50	57	± 0,75 ± 0,18	± 0,325 ± 0,069	119,05	31,67	13,66
C	50-85	55	± 0,84 ± 0,15	± 0,478 ± 0,094	219,10	38,32	11,47
AB	0-50	147	± 0,89 ± 0,08	± 0,293 ± 0,024	14,48	119,13	25,37
BC	50-85	112	± 0,76 ± 0,12	± 0,373 ± 0,057	83,82	34,69	14,55
ABC	0-85	202	± 0,88 ± 0,07	± 0,299 ± 0,021	11,73	101,71	23,28

R coeff. de corrélation, b et  $S_b^2$  valeur et variance du coeff. de la regression  
 $S_g^2$  et  $S_e^2$  variances de l'écart-type S et résiduelle

Tableau : 4.2 N exprimé en mg par kg de terre sèche  
 Régression linéaire S = bm P = 0,05

Envisageons tout d'abord chacun des trois profils A, B et C. La liaison entre l'écart-type  $S$  et la moyenne  $m$  est étroite pour les trois niveaux. Le coefficient de corrélation  $R(S, m)$  atteint 0,89. Le modèle linéaire ainsi déterminé explique à 80 p. 100 environ les variations de l'écart-type par celles de la moyenne. La part non expliquée, caractérisée par la variance résiduelle  $S_e^2$ , reste donc faible.

L'examen des variances  $S_b^2$  des pentes  $b$  de ces régressions est particulièrement intéressant :

Le test de BARTLETT appliqué aux trois variances donne  $B = 1\ 237$ , valeur très largement supérieure au  $\chi_{0,95}^2$  critique = 195

Il faut conclure à l'hétérogénéité de ces variances.

Dans ces conditions, les régressions  $S = b m$  relatives à chacun des trois niveaux sont différentes, en toute rigueur.

Les pentes des profils A et B peuvent pourtant être considérées comme identiques suivant le test de STUDENT.

$t_{obs} = 1,42$  inférieur à  $t_{0,05} = 1,97$  (145 degrés de liberté)

Par contre, elles sont différentes de la pente du niveau C.

A et C :  $t_{obs} = 6,03$                       B et C :  $t_{obs} = 4,30$

L'incertitude sur la pente  $b$  de la régression augmente donc quand on passe de la couche arable au sous-sol, puis à la couche profonde.

C'est ainsi que, la pente  $b$  relative au niveau C est beaucoup plus grande. Nous avons, en effet, observé dans ce dernier profil des répartitions particulièrement hétérogènes dont le coefficient de variation peut atteindre 100 p. 100. Un exemple en est donné au tableau (1.3), correspondant au point de coordonnées ( $S = 14,76$ ,  $m = 13,58$ ) du diagramme de dispersion (fig. 4.1). Il s'agit d'un sondage effectué dix jours après un épandage d'engrais. Un drainage important, dû à plusieurs orages successifs (36,3 mm de pluie), a entraîné une partie de l'engrais jusqu'à

la couche profonde. Les concentrations dans les carottes n° 3C et 7C sont très grandes par rapport aux voisines. Ceci témoigne, à notre avis, de l'action conjuguée de deux causes :

- d'une part, l'hétérogénéité de l'épandage
- d'autre part, des écoulements préférentiels se produisant dans les fissures du sol, les fentes de retrait, les galeries de lombric...

Les caractéristiques des régressions sur les profils A et B sont voisines, mais elles sont différentes de celles du niveau C. Il n'est donc pas licite d'envisager l'identité des trois populations (S, m). Nous avons cependant testé le modèle pour les ensembles des points A et B, B et C, puis A, B et C (tableau 4.2.).

Dans les trois cas, les variances  $S_b^2$  sont significativement inférieures à celles des populations d'origine, par exemple :

$$\begin{aligned} S_b^2 \text{ (A)} &= 23,76 \quad 10^{-5} \\ S_b^2 \text{ (B)} &= 119,05 \quad 10^{-5} \\ S_b^2 \text{ (A et B)} &= 14,48 \quad 10^{-5} \end{aligned}$$

Ceci est une présomption sérieuse de l'existence de corrélations négatives entre les écarts-types (ou entre les moyennes qui leurs sont proportionnelles) des niveaux A et B. Il y a, de même, des corrélations entre les niveaux B et C.

Nous reviendrons au chapitre suivant, sur la détermination des pentes de ces régressions et l'étude de ces corrélations.

#### 4.4. - PREMIERES CONCLUSIONS SUR LE PLAN AGRONOMIQUE

##### 4.4.1. - Incertitudes sur la teneur des sols en azote nitrique

Bien que cela ne soit pas statistiquement rigoureux, il est raisonnable, tout au moins au niveau des applications agricoles, de retenir la régression linéaire établie pour l'ensemble des niveaux A, B et C.

La liaison entre écart-type et moyenne est :

$$S = (0,30 \pm 0,02) m \quad P = 0,05$$

Le coefficient de corrélation  $R(S, m) = 0,88$  traduit un taux moyen d'explication de ce modèle de 77 p. 100.

Le coefficient de variation C.V. des répartitions des nitrates dans le sol est alors constant.

$$C.V. = \frac{S}{m} = 30 \text{ p. } 100$$

L'incertitude globale sur les moyennes est donc constante en valeur relative :

$$e \% = \pm t \frac{C.V.}{\sqrt{n}} \text{ p. } 100$$

t variable de STUDENT  
n effectif du prélèvement.

Nous avons calculé (tableaux 4.3. et 4.4.) les estimations de ces erreurs en fonction du nombre de prélèvements et du niveau de concentration en azote nitrique. Il faut attirer tout particulièrement l'attention sur leur importance, par exemple :

Nombre de sondage	Incertitude sur les moyennes
4	48 %
9	23 %
16	16 %
25	12 %
36	10 %

L'augmentation du coefficient de variation en profondeur (50-85 cm) se traduit par un accroissement notable de ces erreurs qui sont multipliées par 1,6 environ.

Lors de la préparation d'un protocole expérimental, le plus

EFFECTIFS	NIVEAUX N p.p.m.	INCERTITUDES RELATIVES		
		Globale %	Technique %	Chimique %
4	5	47,73	40,41	7,25
	10		20,21	3,63
	20		10,10	1,81
	50		4,04	0,73
9	5	23,06	19,52	3,50
	10		9,76	1,75
	20		4,88	0,88
	50		1,95	0,35
16	5	15,98	13,53	2,43
	10		6,77	1,21
	20		3,38	0,61
	50		1,35	0,24
25	5	12,38	10,49	1,88
	10		5,24	0,94
	20		2,62	0,47
	50		1,05	0,19
36	5	10,16	8,60	1,54
	10		4,30	0,72
	20		2,15	0,39
	50		0,86	0,15

Tableau 4.3 :

Incertitudes globale, technique et chimique en fonction de l'effectif des échantillons et du niveau de concentration en azote nitrique

P = 0,05

Valeurs exprimées en pourcentage du niveau de N

EFFECTIFS	NIVEAUX		INCERTITUDES ABSOLUES		
	N	P.P.M.	Globale	Technique	Chimique
4	5		2,39	2,02	0,36
	10		4,77	"	"
	20		9,55	"	"
	50		23,87	"	"
9	5		1,15	0,98	0,18
	10		2,30	"	"
	20		4,60	"	"
	50		11,50	"	"
16	5		0,80	0,68	0,12
	10		1,60	"	"
	20		3,20	"	"
	50		8,00	"	"
25	5		0,62	0,52	0,09
	10		1,24	"	"
	20		2,48	"	"
	50		6,20	"	"
36	5		0,51	0,43	0,08
	10		1,02	"	"
	20		2,04	"	"
	50		5,10	"	"

Tableau 4.4 :

Incertitudes globale, technique et chimique en fonction de l'effectif des échantillons et du niveau de concentration en azote nitrique

P = 0,05

Valeurs exprimées en mg par kg de terre sèche

grand soin doit être apporté pour résoudre ce problème de l'échantillonnage au champ et dans le choix des effectifs en fonction de la précision désirée.

Compte-tenu des impératifs d'ordre pratique et du fait que la précision n'est améliorée que proportionnellement à la racine carrée du nombre de sondages, il semble raisonnable de choisir un effectif de 9 sur chacun des profils du sol (protocole de la deuxième série de nos essais).

#### 4.4.2. - Conditions de validité des plans d'expériences

Pour interpréter les expérimentations dont le but est de tester l'influence de tel ou tel facteur sur les quantités de nitrates présentes dans le sol, il est largement fait appel aux techniques de l'analyse de variance.

Mais les variances étant liées aux moyennes, les conditions de validité de cette technique statistique ne sont pas respectées : il n'y a ni indépendance, ni homogénéité des variances. Nous recommandons donc tout particulièrement de chercher à stabiliser auparavant les variances par une transformation appropriée des variables, transformation logarithmique par exemple, ou de modifier en conséquence les tests de signification.

Rappelons, enfin, les corrélations que nous avons mises en évidence entre les quantités présentes dans le sol à divers niveaux de profondeur et suivant une même verticale. Il devient alors difficile, de tester l'influence du facteur "profondeur". Il est en effet matériellement impossible de tirer au hasard dans les couches profondes des échantillons de terre indépendants de ceux des couches superficielles.

#### 4.4.3. - Caractère négligeable de la diffusion latérale

Les phénomènes de diffusion latérale des ions nitriques solubles dans la solution du sol devraient s'accompagner, à l'évidence, d'une homogénéisation, c'est-à-dire d'une diminution de l'écart-type par rapport à la moyenne. Le rapport S/m restant constant, au cours de l'évolution des nitrates, ces phénomènes peuvent être considérés comme négligeables (cf. paragraphe 3.2).

Cette conclusion est corroborée par les essais décrits ci-dessous, réalisés en 1972 sur deux cultures de blé. Sur chacune, une surface de 2 x 2 m a été délimitée pour y recevoir un engrais nitrique marqué à l'azote 15. Des prélèvements de plante ont été effectués, à la floraison puis à la récolte, sur une distance de deux mètres de part et d'autre de la bordure des parcelles avec et sans engrais marqué.

Les taux de l'azote provenant de l'engrais ont été déterminés par spectrométrie de masse sur la plante entière à la floraison (fig. 4.5) sur les grains et les pailles à la récolte (fig. 4.6 et 4.7). Ces taux sont exprimés relativement à la moyenne, prise égale à 1, des mesures effectuées au centre de la parcelle marquée.

Les figures 4.5 à 4.7 montrent que pour les végétaux prélevés sur la parcelle sans azote lourd, les taux relatifs sont dans tous les cas :

de l'ordre de 0,5	sur la bordure
inférieurs à 0,05	à partir de 25 cm du bord
inférieurs à 0,01	" " 50 cm "

La dispersion latérale de l'azote minéral est donc très faible au cours de la saison culturale ; encore faut-il attribuer ce peu d'influence à l'effet racinaire plutôt qu'à la diffusion des ions dans la solution du sol.

Des résultats tout à fait comparables sont donnés par REMY (1975) sur blé et par CHABALIER (1975) sur des cultures de maïs

et de riz. Nous sommes en accord avec REMY (1975) pour estimer que sur de telles cultures la "zone de bordure" convenable peut être limitée à 50 cm, voire même à 30 cm. La taille minimale des parcelles à utiliser peut alors être comprise entre 1 et 4 m<sup>2</sup>

Au point de vue de la réalisation des expérimentations agronomiques en plein champ, cette conclusion est capitale lorsque l'on désire utiliser de l'azote lourd dont le prix élevé n'autorise l'emploi que sur de petites surfaces.

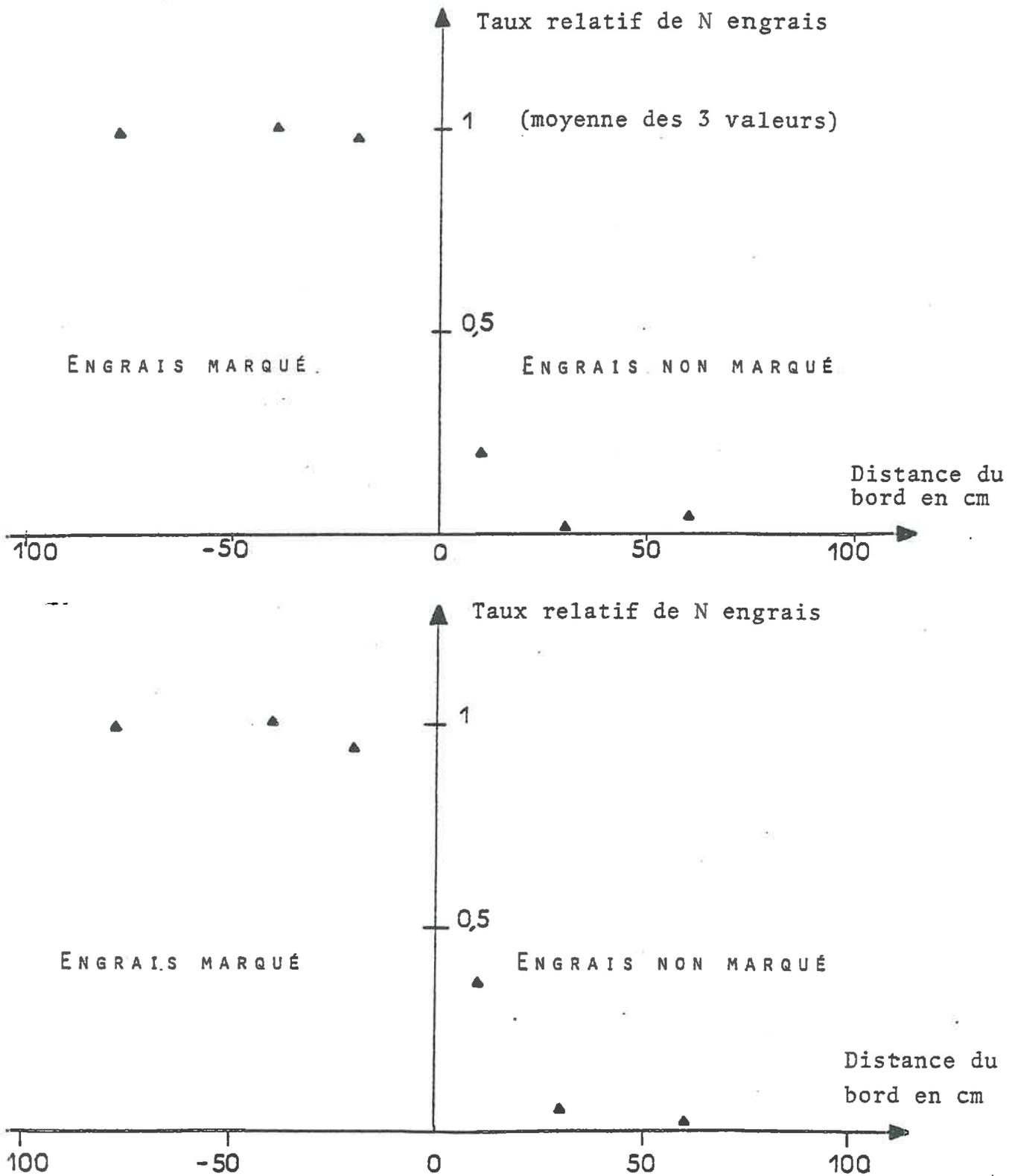


Figure 4.5.

Faible dispersion latérale de l'azote nitrique dans le sol

Taux relatif de l'azote provenant de l'engrais dans du blé à la floraison

(expérience répétée sur deux parcelles)

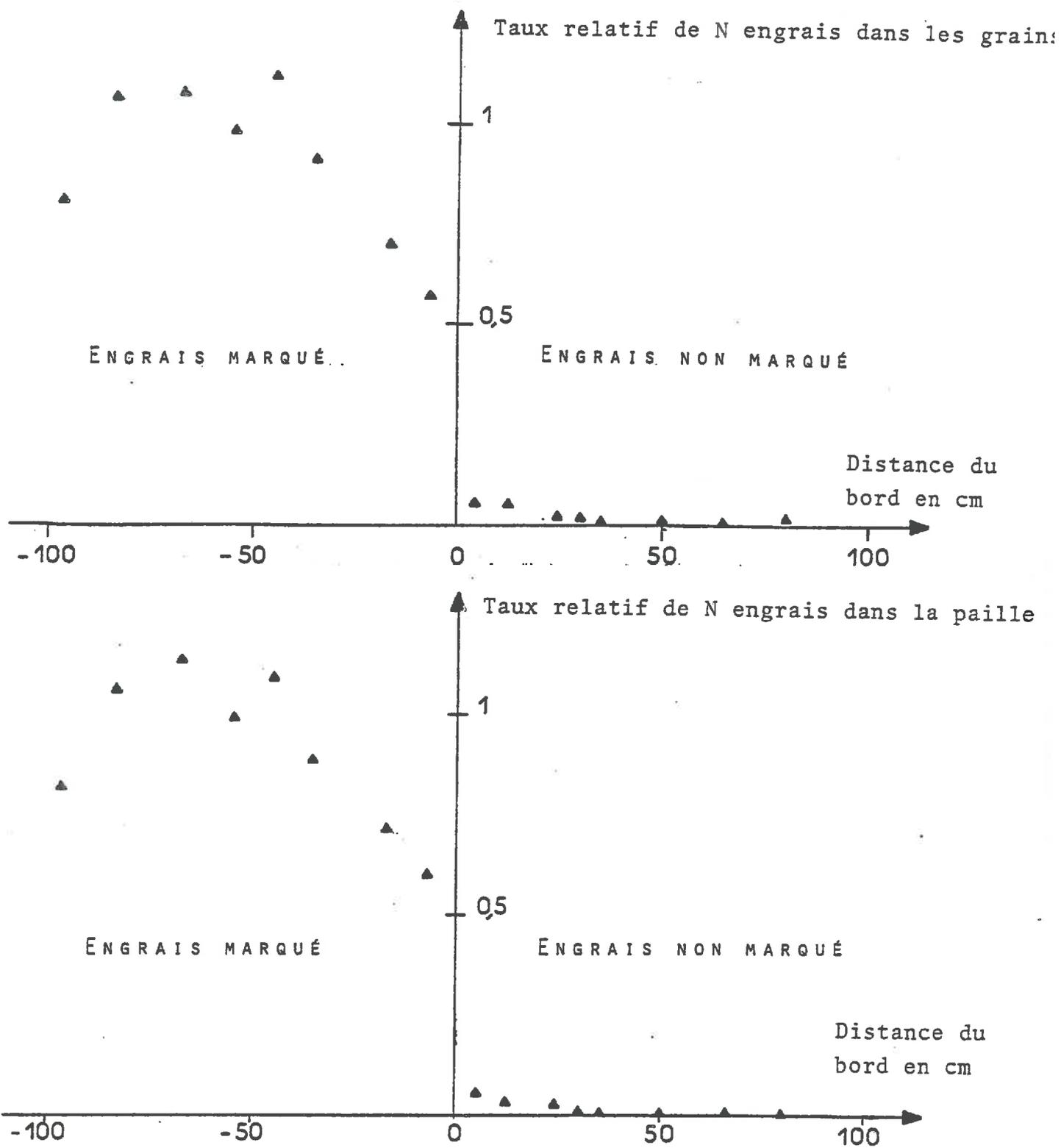


Figure 4.6

Faible dispersion latérale de l'azote nitrique dans le sol  
Taux relatif de l'azote provenant de l'engrais dans du  
blé à la récolte

Le taux 1 est la moyenne des 5 valeurs comprises entre -100 et -45cm

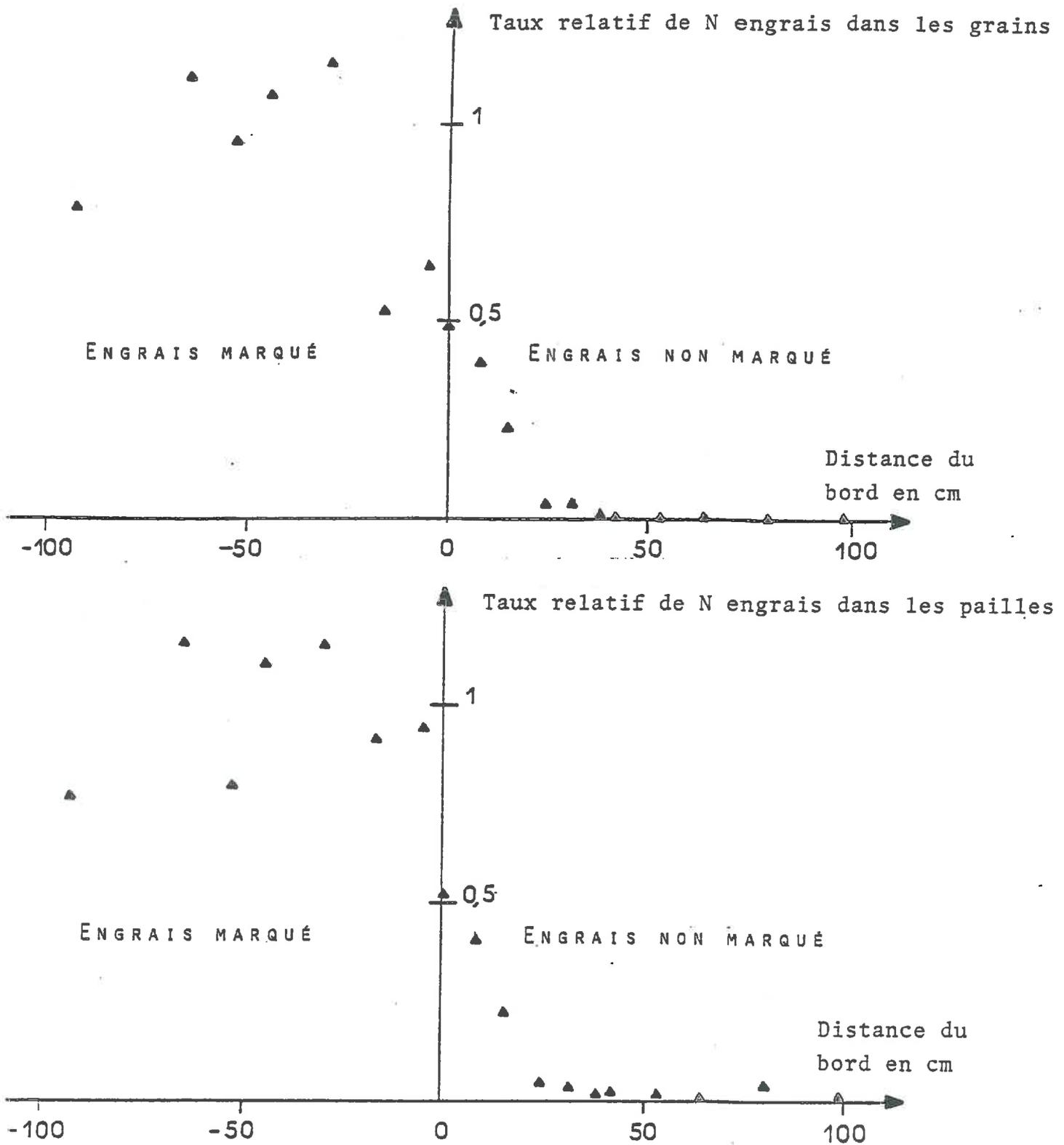


Figure 4.7.

Faible dispersion latérale de l'azote nitrique dans le sol  
Taux relatif de l'azote provenant de l'engrais dans du blé à la récolte

Le taux 1 est la moyenne des 5 valeurs comprises entre -100 et -35cm

C H A P I T R E 5  
=====

ANALYSE DES RESULTATS DE LA DEUXIEME

SERIE DES ESSAIS

Liaisons entre écart-type et moyenne  
et  
Corrélations entre les populations de chaque profil.

5.1. - INTRODUCTION

Dans ce chapitre et le suivant, nous étudions la deuxième série des essais : 50 séries de prélèvements, notées II.1 à II.50, dont les résultats sont rassemblés en annexe II. Chaque série comprend 9 sondages, effectués au hasard sur un mètre carré, dans chacun des profils A (0-20 cm), B (20-50) et C (50-85) : Soit 27 carottes de sol situées 3 par 3 sur une même verticale.

Il est alors possible de définir encore trois horizons d'épaisseur plus grande : AB (0-50), BC (50-85) et ABC (0-85). Soit 6 profils, pour lesquels l'azote nitrique et l'eau sont exprimés sous les formes intensives et extensives.

Par exemple, les résultats des dosages de N minéral sont donnés en :

mg par kg de terre sèche	variable intensive
mg dans le sondage	" extensive
mg par kg d'eau	" intensive

Lorsque N est exprimé en mg dans le sondage,  $AB_i$ ,  $BC_i$  et  $ABC_i$  sont définis respectivement par les sommes  $A_i + B_i$ ,  $B_i + C_i$ ,

NIVEAUX	A Z O T E N I T R I Q U E N E X P R I M E E N					
	mg par kg de terre sèche		mg dans le sondage		mg par kg d'eau	
	Moyenne	Ecart-Type	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type
A	8,99	3,29	3,87	1,38	52,12	17,18
B	18,53	4,12	12,85	1,89	119,48	32,86
C	11,27	3,08	7,91	3,42	64,85	15,07
AB	14,71	3,34	16,72	2,84	91,54	21,14
BC	14,62	3,15	20,76	4,52	90,45	18,33
ABC	13,29	3,03	24,63	5,72	80,89	16,56

Tableau 5.1 :

Estimations des moyennes et écarts-type des diverses répartitions de l'azote nitrique N. Exemple du prélèvement décrit au tableau 1.2.

$$A_i + B_i + C_i.$$

Il est, bien entendu, tenu compte dans ces calculs de la différence entre les diamètres des sondes utilisées. Il est nécessaire de rappeler que l'expression de N en quantité présente dans le sondage est possible car le protocole adopté comporte une technique nouvelle : pesée de chacune des carottes de sol frais.

Les moyennes  $m$  et les écarts-types de tous les échantillonnages de l'azote nitrique ont été estimés dans chacun des six profils ainsi définis (annexe II) . Un exemple est donné au tableau 5.1 correspondant au prélèvement de type II décrit au tableau 1.2.

L'étude de ces résultats permet de caractériser :

- La liaison écart-type et moyenne dans chacun des profils
- Les corrélations qui lient les populations présentes dans les divers horizons.

## 5.2. - LIAISONS ENTRE L'ECART-TYPE ET LA MOYENNE DES REPARTITIONS DES DIVERS HORIZONS

L'étude de la liaison  $S = f(m)$ , pour chacun des six profils, donne des résultats comparables à ceux exposés au paragraphe 4.3.1. ; ceci permet de définir, dans tous les cas, une régression linéaire passant par l'origine  $S = bm$ .

Nous donnons (tableaux 5.2 à 5.4) les paramètres de ce modèle pour les trois formes d'expression numérique de l'azote nitrique et pour les six horizons de sol. La validité de ce modèle est confirmée par les 18 coefficients de corrélation dont les estimations sont comprises entre + 0,75 et + 0,91.

La comparaison des estimations des pentes  $b$  et de leur variance  $S_b^2$  confirme la corrélation étroite qui existe entre les trois formes d'expression numérique de N et qui a été montrée au paragraphe 3.2.

NIVEAUX	PROFONDEUR cm	EFFECTIFS	R	b	$10^{-5} S_b^2$	$S_s^2$	$S_e^2$
A	0-20	50	0,87 ± 0,14	0,303 ± 0,047	53,98	87,53	21,14
B	20-50	50	0,75 ± 0,19	0,322 ± 0,076	144,23	34,75	15,46
C	50-85	50	0,84 ± 0,16	0,475 ± 0,100	248,18	41,32	12,14
AB	0-50	50	0,84 ± 0,16	0,241 ± 0,041	41,75	20,42	6,02
BC	50-85	50	0,83 ± 0,16	0,307 ± 0,061	93,26	21,37	6,47
ABC	0-85	50	0,90 ± 0,13	0,236 ± 0,035	29,88	12,73	2,53

R coeff. de corrélation, b et  $S_b^2$  valeur et variance du coeff. de la regression

$S_s^2$  et  $S_e^2$  variances de l'écart-type S et résiduelle

Tableau 5.2 : Régression linéaire  $S = bm$  N exprimé en mg par kg de terre sèche  $P = 0,05$

NIVEAUX	PROFONDEUR cm	EFFECTIFS	R	b	$10^{-5} S_b^2$	$S_B^2$	$S_e^2$
A	0-20	50	0,84 ± 0,16	0,295 ± 0,051	63,12	49,50	14,98
B	20-50	50	0,82 ± 0,16	0,388 ± 0,075	140,21	52,50	16,78
C	50-85	50	0,83 ± 0,16	0,497 ± 0,104	266,12	60,86	19,12
AB	0-50	50	0,86 ± 0,15	0,264 ± 0,042	44,27	85,19	22,58
BC	50-85	50	0,83 ± 0,16	0,347 ± 0,070	121,59	136,82	41,74
ABC	0-85	50	0,89 ± 0,13	0,255 ± 0,039	37,35	149,70	31,50

R coeff. de corrélation, b et  $S_b^2$  valeur et variance du coeff. de la regression  
 $S_B^2$  et  $S_e^2$  variances de l'écart-type S et résiduelle

Tableau 5.3 : Régression linéaire S = bm N exprimé en mg dans le sondage P = 0,05

NIVEAUX	PROFONDEUR cm	EFFECTIFS	R	b	$10^{-5} S_b^2$	$S_s^2$	$S_e^2$
A	0-20	50	0,85 ± 0,15	0,293 ± 0,048	56,46	1412,53	398,56
B	20-50	50	0,82 ± 0,17	0,350 ± 0,069	117,89	1486,22	480,38
C	50-85	50	0,89 ± 0,13	0,535 ± 0,096	226,94	1911,12	408,06
AB	0-50	50	0,88 ± 0,14	0,246 ± 0,036	31,38	538,65	119,63
BC	50-85	50	0,86 ± 0,15	0,342 ± 0,064	101,37	1018,09	260,31
ABC	0-85	50	0,91 ± 0,12	0,239 ± 0,032	25,74	397,67	66,79

R coeff. de corrélation, b et  $S_b^2$  valeur et variance du coeff. de la regression  
 $S_s^2$  et  $S_e^2$  variances de l'écart-type S et résiduelle

Tableau 5.4 : Régression linéaire S = bm N exprimé en mg par kg d'eau P = 0,05

Par exemple, pour le profil A (0-20 cm) :

$$N \text{ en p.p.m} \quad b = 0,303 \pm 0,047 \quad S_b^2 = 53,98 \cdot 10^{-5}$$

$$N \text{ en mg dans le sondage} \quad b = 0,295 \pm 0,051 \quad S_b^2 = 63,12 \cdot 10^{-5}$$

$$N \text{ en mg par kg d'eau} \quad b = 0,293 \pm 0,048 \quad S_b^2 = 56,46 \cdot 10^{-5}$$

Ces trois variances sont homogènes et les pentes ne sont pas différentes. La meilleure estimation de  $b$  et  $S_b^2$  consiste alors à prendre respectivement leur moyenne, soit :

$$b = 0,297 \pm 0,048 \quad S_b^2 = 57,85 \cdot 10^{-5}$$

Nous retiendrons donc, pour les répartitions d'azote nitrique de cet horizon A, la régression :

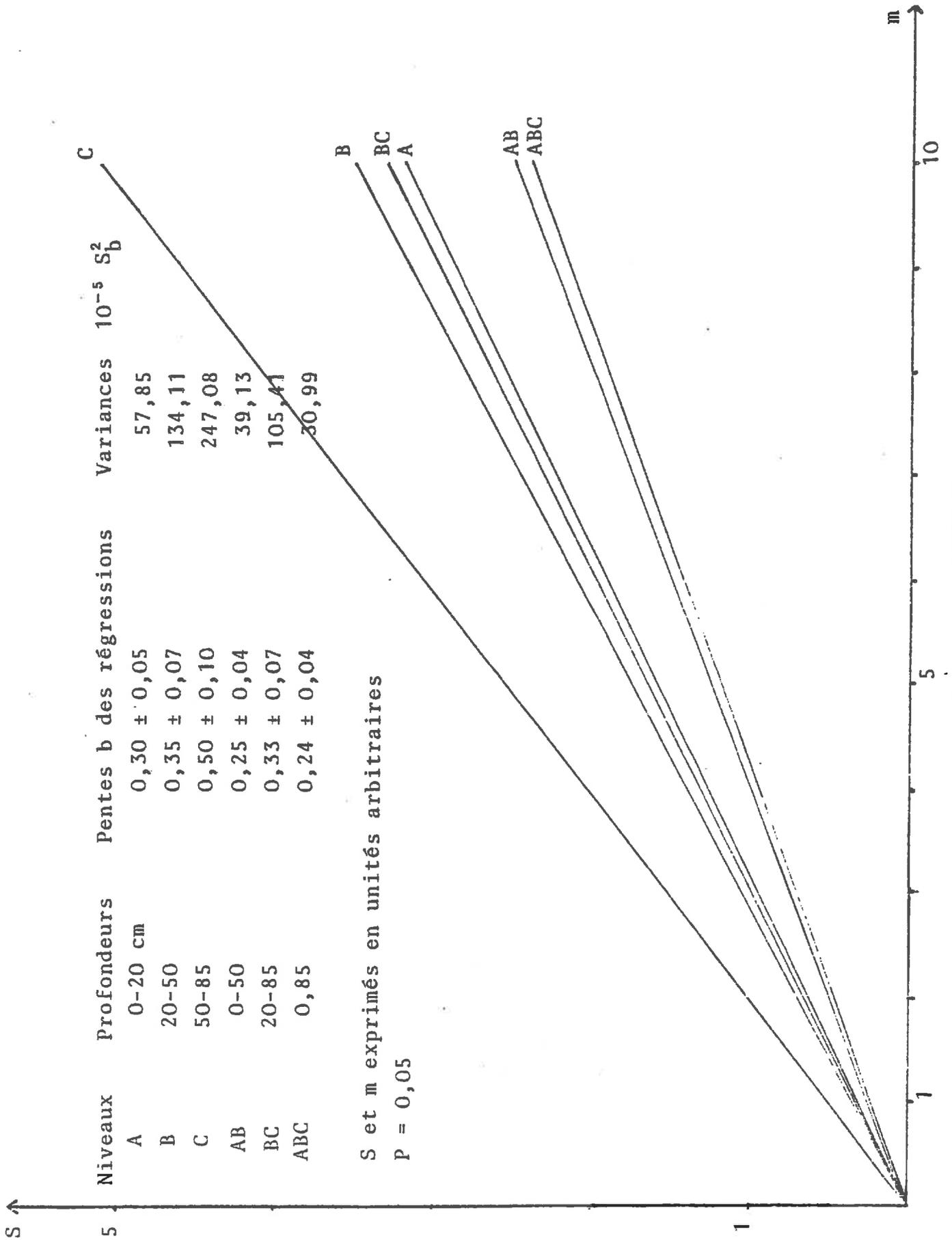
$$S = (0,297 \pm 0,048) m$$

Il faut remarquer que ce modèle est indépendant de l'unité choisie pour exprimer  $S$  et  $m$ .

Ces conclusions sont les mêmes pour les six profils. Les régressions linéaires,  $S = bm$ , ainsi déterminées sont données dans le tableau ci-dessous et représentées sur la figure 5.5 ( $P = 0,05$ ).

Profils en cm	Pentes $b$ des régressions	Variances $10^{-5} S_b^2$	R
A (0-20)	$0,297 \pm 0,048$	57,85	0,853
B (20-50)	$0,353 \pm 0,074$	134,11	0,797
C (50-85)	$0,502 \pm 0,100$	247,08	0,853
AB (0-50)	$0,250 \pm 0,040$	39,13	0,860
BC (20-85)	$0,332 \pm 0,065$	105,41	0,840
ABC(0-85)	$0,243 \pm 0,035$	30,99	0,890

Figure 5.5 : Régressions linéaires S = b m suivant les divers niveaux



Les six pentes b ont été comparées deux à deux par le test de STUDENT. Par exemple, les régressions sur les profils A et ABC sont significativement différentes :

$$t_{obs} = 2,56 \quad \text{supérieur à } t_{0,05} = 2,01 \quad (98 \text{ degrés de liberté})$$

Sans qu'il soit besoin d'explicitier toutes ces comparaisons, la figure 5.5 montre que ces pentes se répartissent en trois groupes. Les coefficients de variation des répartitions de l'azote nitrique à retenir sont alors les suivants, en fonction de la profondeur de sol envisagé :

AB(0-50cm), ABC(0-85)	C.V. = 25 p.100
A(0-20), B(20-50), BC(20-85)	C.V. = 33 p.100
C(50-85)	C.V. = 50 p.100

### 5.3. -CORRELATIONS ENTRE LES QUANTITES PRESENTES DANS CHAQUE PROFIL

L'estimation des coefficients de corrélation entre les quantités d'azote nitrique présentes dans chacun des horizons peut être aisément faite en considérant N exprimé sous la forme "extensive". Nous le montrons pour les niveaux A et B, par exemple :

Soient  $A_i$ ,  $B_i$  et  $AB_i = A_i + B_i$  les quantités de N exprimées en mg dans le sondage. Les paramètres des régressions linéaires déterminés au paragraphe précédent sont :

$$\begin{array}{ll} S(A) = 0,297 m(A) & S_b^2(A) = 57,85 \cdot 10^{-5} \\ S(B) = 0,353 m(B) & S_b^2(B) = 134,11 \cdot 10^{-5} \\ S(AB) = 0,250 m(AB) & S_b^2(AB) = 39,13 \cdot 10^{-5} \end{array}$$

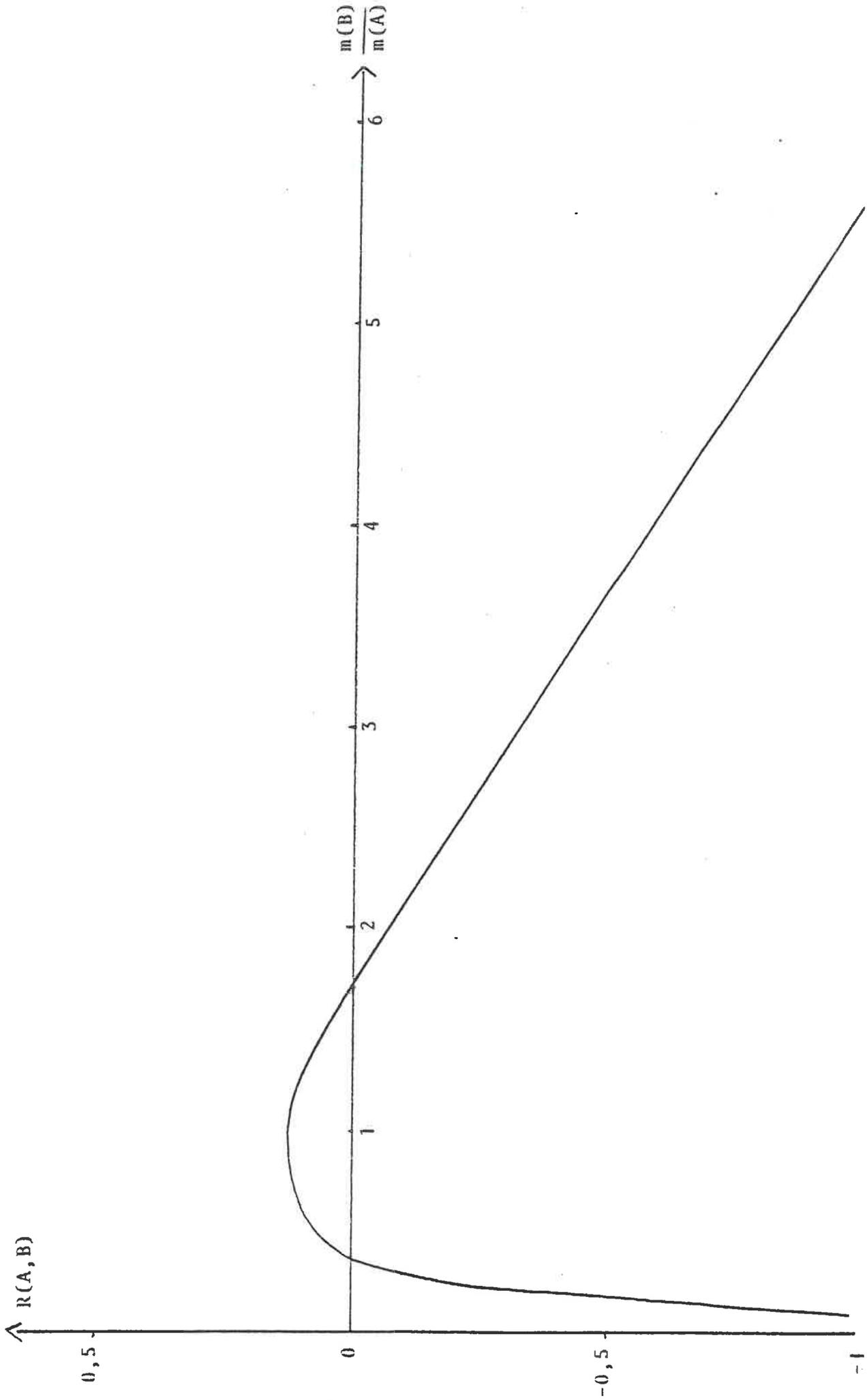


Figure 5.6 Evolution du coefficient de corrélation  $R(A, B)$  en fonction du rapport des moyennes

Les trois variances  $S_b^2$  ne sont pas homogènes. En effet, le test de BARTLETT donne  $B = 19,87$  valeur très largement supérieure au  $\chi_{0,99}^2$  critique = 9,21.

La pente de la régression et sa variance relatives à l'horizon AB sont inférieures à celles des profils A et B. Il existe donc une corrélation  $R(A,B)$  négative entre les deux variables aléatoires  $A_i$  et  $B_i$  : quantités de N nitrique présentes dans les niveaux A et B.

Soient  $S^2(A)$ ,  $S^2(B)$  et  $S^2(AB)$  les variances des répartitions A, B et AB, le coefficient de corrélation est :

$$R(A,B) = \frac{S^2(AB) - S^2(A) - S^2(B)}{2 S(A) S(B)}$$

Remplaçons les variances par leurs expressions en fonction des moyennes  $m(A)$ ,  $m(B)$  et  $m(AB)$ .

En tenant compte de  $m(AB) = m(A) + m(B)$ , il vient :

$$R(A,B) = 0,55 - 0,18 \left( \frac{m(A)}{m(B)} \right) - 0,27 \left( \frac{m(B)}{m(A)} \right)$$

La courbe  $R(A,B) = f\left(\frac{m(B)}{m(A)}\right)$  est représentée à la figure 5.6.

Il est ainsi mis en évidence une liaison corrélative entre les quantités d'azote nitrique des deux horizons A et B. Le coefficient de corrélation  $R(A,B)$  est variable en fonction du rapport de leur moyenne. L'évolution de ce rapport caractérise la "migration" des nitrates vers les horizons inférieurs : peu après l'épandage de l'engrais,  $m(A)$  est infiniment grand devant  $m(B)$  et  $R(A,B)$  est de l'ordre de -1. Au fur et à mesure de la lixiviation, R augmente, passe par zéro pour  $\frac{m(B)}{m(A)} = 0,4$  et atteint

un maximum de l'ordre de + 0,1 pour  $\frac{m(B)}{m(A)} = 1$ , puis il tend à nouveau vers -1.

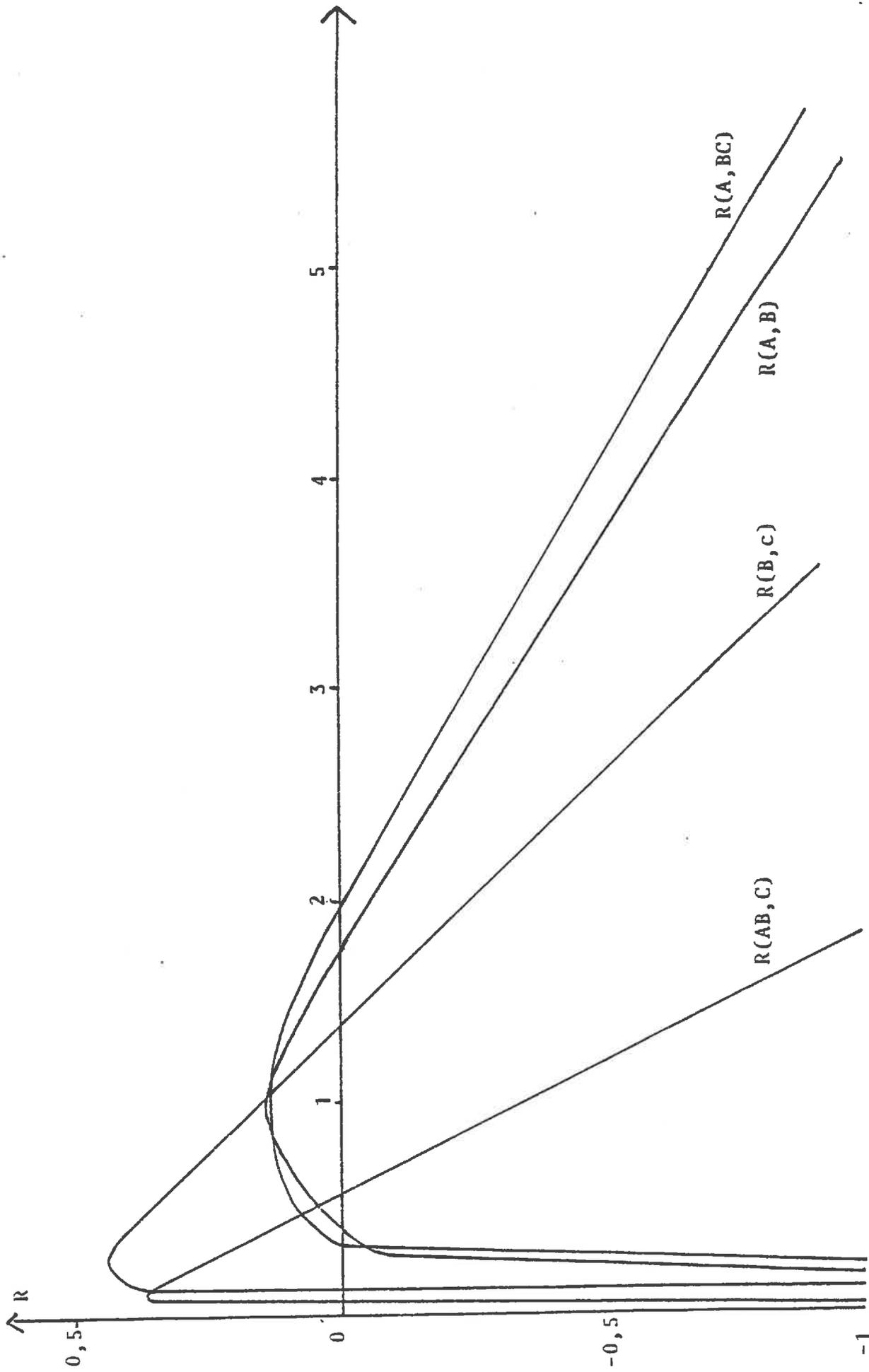


Figure 5.7

Evolution des coefficients de corrélation en fonction  
des rapports des moyennes

Entre les moyennes des autres horizons, prises deux à deux, une même forme de relation peut être, de même, établie. La figure 5.7 représente les évolutions des divers coefficients de corrélation  $R(A,B)$ ,  $R(B,C)$ ,  $A(AB,C)$  et  $R(A,BC)$  en fonction respectivement des rapports des moyennes :

$$\frac{m(B)}{m(A)}, \frac{m(C)}{m(B)}, \frac{m(C)}{m(AB)} \text{ et } \frac{m(BC)}{m(A)}.$$

Sans vouloir attacher au raisonnement qui vient d'être fait une valeur statistique rigoureuse, il faut tout de même noter les trois indications importantes qui suivent :

- Il existe des liaisons corrélatives entre les quantités de nitrate présentes dans les divers horizons.
- Les coefficients de corrélation évoluent au cours du transit des nitrates vers les couches profondes du sol.
- Ces liaisons sont le plus souvent négatives.

#### 5.4. - CARACTERE NEGLIGEABLE DE LA DIFFUSION VERTICALE - CONCLUSIONS

Nous avons montré que la diffusion des nitrates dans la solution du sol ne s'effectue pratiquement pas dans le sens horizontal. Il nous semblait, dès lors, vraisemblable de considérer, à titre d'hypothèse, qu'il en était de même dans le sens vertical.

Les remarques faites au paragraphe précédent et l'observation des courbes des figures 5.6 et 5.7 permettent de confirmer indirectement cette hypothèse.

L'effet d'homogénéisation de la diffusion devrait aboutir à l'égalisation des teneurs en ion nitrique des trois horizons A, B et C.

Cet effet devrait se manifester particulièrement dans le cas limite où les concentrations moyennes sont identiques dans ces trois horizons. Les profondeurs sont différentes 20, 30 et 35 cm., de sorte que les quantités moyennes sont telles que :

$$m(B) = 1,5 m(A)$$

$$m(C) = 1,75 m(A)$$

Pour ces valeurs, les courbes de la figure 5.7 donnent pour les coefficients de corrélation les estimations suivantes :

$$R(A,B) = + 0,03$$

$$R(B,C) = + 0,10$$

$$R(AB,C) = - 0,10$$

$$R(A,BC) = - 0,29$$

Il y a donc indépendance, pratiquement absolue, entre les trois populations des horizons A,B et C.

Les quantités présentes  $A_i$  ,  $B_i$  et  $C_i$  dans un profil vertical  $i$  sont sans liaison statistique entre elles.

Nous pensons avoir mis ainsi en évidence une propriété assez remarquable de la dynamique des ions nitriques :

"Si la teneur moyenne de la solution du sol est égale dans tous les horizons, il ne faut pas conclure à l'homogénéité, mais au contraire à l'hétérogénéité".

L'homogénéité apparente n'est qu'un artefact dû à l'observation d'un point particulier de l'évolution des nitrates.

Il faut conclure que la diffusion verticale dans la solution du sol est aussi négligeable que dans le plan horizontal.

C H A P I T R E 6

=====

ANALYSE DES RESULTATS DE LA DEUXIEME

SERIE DES ESSAIS

TYPE DES REPARTITIONS, HOMOGENEITE DES VARIANCES

6.1. - INTRODUCTION

6.1.1. - Nécessité d'une transformation des variables

L'application des méthodes courantes de l'analyse statistique à l'étude de l'azote nitrique dans le sol est très critiquable.

Ces méthodes, qu'elles soient le calcul de l'intervalle de confiance d'une moyenne d'échantillons, l'utilisation du test de STUDENT, la comparaison de plusieurs moyennes entre elles, l'analyse de variance, requièrent pour hypothèse :

- la normalité de distribution des échantillonnages,
- l'estimation de leurs variances, ou, à défaut, la certitude de leur homogénéité.

Cependant, à notre connaissance, l'hypothèse de normalité n'a jamais été testée. De plus, il est très rare, sinon impossible, de trouver dans la bibliographie des indications précises sur les variances des teneurs en azote nitrique qui soient comparées entre elles.

Les résultats exposés dans les chapitres précédents ont montré que :

- les coefficients de variation des répartitions de l'azote nitrique peuvent être considérés comme constants.

- les variances ne sont pas homogènes.

Le choix d'une transformation des variables s'impose alors dans le but de :

- trouver une loi de répartition normale des variables transformées,
- stabiliser les variances.

### 6.1.2. - Choix de la transformation

Soit  $x$ ,  $m_x$ ,  $S_x$ , les variables mesurées, leur moyenne et leur écart-type. La constance du coefficient de variation permet d'envisager une transformation logarithmique (DAGNELIE, 1965).

$$C.V. = \frac{S_x}{m_x} = b$$

En effet, soit  $y(x)$ , la fonction de transformation choisie, sa variance  $S_y^2$  doit être sensiblement égale à une constance  $c^2$ .

$$S_y^2 = c^2$$

Les variances de  $y$  et  $x$  sont liées approximativement par la relation suivante :

$$S_y^2 = S_x^2 \left( \frac{dy}{dx} \right)_{m_x}^2$$

$\left( \frac{dy}{dx} \right)_{m_x}$  dérivée de  $y$  par rapport à  $x$  au point  $m_x$ ,

soit :

$$\left( \frac{dy}{dx} \right)_{m_x} = \frac{c}{b m_x}$$

d'où par intégration :

$$y(x) = \frac{c}{b} \int \frac{dx}{x} = \frac{c}{b} \log(x)$$

La fonction de transformation à choisir pour stabiliser les variances est donc de forme logarithmique.

### 6.1.3. - Application de la transformation logarithmique

Nous avons choisi la transformation par les logarithmes naturels. Elle a été effectuée sur tous les résultats obtenus lors de la deuxième série de nos essais (prélèvements de type II). Il nous a paru très intéressant de faire cette étude aussi bien pour l'humidité que pour l'azote nitrique. En effet, les mouvements de l'eau dans le sol sont, pour une large part, à l'origine des variations de l'azote minéral. Il est alors logique de penser à une analogie des propriétés de leur répartition.

Les valeurs des moyennes et écarts-types ainsi obtenues dans le cas de la répartition log-normale sont indiquées en annexe II simultanément avec celles calculées dans l'hypothèse d'une répartition normale.

Nous nous proposons dans ce qui suit, de tester:

- les deux hypothèses de répartition normale et log-normale
- l'homogénéité des variances avant et après transformation logarithmique.

Nous exposons tout d'abord le principe des tests utilisés puis discuterons les résultats obtenus.

## 6.2. - TYPE DES REPARTITIONS

### 6.2.1. - Tests de validité d'une fonction de distribution

Nous cherchons à tester les deux hypothèses de répartition normale et log-normale, tant pour l'azote nitrique que pour l'eau.

La recherche de conformité, ou de non conformité, entre une

distribution expérimentale et une distribution théorique est habituellement faite à l'aide du critère du  $\chi^2$  de PEARSON. Mais, ce test exige un grand nombre d'observations, puisque celles-ci doivent être regroupées en classes. Dans le cadre de certaines expérimentations biologiques, il est difficile, voire impossible, de recueillir simultanément des données numériques en nombre suffisant pour appliquer ce test. C'est notamment le cas des recherches sur le sol. En effet, les opérations de prélèvement des carottes de terre, puis d'extraction de l'élément à doser, azote nitrique par exemple, sont longues.

Nous avons constaté, dans la pratique, que lorsque le nombre de carottes prélevées dépasse 36, il ne nous est plus possible de considérer les résultats des dosages comme appartenant à une même population. En effet, prélèvement et extraction ne sont plus simultanés pour les divers échantillons et les teneurs en azote nitrique, en humidité... peuvent avoir éventuellement évolué.

Dans le cadre de notre travail expérimental, nous avons effectué de nombreuses fois des tirages de 9 échantillons. Dans ces conditions, le test de validité de KOLMOGOROV nous a semblé pouvoir s'appliquer avec profit, d'autant plus que MASSEY (1950-1951) puis LILLIERFORS (1967) l'ont étudié et complété pour les cas plus particuliers où les distributions observées ont un effectif réduit.

Il ne faut pourtant pas se leurrer sur la puissance des résultats donnés alors par ce test ; nous en avons pourtant déduit une très bonne approche de la compréhension des répartitions observées. Ce test est, en effet, en relation avec les positions relatives des paramètres essentiels de la répartition : médiane et moyenne.

C'est d'ailleurs, pour cette raison, que nous avons choisi de décrire et commenter ici le test de KOLMOGOROV plutôt que celui de SHAPIRO-WILK (1965) adapté également aux faibles échantillonnages.

### 6.2.2. - Test de KOLMOGOROV

#### - Principe

La description de ce test est faite par plusieurs auteurs, notamment FERIGNAC (1962), FOSTER (1962), DAGNELIE (1968), MORICE (1972)...

Soit la fonction de distribution théorique  $F(x)$  d'une variable aléatoire continue et  $G_n(x)$  les fréquences cumulées de l'échantillon d'effectif  $n$ .

Notons  $D$  la borne supérieure des écarts en valeur absolue entre fréquences théoriques  $F(x)$  et cumulées  $G_n(x)$

$$D = \text{MAX } | (G_n(x) - F(x)) |$$

La plus ou moins grande valeur de cette différence maximale  $D$  caractérise la divergence ou la convergence de la distribution observée avec la distribution théorique.

La loi de répartition de  $D$  a été étudiée par KOLMOGOROV lorsque  $n$  tend vers l'infini (Bulletin de l'Académie des Sciences de l'U.R.S.S., 1933).

SMIRNOV a calculé la table de la fonction de distribution cumulée de  $D$ , publiée en 1939 dans le "Bulletin Mathématique de l'Université de Moscou".

FELLER a donné en 1948 une autre démonstration du théorème de KOLMOGOROV.

#### - Cas où l'effectif est réduit

Cependant, ce théorème ne peut s'appliquer que lorsque le nombre  $n$  d'échantillons tend vers l'infini ; MASSEY (1951) indique que la table de SMIRNOV ne peut être utilisée que pour  $n$  supérieur à 35.

Taille de l'échantillon	Risque de lère espèce				
	0.20	0.15	0.10	0.05	0.01
1	0.900	0.925	0.950	0.975	0.995
2	0.684	0.726	0.776	0.842	0.929
3	0.565	0.597	0.642	0.708	0.828
4	0.494	0.525	0.564	0.624	0.733
5	0.446	0.474	0.510	0.565	0.669
6	0.410	0.436	0.470	0.521	0.618
7	0.381	0.405	0.438	0.486	0.577
8	0.358	0.381	0.411	0.457	0.543
9	0.339	0.360	0.388	0.432	0.514
10	0.322	0.342	0.368	0.410	0.490
11	0.307	0.326	0.352	0.391	0.468
12	0.295	0.313	0.338	0.375	0.450
13	0.284	0.302	0.325	0.361	0.433
14	0.274	0.292	0.314	0.349	0.418
15	0.266	0.283	0.304	0.338	0.404
16	0.258	0.274	0.295	0.328	0.392
17	0.250	0.266	0.286	0.318	0.381
18	0.244	0.259	0.278	0.309	0.371
19	0.237	0.252	0.272	0.301	0.363
20	0.231	0.246	0.264	0.294	0.356
25	0.21	0.22	0.24	0.27	0.32
30	0.19	0.20	0.22	0.24	0.29
35	0.18	0.19	0.21	0.23	0.27
supérieur à 35	$\frac{1.07}{\sqrt{n}}$	$\frac{1.14}{\sqrt{n}}$	$\frac{1.22}{\sqrt{n}}$	$\frac{1.36}{\sqrt{n}}$	$\frac{1.63}{\sqrt{n}}$

Paramètres de F(x) connus - Table de F.J. MASSEY

Taille de l'échantillon	Risque de lère espèce				
	0.20	0.15	0.10	0.05	0.01
4	0.300	0.319	0.352	0.381	0.417
5	0.285	0.299	0.315	0.337	0.405
6	0.265	0.277	0.294	0.319	0.364
7	0.247	0.258	0.276	0.300	0.348
8	0.233	0.244	0.261	0.285	0.331
9	0.223	0.233	0.249	0.271	0.311
10	0.215	0.224	0.239	0.258	0.294
11	0.206	0.217	0.230	0.249	0.284
12	0.199	0.212	0.223	0.242	0.275
13	0.190	0.202	0.214	0.234	0.268
14	0.183	0.194	0.207	0.227	0.261
15	0.177	0.187	0.201	0.220	0.257
16	0.173	0.182	0.195	0.213	0.250
17	0.169	0.177	0.189	0.206	0.245
18	0.166	0.173	0.184	0.200	0.239
19	0.163	0.169	0.179	0.195	0.235
20	0.160	0.166	0.174	0.190	0.231
25	0.149	0.153	0.165	0.180	0.203
30	0.131	0.136	0.144	0.161	0.187
supérieur à 30	$\frac{0.736}{\sqrt{N}}$	$\frac{0.768}{\sqrt{N}}$	$\frac{0.805}{\sqrt{N}}$	$\frac{0.886}{\sqrt{N}}$	$\frac{1.031}{\sqrt{N}}$

Paramètres de F(x) inconnus - Table de H.W. LILLIERFORS

Table 6.1

Valeurs critiques de l'écart maximal (test de KOLMOGOROV)

Cet auteur a étudié la fonction de distribution de D pour les faibles échantillonnages ( $< 35$ ) et publié (table 6.1) les valeurs critiques que D a la probabilité de dépasser du fait du hasard.

- Cas où les paramètres de la distribution théorique ne sont pas connus

Choisissons comme répartition théorique  $F(x)$ , la loi normale de moyenne  $m$  et de variance  $S^2$ . La loi de distribution de la distance maximale D dépend de ces deux paramètres. Pourtant, dans beaucoup de cas, ils ne sont pas connus mais simplement estimés d'après les données de la population expérimentale observée ; le test ne peut alors pas, en principe, s'appliquer.

Dans ces conditions, MASSEY a montré expérimentalement que les valeurs de l'écart critique, correspondant à un seuil de confiance choisi, diminuent. Ce cas particulier a été étudié en 1967 par LILLIERFORS qui a calculé par la méthode de Monte Carlo les valeurs critiques correspondantes (table 6.1).

6.2.3. - Exécution du test de KOLMOGOROV

- Hypothèse d'une loi normale de paramètres inconnus

Soit  $x_1, x_2, \dots, x_n$  les  $n$  variables mesurées ; il faut d'abord estimer la moyenne  $m$  et l'écart type  $S$ , puis calculer les variables centrées réduites :

$$X_i = \frac{x_i - m}{S}$$

Les  $X_i$  sont ensuite triés dans l'ordre croissant et on définit par  $\frac{i}{n}$  la fréquence cumulée observée au point  $X_i$ . Sur un graphique portant en abscisse les variables centrées réduites et en ordonnée les fréquences cumulées, on trace la fonction de distribution observée  $G_n(x)$  : c'est une ligne polygonale

en escalier présentant n discontinuités. Sur ce même graphique, on trace la fonction de distribution théorique  $F(x)$ , courbe de LAPLACE-GAUSS ; puis de part et d'autre de  $F(x)$ , on porte la valeur critique au seuil de probabilité choisi. La fonction cumulative en escalier ne doit pas sortir du domaine ainsi défini pour que l'hypothèse de normalité soit acceptée.

Au point d'abscisse  $X_i$ , la fréquence théorique est :

$$F_i(x) = \frac{1}{\sqrt{2}} \int_{-\infty}^{X_i} \exp\left(-\frac{X^2}{2}\right) dX$$

Pour le calcul de cette intégrale, nous avons restreint l'intervalle d'intégration de -4 à  $X_i$  et utilisé la méthode de SIMPSON.

A chaque discontinuité de la ligne polygonale, il y a deux écarts à considérer :

$$D_1 = \left| \frac{i}{n} - F_i(X) \right|$$

$$D_2 = \left| \frac{i-1}{n} - F_i(X) \right|$$

Soit 2 i valeurs de D à calculer dont seule la plus grande est retenue pour la comparer à la valeur critique de la table de LILLIERFORS (table 6.1).

- Hypothèse d'une loi log-normale de paramètres inconnus

L'exécution du test est identique à condition de faire au préalable une transformation logarithmique des variables mesurées.

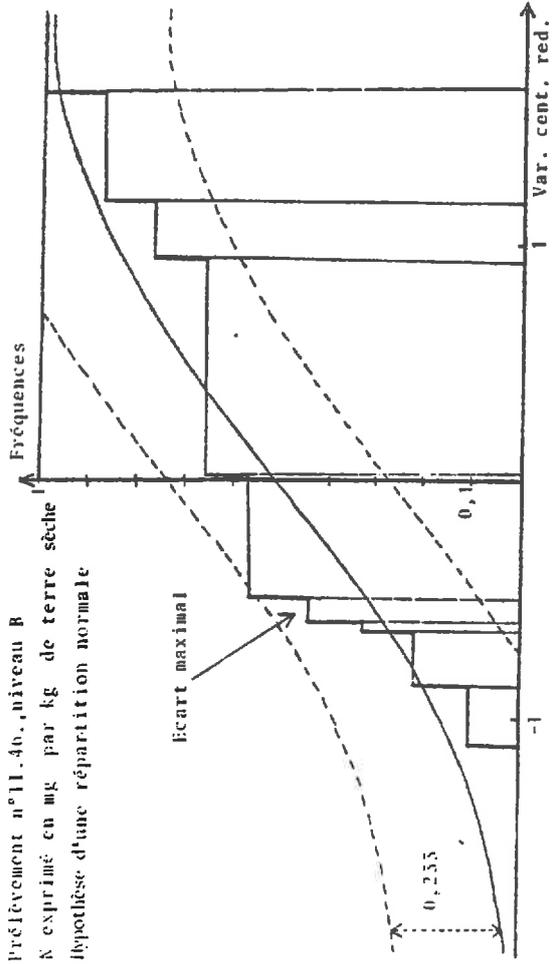
- Exemples d'application

Nous donnons (tableaux 6.2 et 6.3) quelques exemples

Prélèvement n°11.40., niveau B

à exprimé en mg par kg de terre sèche

Hypothèse d'une répartition normale



Variables mesurées

- 25.58
- 38.11
- 41.55
- 16.60
- 10.21
- 16.92
- 13.57
- 18.59
- 48.07

Var. cent. red.

- 0.01
- 0.92
- 1.17
- 0.65
- 1.11
- 0.62
- 0.87
- 0.50
- 1.65

Moyenne : 25.47  
Ecart-type : 13.71

Var. centrées réduites triées

- 1.11
- 0.87
- 0.65
- 0.50
- 0.01
- 0.92
- 1.17
- 1.65

Fréquences observées

- 0.111
- 0.222
- 0.333
- 0.444
- 0.556
- 0.667
- 0.778
- 0.889
- 1.

Fréquences théoriques

- 0.133
- 0.193
- 0.259
- 0.266
- 0.308
- 0.303
- 0.322
- 0.350

Var. centrées réduites triées

- 1.18
- 0.82
- 0.81
- 0.36
- 0.33
- 0.20
- 1.27
- 1.69

Fréquences observées

- 0.111
- 0.222
- 0.333
- 0.444
- 0.556
- 0.667
- 0.778
- 0.889
- 1.

Fréquences théoriques

- 0.133
- 0.082
- 0.037
- 0.067
- 0.136
- 0.053
- 0.155
- 0.102
- 0.061

Différences entre fréquences

- 0.022
- 0.030
- 0.074
- 0.178
- 0.248
- 0.164
- 0.044
- 0.009
- 0.050

Ecart maximal : 0.248

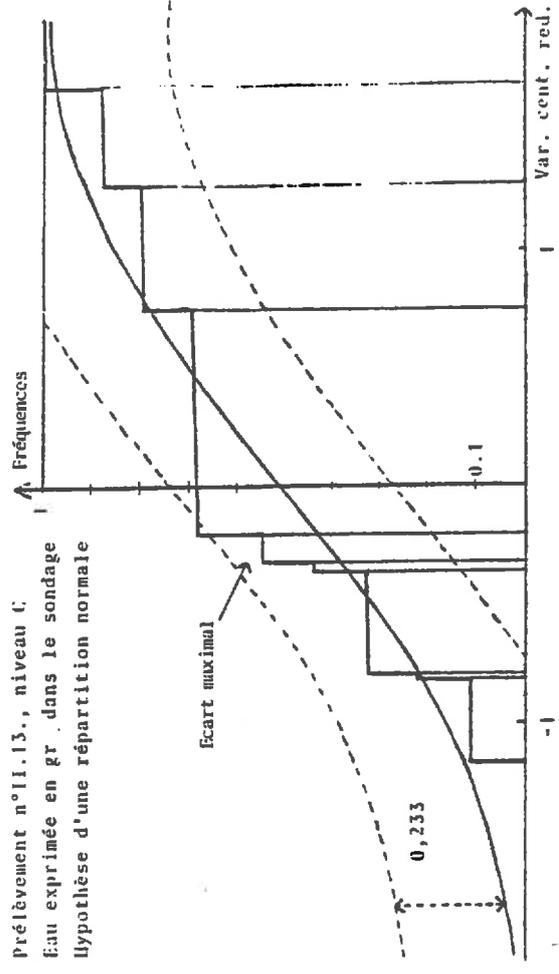
Hypothèse de répartition rejetée

à P = 0,15

Prélèvement n°11.13., niveau C

à exprimé en gr dans le sondage

Hypothèse d'une répartition normale



Variables mesurées

- 194.79
- 153.67
- 126.07
- 146.48
- 237.36
- 147.84
- 218.89
- 126.46
- 110.23

Var. cent. red.

- 0.73
- 0.20
- 0.82
- 0.36
- 1.69
- 0.33
- 1.27
- 0.81
- 1.18

Moyenne : 162.42  
Ecart-type : 44.35

Var. centrées réduites triées

- 1.18
- 0.82
- 0.81
- 0.36
- 0.33
- 0.20
- 1.27
- 1.69

Fréquences observées

- 0.111
- 0.222
- 0.333
- 0.444
- 0.556
- 0.667
- 0.778
- 0.889
- 1.

Fréquences théoriques

- 0.120
- 0.206
- 0.209
- 0.360
- 0.371
- 0.422
- 0.767
- 0.899
- 0.954

Var. centrées réduites triées

- 1.18
- 0.82
- 0.81
- 0.36
- 0.33
- 0.20
- 1.27
- 1.69

Fréquences observées

- 0.111
- 0.222
- 0.333
- 0.444
- 0.556
- 0.667
- 0.778
- 0.889
- 1.

Fréquences théoriques

- 0.120
- 0.206
- 0.209
- 0.360
- 0.371
- 0.422
- 0.767
- 0.899
- 0.954

Différences entre fréquences

- 0.009
- 0.016
- 0.125
- 0.085
- 0.184
- 0.245
- 0.011
- 0.010
- 0.046

Ecart maximal : 0.245

Hypothèse de répartition rejetée

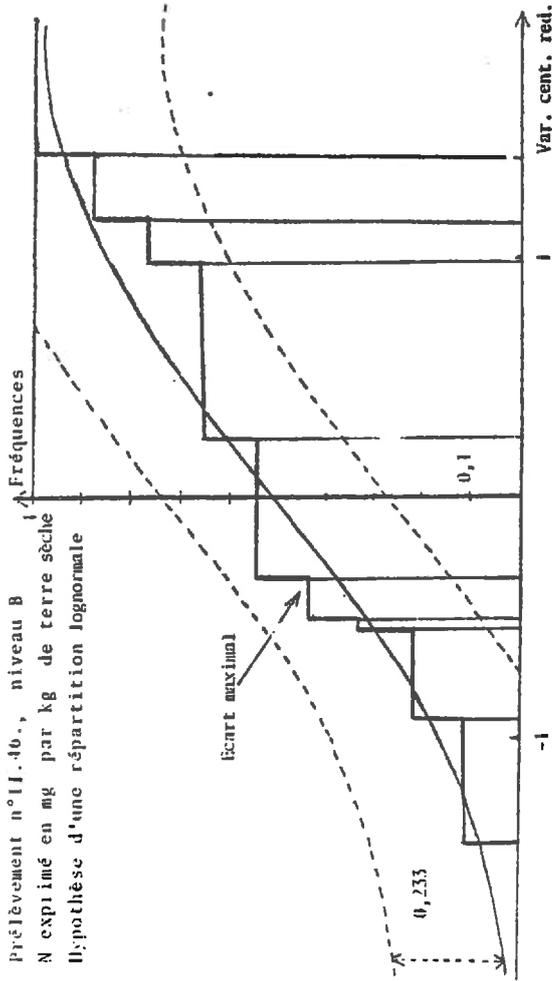
à P = 0,15

Tableau 6.2

Exemples d'utilisation du test de KOLMOGOROV-SMIRNOV

(hypothèse d'une répartition normale)

Prélèvement n° II.40., niveau B  
N exprimé en mg par kg de terre sèche  
Hypothèse d'une répartition lognormale



Log. des mesures

2.242  
3.640  
3.727  
2.809  
2.323  
2.829  
2.608  
2.923  
3.872

Moyenne : 3.108  
Ecart-type : 0.540

Var. cent. red.

0.25  
0.98  
1.14  
- 1.45  
- 1.45  
- 0.52  
- 0.93  
- 0.34  
1.41

Var. centrées  
réduites triées

- 1.45  
- 0.93  
- 0.55  
- 0.34  
0.25  
0.98  
1.14  
1.41

Fréquences  
observées

0.111  
0.222  
0.333  
0.444  
0.556  
0.667  
0.778  
0.889  
1.

Fréquences  
théoriques

0.073  
0.177  
0.230  
0.302  
0.366  
0.598  
0.838  
0.874  
0.921

Différences  
entre fréquences

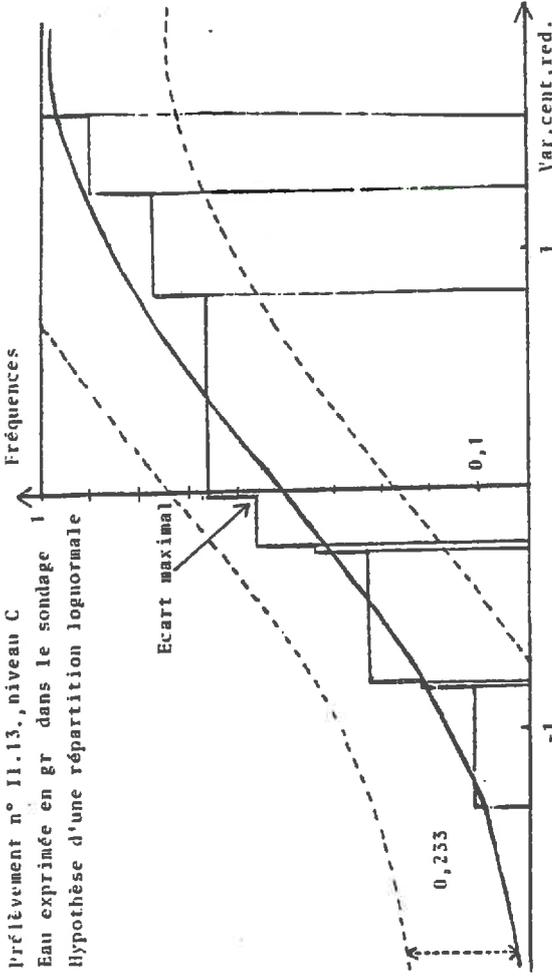
0.038  
0.045  
0.043  
0.142  
0.190  
0.069  
0.060  
0.171  
0.015  
0.079  
0.032

Ecart maximal : 0.190

Hypothèse de répartition acceptée

à  $P = 0,15$

Prélèvement n° II.13., niveau C  
Eau exprimée en gr dans le sondage  
Hypothèse d'une répartition lognormale



Log. des mesures

5.272  
5.035  
4.837  
4.987  
5.470  
4.906  
5.389  
4.840  
4.703

Moyenne : 5.059  
Ecart-type : 0.264

Var. cent. red.

0.81  
- 0.09  
- 0.84  
- 0.27  
1.56  
- 0.24  
1.25  
- 0.83  
- 1.35

Var. centrées  
réduites triées

- 1.35  
- 0.84  
- 0.83  
- 0.27  
- 0.24  
- 0.09  
1.25  
1.56

Fréquences  
observées

0.111  
0.222  
0.333  
0.444  
0.556  
0.667  
0.778  
0.889  
1.

Fréquences  
théoriques

0.089  
0.200  
0.204  
0.393  
0.406  
0.464  
0.791  
0.895  
0.940

Différences  
entre fréquences

0.023  
0.022  
0.130  
0.052  
0.149  
0.203  
0.013  
0.006  
0.060  
0.051

Ecart maximal : 0.203

Hypothèse de répartition acceptée

à  $P = 0,15$

Tableau 6.3

Exemples d'utilisation du test de KOLMOGOROV-SMIRNOV

d'utilisation de ce test sur des populations de 9 échantillons. La procédure de calcul y est précisée et les courbes sont tracées.

Le seuil de probabilité choisi est  $P = 0,15$  pour lequel la valeur critique tabulée de  $D$  est  $0,233$ .

Il faut préciser que les calculs numériques, qui impliquent le calcul d'une intégrale pour chacun des  $X_i$ , ne peuvent être envisagés qu'avec l'utilisation d'un ordinateur.

### 6.3. - HOMOGENEITE DES VARIANCES

#### 6.3.1. - Tests d'homogénéité

Nous avons utilisé deux méthodes permettant de tester l'hypothèse d'homogénéité d'un groupe de variances : tests de COCHRAN et de BARTLETT. La description de ces tests est rappelée par VESSEREAU (1974). Nous en donnons ci-dessous, très brièvement, les principes et reproduisons les tables (6.4 et 6.5) à utiliser. Pour chacun des tests, on calcule un paramètre caractéristique du groupe de variances qui est comparé aux valeurs critiques données par les tables.

Soient  $K$  populations, d'effectifs  $N_i$ , de degré de liberté

$\nu_i = N_i - 1$  et de variances  $S_i^2$ ,

avec  $i = 1, 2, \dots, K$

#### 6.3.2. - Test de COCHRAN

La caractéristique est le rapport  $g$  de la plus grande des variances à leur somme :

$$g = \frac{S^2_{\max}}{\sum S_i^2}$$

$g$  observé est comparé aux valeurs  $g_{0,95}$  et  $g_{0,99}$  indiquées dans la table 6.4

Valeurs de g au seuil 5 % ( $g_{0.95}$ )

$\nu$ k	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	16	36	144	$\infty$
2	0,999	0,975	0,939	0,906	0,877	0,853	0,833	0,816	0,801	0,788	0,734	0,660	0,581	0,500
3	0,967	0,871	0,798	0,746	0,707	0,677	0,653	0,633	0,617	0,603	0,547	0,475	0,403	0,333
4	0,907	0,768	0,684	0,629	0,590	0,560	0,537	0,518	0,502	0,488	0,437	0,372	0,309	0,250
5	0,841	0,684	0,598	0,544	0,507	0,478	0,456	0,439	0,424	0,412	0,365	0,307	0,251	0,200
6	0,781	0,616	0,532	0,480	0,445	0,418	0,398	0,382	0,368	0,357	0,314	0,261	0,212	0,167
7	0,727	0,561	0,480	0,431	0,397	0,373	0,354	0,338	0,326	0,315	0,276	0,228	0,183	0,143
8	0,680	0,516	0,438	0,391	0,360	0,336	0,319	0,304	0,293	0,283	0,246	0,202	0,162	0,125
9	0,639	0,476	0,403	0,358	0,329	0,307	0,290	0,277	0,266	0,257	0,223	0,182	0,145	0,111
10	0,602	0,445	0,373	0,331	0,303	0,282	0,267	0,254	0,244	0,235	0,203	0,166	0,131	0,100
12	0,541	0,392	0,326	0,288	0,262	0,244	0,230	0,219	0,210	0,202	0,174	0,140	0,110	0,083
15	0,471	0,335	0,276	0,242	0,220	0,203	0,191	0,182	0,174	0,167	0,143	0,114	0,089	0,067
20	0,389	0,271	0,221	0,192	0,174	0,160	0,150	0,142	0,136	0,130	0,111	0,088	0,068	0,050
24	0,343	0,235	0,191	0,166	0,149	0,137	0,129	0,122	0,116	0,111	0,094	0,074	0,057	0,042
30	0,293	0,198	0,159	0,138	0,124	0,114	0,106	0,100	0,096	0,092	0,077	0,060	0,046	0,033
40	0,237	0,158	0,126	0,108	0,097	0,089	0,083	0,078	0,075	0,071	0,060	0,046	0,035	0,025
60	0,174	0,113	0,090	0,077	0,068	0,062	0,058	0,055	0,052	0,050	0,041	0,032	0,023	0,017
120	0,100	0,063	0,050	0,042	0,037	0,034	0,031	0,029	0,028	0,027	0,022	0,017	0,012	0,008
$\infty$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Valeurs de g au seuil 1 % ( $g_{0.99}$ )

$\nu$ k	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	16	36	144	$\infty$
2	0,9999	0,995	0,979	0,959	0,937	0,917	0,899	0,882	0,867	0,854	0,795	0,707	0,606	0,500
3	0,993	0,942	0,883	0,834	0,793	0,761	0,734	0,711	0,691	0,674	0,606	0,515	0,423	0,333
4	0,968	0,864	0,781	0,721	0,676	0,641	0,613	0,590	0,570	0,554	0,488	0,406	0,325	0,250
5	0,928	0,789	0,696	0,633	0,588	0,553	0,526	0,504	0,485	0,470	0,409	0,335	0,264	0,200
6	0,883	0,722	0,626	0,564	0,520	0,487	0,461	0,440	0,423	0,408	0,352	0,286	0,223	0,167
7	0,838	0,664	0,569	0,508	0,466	0,435	0,411	0,391	0,375	0,362	0,311	0,249	0,193	0,143
8	0,795	0,615	0,521	0,463	0,423	0,393	0,370	0,352	0,337	0,325	0,278	0,221	0,170	0,125
9	0,754	0,573	0,481	0,425	0,387	0,359	0,338	0,321	0,307	0,295	0,251	0,199	0,152	0,111
10	0,718	0,536	0,447	0,393	0,357	0,331	0,311	0,295	0,281	0,270	0,230	0,181	0,138	0,100
12	0,653	0,475	0,392	0,343	0,310	0,286	0,268	0,254	0,242	0,232	0,196	0,154	0,116	0,083
15	0,575	0,407	0,332	0,288	0,259	0,239	0,223	0,210	0,200	0,192	0,161	0,125	0,093	0,067
20	0,480	0,330	0,265	0,229	0,205	0,188	0,175	0,165	0,157	0,150	0,125	0,096	0,071	0,050
24	0,425	0,287	0,230	0,197	0,176	0,161	0,150	0,141	0,134	0,128	0,106	0,081	0,060	0,042
30	0,363	0,241	0,191	0,164	0,145	0,133	0,123	0,116	0,110	0,105	0,087	0,066	0,048	0,033
40	0,294	0,192	0,151	0,128	0,114	0,103	0,096	0,090	0,085	0,082	0,067	0,050	0,036	0,025
60	0,215	0,137	0,107	0,090	0,080	0,072	0,067	0,063	0,059	0,057	0,046	0,034	0,025	0,017
120	0,123	0,076	0,059	0,049	0,043	0,039	0,036	0,033	0,032	0,030	0,024	0,018	0,013	0,008
$\infty$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Table 6.4

Tables pour le test de COCHRAN

$\nu$	$\chi^2_{0.95}$	$\chi^2_{0.99}$
1	3.84	6.63
2	5.99	9.21
3	7.81	11.34
4	9.49	13.28
5	11.07	15.09
6	12.59	16.81
7	14.07	18.47
8	15.51	20.09
9	16.92	21.67
10	18.31	23.21
11	19.67	24.72
12	20.03	26.22
13	22.36	27.69
14	23.68	29.14
15	25.00	30.58
16	26.30	32.00
17	27.59	33.41
18	28.87	34.80
19	30.14	36.19
20	31.41	37.57
21	32.67	38.93
22	33.92	40.29
23	35.17	41.64
24	36.41	42.98
25	37.65	44.31
26	38.88	45.64
27	40.11	46.96
28	41.34	48.28
29	42.56	49.59
30	43.77	50.89
40	55.76	63.69
50	67.50	76.15
60	79.08	88.38
70	90.53	100.43
80	101.88	112.33
90	113.15	124.12
100	124.34	135.81

TABLE 6.5

Test de BARTLETT, table de la variable  $\chi^2$

Si	$g_{obs} < g_{0,95}$		l'hypothèse d'homogénéité est acceptable
"	$g_{0,95} < g_{obs} < g_{0,99}$	" "	peut être acceptée
"	$g_{obs} < g_{0,99}$	" "	est rejetée

### 6.3.3. - Test de BARTLETT

Pour appliquer le test précédent, toutes les populations doivent avoir le même degré de liberté  $v_i$ . Cette condition n'est pas nécessaire pour ce test qui peut donc être utilisé lorsque les effectifs sont différents.

Le paramètre à calculer est :

$$B = \frac{1}{C} (v \ln S^2 - \sum v_i \ln S_i^2)$$

avec

$$v = \sum v_i \quad S^2 = \frac{1}{v} \sum v_i S_i^2$$

$$C = 1 + \frac{1}{3(K-1)} \left( \sum \frac{1}{v_i} - \frac{1}{\sum v_i} \right)$$

La distribution de B est une loi de  $\chi^2$  à  $(K-1)$  degrés de liberté. B observé est comparé aux valeurs critiques  $\chi^2_{0,95}$  et  $\chi^2_{0,99}$  de la table 6.5 et l'interprétation est la même que pour g.

Dans nos prélèvements, l'effectif  $N_i$  choisi est toujours resté constant :  $N_i = 9$ . Le paramètre du test de BARTLETT se simplifie donc :

$$B = \frac{8}{C} (K \ln \bar{S}_i^2 - \sum \ln S_i^2)$$

$$C = 1 + \frac{K+1}{24 K}$$

## 6.4- RESULTATS OBTENUS ET CONCLUSIONS

### 6.4.1- Résultats du test de KOLMOGOROV

Les tableaux 6.6 et 6.7 donnent les résultats du test de KOLMOGOROV pour 5 niveaux de probabilité allant de 1 % à 20 %.

Nous avons indiqué le refus (r) ou l'acceptation (a) de l'hypothèse H testée à la probabilité de 10 % (tableau 6.6, H : hypothèse de normalité ; tableau 6.7, H : hypothèse de lognormalité).

Normalité : A quelques exceptions près, l'hypothèse est rejetée pour toutes les variables.

Lognormalité : Cette hypothèse est également rejetée sauf en ce qui concerne la variable "N exprimé en mg par kg de terre sèche" pour les niveaux AB, BC et ABC. Le type de répartition lognormale serait donc une meilleure représentation pour cette variable de teneur en N nitrique qui est la plus utilisée.

Dans ces conditions, il faut en conclure que, si l'on désire comparer des moyennes entre elles de ces teneurs, il est recommandé de le faire sur l'ensemble du profil de sol (50 ou 90 cm) et sous la forme logarithmique. Cette conclusion est tout à fait en accord avec les résultats obtenus par REUSS et al. (1977).

### 6.4.2- Résultats des tests de COCHRAN et de BARTLETT

Les résultats du test de COCHRAN sont donnés aux tableaux 6.8 et 6.9 d'abord sous hypothèse de normalité puis sous hypothèse de lognormalité. Les résultats du test de BARTLETT sont réunis sur les tableaux 6.10 et 6.11 sous les deux mêmes hypothèses.

Tests sur l'ensemble des variances : Par souci de prudence, nous avons tout d'abord calculé la caractéristique sur l'ensemble des variances (n = 50) puis sur 48 variances (n-2 = 48) en éliminant la plus petite et la plus grande d'entre elles. On remarque la sévérité du test de BARTLETT qui refuse dans tous

NIVEAUX	Nombre de fois en % où la différence maximale est					H
	> 0,223 P = 20 %	> 0,233 P = 15 %	> 0,249 P = 10 %	> 0,271 P = 5 %	> 0,311 P = 1 %	
<b>N EXPRIME EN mg PAR kg DE TERRE SECHE</b>						
A	30	28	20	14	4	r
B	26	20	14	10	2	r
C	42	38	24	18	10	r
AB	24	20	14	6	0	r
BC	44	30	20	6	0	r
ABC	26	26	20	12	2	r
<b>N EXPRIME EN mg DANS LE SONDAGE</b>						
A	22	20	12	6	2	r
B	44	34	26	18	8	r
C	38	36	30	24	10	r
AB	24	14	10	6	4	a
BC	36	30	20	14	8	r
ABC	22	18	10	8	4	a
<b>EAU EXPRIMEE EN g POUR 100 g DE TERRE SECHE</b>						
A	38	34	24	12	6	r
B	40	28	24	14	4	r
C	34	32	28	20	20	r
AB	34	24	18	12	6	r
BC	36	28	26	16	8	r
ABC	34	28	20	10	8	r
<b>EAU EXPRIMEE EN g DANS LE SONDAGE</b>						
A	28	24	14	6	2	r
B	26	24	14	6	2	r
C	28	26	18	6	0	r
AB	28	12	8	4	0	a
BC	22	16	10	6	2	r
ABC	30	20	16	6	4	r
<b>N EXPRIME EN mg PAR kg D'EAU</b>						
A	20	14	12	12	6	r
B	28	24	20	14	6	r
C	42	38	32	20	12	r
AB	28	24	20	14	6	r
BC	34	22	14	8	4	r
ABC	34	24	18	16	4	r

Tableau 6.6

Test de KOLMOGOROV dans l'hypothèse H d'une répartition normale  
a : H accepté      r : H rejeté      effectif : 50

NIVEAUX	Nombre de fois en % où la différence maximale est					H
	> 0,223 P = 20 %	> 0,233 P = 15 %	> 0,249 P = 10 %	> 0,271 P = 5 %	> 0,311 P = 1 %	
<b>N EXPRIME EN mg PAR kg DE TERRE SECHE</b>						
A	32	28	20	12	2	r
B	30	26	22	12	4	r
C	28	26	22	16	4	r
AB	14	12	10	4	2	a
BC	18	12	10	8	4	a
ABC	22	16	10	6	2	a
<b>N EXPRIME EN mg DANS LE SONDAGE</b>						
A	22	18	12	6	4	r
B	32	30	24	18	8	r
C	38	32	20	18	6	r
AB	28	22	12	8	4	r
BC	24	22	18	12	6	r
ABC	20	18	14	8	2	r
<b>EAU EXPRIMEE EN g POUR 100 g DE TERRE SECHE</b>						
A	38	32	20	10	6	r
B	34	30	22	12	2	r
C	32	30	28	22	12	r
AB	26	22	18	16	6	r
BC	36	30	26	18	8	r
ABC	34	26	22	10	6	r
<b>EAU EXPRIMEE EN g DANS LE SONDAGE</b>						
A	28	28	14	8	2	r
B	28	22	6	4	2	a
C	26	24	20	8	2	r
AB	18	14	6	2	0	a
BC	22	20	14	2	2	r
ABC	24	22	14	12	4	r
<b>N EXPRIME EN mg PAR kg D'EAU</b>						
A	26	24	24	12	2	r
B	36	30	26	16	4	r
C	30	28	22	12	6	r
AB	28	22	16	12	4	r
BC	30	26	14	12	2	r
ABC	36	30	16	10	2	r

Tableau 6.7

Test de KOLMOGOROV dans l'hypothèse H d'une répartition lognormale

a : H accepté    r : H rejeté    effectif : 50

NIVEAUX ET EFFECTIFS		Test de COCHRAN sous hypothèse de normalité					
		50	48	H	1ère moitié	2ème moitié	H
N EXPRIME EN mg PAR kg DE TERRE SECHE							
A	50	0,256	0,212	r - r	0,084	0,267	a - r
B	"	0,218	0,194	r - r	0,086	0,231	a - r
C	"	0,356	0,229	r - r	0,082	0,371	a - r
AB	"	0,187	0,136	r - r	0,075	0,203	a - r
BC	"	0,280	0,161	r - r	0,072	0,295	a - r
ABC	"	0,172	0,163	r - r	0,074	0,185	a - r
N EXPRIME EN mg DANS LE SONDAGE							
A	50	0,203	0,193	r - r	0,095	0,215	a - r
B	"	0,266	0,149	r - r	0,075	0,287	a - r
C	"	0,304	0,139	r - r	0,102	0,319	a - r
AB	"	0,167	0,158	r - r	0,074	0,186	a - r
BC	"	0,253	0,152	r - r	0,084	0,267	a - r
ABC	"	0,192	0,171	r - r	0,071	0,210	a - r
EAU EXPRIMEE EN g POUR 100 g DE TERRE SECHE							
A	50	0,081	0,072	r - a	0,065	0,096	a - a
B	"	0,106	0,066	r - a	0,090	0,126	a - a
C	"	0,097	0,081	r - r	0,086	0,107	a - a
AB	"	0,092	0,057	r - a	0,084	0,114	a - a
BC	"	0,110	0,076	r - a	0,082	0,132	a - a
ABC	"	0,104	0,071	r - r	0,071	0,127	a - a
EAU EXPRIMEE EN g DANS LE SONDAGE							
A	50	0,069	0,052	a - a	0,064	0,090	a - a
B	"	0,064	0,063	a - a	0,061	0,083	a - a
C	"	0,097	0,089	r - r	0,079	0,116	a - a
AB	"	0,060	0,053	a - a	0,062	0,080	a - a
BC	"	0,081	0,062	r - a	0,069	0,103	a - a
ABC	"	0,102	0,062	r - a	0,062	0,131	a - a
N EXPRIME EN mg PAR kg D'EAU							
A	50	0,218	0,179	r - r	0,111	0,233	a - r
B	"	0,270	0,215	r - r	0,081	0,283	a - r
C	"	0,435	0,289	r - r	0,091	0,446	a - r
AB	"	0,191	0,131	r - r	0,077	0,210	a - r
BC	"	0,346	0,195	r - r	0,085	0,360	a - r
ABC	"	0,275	0,119	r - r	0,083	0,298	a - r

Tableau 6.8 - Test de COCHRAN d'homogénéité H des variances -  
P = 0,05 a = H accepté r = H refusé

NIVEAUX ET EFFECTIFS		Test de COCHRAN sous l'hypothèse de lognormalité					
		n	n - 2	H	1ère moitié	2ème moitié	H
<b>N EXPRIME EN mg PAR kg DE TERRE SECHE</b>							
A	48	0,054	0,054	a - a	0,078	0,070	a - a
B	47	0,103	0,072	r - a	0,079	0,124	a - a
C	45	0,074	0,070	a - a	0,072	0,085	a - a
AB	50	0,072	0,068	a - a	0,067	0,090	a - a
BC	47	0,085	0,079	r - a	0,085	0,099	a - a
ABC	50	0,095	0,060	r - a	0,069	0,122	a - a
<b>N EXPRIME EN mg DANS LE SONDAGE</b>							
A	48	0,063	0,059	a - a	0,081	0,080	a - a
B	47	0,091	0,064	r - a	0,065	0,116	a - a
C	45	0,073	0,064	a - a	0,087	0,087	a - a
AB	50	0,066	0,061	a - a	0,069	0,085	a - a
BC	47	0,080	0,076	a - a	0,084	0,095	a - a
ABC	50	0,092	0,055	r - a	0,063	0,120	a - a
<b>EAU EXPRIMEE EN g POUR 100 g DE TERRE SECHE</b>							
A	50	0,116	0,080	r - r	0,087	0,135	a - a
B	"	0,156	0,095	r - r	0,090	0,172	a - r
C	"	0,169	0,112	r - r	0,092	0,177	a - r
AB	"	0,128	0,102	r - r	0,084	0,146	a - r
BC	"	0,124	0,100	r - r	0,079	0,136	a - r
ABC	"	0,123	0,070	r - a	0,083	0,137	a - r
<b>EAU EXPRIMEE EN g DANS LE SONDAGE</b>							
A	50	0,069	0,055	a - a	0,069	0,090	a - a
B	"	0,067	0,067	a - a	0,067	0,084	a - a
C	"	0,117	0,085	r - r	0,067	0,139	a - a
AB	"	0,062	0,058	a - a	0,073	0,079	a - a
BC	"	0,074	0,060	a - a	0,076	0,093	a - a
ABC	"	0,066	0,063	a - a	0,071	0,083	a - a
<b>N EXPRIME EN mg PAR kg D'EAU</b>							
A	48	0,065	0,057	a - a	0,079	0,085	a - a
B	47	0,094	0,073	r - a	0,073	0,115	a - a
C	45	0,071	0,068	a - a	0,086	0,081	a - a
AB	50	0,065	0,060	a - a	0,061	0,080	a - a
BC	47	0,088	0,079	r - r	0,088	0,102	a - a
ABC	50	0,090	0,060	r - a	0,065	0,115	a - a

Tableau 6.9

- Test de COCHRAN d'homogénéité H des variances -

P = 0,05    a = H accepté    r = H rejeté

NIVEAUX ET EFFECTIFS		Test de BARTLETT sous hypothèse de normalité					
		50	48	H	1ère moitié	2ème moitié	H
<b>N EXPRIME EN mg PAR kg DE TERRE SECHE</b>							
A	50	563,90	443,41	r - r	74,36	144,37	r - r
B	"	503,77	408,78	r - r	57,65	156,15	r - r
C	"	641,98	472,05	r - r	65,43	218,82	r - r
AB	"	391,12	306,60	r - r	53,47	97,70	r - r
BC	"	554,86	424,38	r - r	54,69	183,41	r - r
ABC	"	421,15	342,62	r - r	52,21	116,19	r - r
<b>N EXPRIME EN mg DANS LE SONDAGE</b>							
A	50	508,53	411,22	r - r	85,79	123,25	r - r
B	"	467,77	350,43	r - r	70,18	148,64	r - r
C	"	577,22	433,51	r - r	78,00	175,65	r - r
AB	"	367,09	291,67	r - r	68,80	103,38	r - r
BC	"	521,04	403,23	r - r	58,32	158,67	r - r
ABC	"	396,00	309,62	r - r	56,56	115,87	r - r
<b>EAU EXPRIMEE EN g POUR 100 g DE TERRE SECHE</b>							
A	50	165,26	139,81	r - r	21,34	23,39	a - a
B	"	199,30	158,79	r - r	46,86	30,09	r - a
C	"	318,74	268,86	r - r	58,77	39,72	r - r
AB	"	158,30	125,33	r - r	46,06	22,03	r - a
BC	"	202,47	158,92	r - r	59,60	29,80	r - a
ABC	"	166,60	127,36	r - r	41,25	25,40	r - a
<b>EAU EXPRIMEE EN g DANS LE SONDAGE</b>							
A	50	94,37	75,27	r - r	18,71	16,13	a - a
B	"	111,46	89,51	r - r	21,47	22,47	a - a
C	"	180,30	144,24	r - r	33,94	33,03	a - a
AB	"	91,88	70,73	r - r	22,25	16,96	a - a
BC	"	125,72	103,01	r - r	24,69	25,72	a - a
ABC	"	123,23	100,00	r - r	21,67	28,20	a - a
<b>N EXPRIME EN mg PAR kg D'EAU</b>							
A	50	476,75	372,95	r - r	90,43	110,19	r - r
B	"	584,43	461,27	r - r	65,46	186,76	r - r
C	"	782,11	560,36	r - r	76,72	261,92	r - r
AB	"	393,08	305,80	r - r	65,50	112,69	r - r
BC	"	665,04	495,12	r - r	66,46	236,50	r - r
ABC	"	493,73	312,54	r - r	59,43	133,59	r - r

Tableau 6.10

- Test de BARTLETT d'homogénéité H des variances -

P = 0,05

a = H accepté

r = H refusé

NIVEAUX ET EFFECTIFS	Test de BARTLETT sous hypothèse de lognormalité					
	n	n - 2	H	1ère moitié	2ème moitié	H
<b>N EXPRIME EN mg PAR kg DE TERRE SECHE</b>						
A 48	100,43	86,41	r - r	19,44	11,58	a - a
B 47	160,35	131,66	r - r	25,18	25,14	a - a
C 45	192,09	166,71	r - r	21,40	26,72	a - a
AB 50	117,18	100,48	r - r	14,21	20,82	a - a
BC 47	194,66	168,33	r - r	25,46	32,98	a - a
ABC 50	117,60	88,25	r - r	20,67	24,27	a - a
<b>N EXPRIME EN mg DANS LE SONDRAGE</b>						
A 48	104,75	88,67	r - r	20,10	13,11	a - a
B 47	117,88	94,03	r - r	15,82	22,31	a - a
C 45	162,86	140,25	r - r	28,89	17,34	a - a
AB 50	105,29	89,09	r - r	17,21	19,57	a - a
BC 47	166,26	142,56	r - r	24,07	22,32	a - a
ABC 50	108,54	84,04	r - r	17,60	24,39	a - a
<b>EAU EXPRIMEE EN g POUR 100 g DE TERRE SECHE</b>						
A 48	242,74	201,95	r - r	43,59	44,07	r - r
B 47	321,00	259,33	r - r	51,60	66,82	r - r
C 45	492,98	412,47	r - r	58,18	88,39	r - r
AB 50	264,97	214,42	r - r	52,99	52,70	r - r
BC 47	327,29	273,07	r - r	52,71	54,97	r - r
ABC 50	282,63	232,38	r - r	41,65	52,49	r - r
<b>EAU EXPRIMEE EN g DANS LE SONDRAGE</b>						
A 48	105,05	86,33	r - r	23,02	16,67	a - a
B 47	127,61	108,85	r - r	20,35	22,88	a - a
C 45	196,47	154,23	r - r	33,97	37,33	a - a
AB 50	116,14	91,45	r - r	27,46	13,70	a - a
BC 47	120,58	98,17	r - r	25,68	16,37	a - a
ABC 50	124,53	101,79	r - r	24,37	16,99	a - a
<b>N EXPRIME EN mg PAR kg D'EAU</b>						
A 48	99,94	82,83	r - r	24,55	11,87	a - a
B 47	148,18	121,30	r - r	28,41	22,13	a - a
C 45	208,02	180,89	r - r	33,14	22,68	a - a
AB 50	109,94	92,39	r - r	17,71	17,05	a - a
BC 47	196,79	164,56	r - r	23,45	28,07	a - a
ABC 50	124,12	96,12	r - r	24,36	23,05	a - a

Tableau 6.11 - Test de BARTLETT d'homogénéité H des variances -

P = 0,05

a = H accepté

r = H refusé

les cas les deux hypothèses de normalité et de lognormalité. Par contre, le test de COCHRAN admet l'hypothèse de normalité pour l'eau et l'hypothèse de lognormalité pour l'azote.

Tests sur les deux moitiés des variances : La première moitié comprend les 24 plus faibles variances, la deuxième les 24 plus grandes.

Poursuivant l'idée évoquée au deuxième chapitre où il a été envisagé de répartir les variances en deux groupes (par 3.3, présence ou absence d'engrais) on a appliqué les tests aux 24 plus petites variances, puis aux 24 plus grandes. L'homogénéité des variances semble alors plus acceptable en particulier pour la première moitié. Il y aurait donc une moindre influence de la minéralisation sur l'hétérogénéité de l'azote nitrique dans le sol.

Cela confirme une conclusion déjà donnée, où nous avons indiqué que le type de répartition provenant de la minéralisation de l'azote nitrique apparaît comme étant plus homogène que celui provenant de l'engrais épandu.

Le test de BARTLETT montre, d'autre part, les mêmes tendances que celui de COCHRAN. Cependant, on remarquera que l'homogénéité des variances est acceptée dans tous les cas pour la lognormalité.

En conclusion, si l'on désire effectuer des analyses de variance il serait donc souhaitable de les effectuer après transformation logarithmique. Cependant, même après une telle transformation, il faudrait considérer avec prudence les résultats obtenus, puisqu'il semble que nous ayons en réalité à étudier la somme de deux populations : d'une part l'azote minéral produit in situ par minéralisation de la matière organique du sol et, d'autre part, l'azote minéral apporté par épandage sous forme d'engrais.

Il faudrait alors pouvoir différencier dans les analyses ces deux formes de l'azote minéral. Cette idée fondamentale nous a conduit à la deuxième partie du présent manuscrit dans lequel nous avons réalisé cette différenciation par l'utilisation d'un traceur de l'engrais apporté, l'isotope  $^{15}\text{N}$ .

C H A P I T R E 7  
-----

ANALYSE DE QUELQUES RESULTATS BIBLIOGRAPHIQUES

CONCLUSIONS DE LA PREMIERE PARTIE

7.1- INTRODUCTION

Dans les expérimentations qui ont pour but de déterminer les quantités d'un élément présent dans le sol à un instant donné, la pratique la plus courante consiste habituellement à effectuer une seule analyse chimique sur un échantillon moyen provenant du mélange de plusieurs prélèvements, généralement 4 à 10. C'est pourquoi la littérature est assez pauvre en bases de comparaison avec les travaux qui viennent d'être exposés.

Il ne saurait donc être question de vouloir généraliser, à priori, nos observations qui sont très localisées : un are environ du champ d'expériences de la Station Agronomique de Grignon. Il faut cependant constater que les résultats relevés dans la bibliographie paraissent en accord avec ceux qui viennent d'être rapportés.

Dans ce chapitre, nous donnons quelques exemples de :

- L'estimation du coefficient de variation de l'azote nitrique dans divers sols.
- La liaison linéaire entre l'écart-type et la moyenne des répartitions.

Constatant la convergence de nos résultats avec ceux des auteurs cités, nous tenterons, en conclusion de cette première partie, de donner une explication logique de la genèse et de l'évolution des populations des teneurs de l'azote nitrique dans le sol.

Profondeur en cm	1ère Série			2ème série		
	Surface = 162 m <sup>2</sup> Chaque dosage est fait sur un mélange de 2 carottes	Effectif = 18	Coeff. de var.	Surface = 9m <sup>2</sup> Chaque carotte est dosée individuellement	Effectif = 16	Coeff. de var.
	Moyenne	Ecart-type		Moyenne	Ecart-type	
0-20	13,75	2,09	15,23 %	3,34	1,20	36,00 %
20-40	22,48	3,25	14,44 %	4,04	1,51	37,47 %
40-60	5,52	3,18	32,34 %	12,28	3,24	26,41 %
60-80	2,57	1,29	50,17 %	7,62	2,66	34,90 %
80-100	1,57	1,35	86,28 %	3,73	2,92	45,76 %
Total						
0-100	45,87	7,03	15,33 %	31,01	6,52	21,03 %
Moyenne des horizons	9,17	2,23	24,32 %	6,20	2,31	37,18 %

Tableau 7.1 : Coefficients de variation des répartitions de l'azote nitrique en sol nu.

(d'après SOUBIES L., GADET R., MAURY P., 1952)

Les estimations sont faites avant apport d'engrais azoté ; N est exprimé en mg par kg de terre sèche.

## 7.2- ESTIMATIONS DES COEFFICIENTS DE VARIATION DE L'AZOTE NITRIQUE DANS LES SOLS DE DIVERSES REGIONS

### 7.2.1- Sol limoneux de la région Toulousaine

SOUBIES, GADET et MAURY (1952) ont étudié la migration hivernale de l'azote nitrique. Constatant une forte hétérogénéité des répartitions, ils ont procédé à deux séries de 5 estimations des moyennes, écarts-types et coefficients de variation (tableau 7.1) sur sol nu et avant tout apport d'engrais azoté. Leurs estimations du C.V. évoluent entre 15 et 86 p.100.

Il apparait clairement sur le tableau que :

- Le coefficient de variation moyen, pour un horizon de 20 cm et des carottes dosées individuellement, est de l'ordre de 35 p.100 (2ème série) ;
- Pour des mélanges de 2 carottes, les C.V. sont divisés par  $\sqrt{2}$  environ (1ère série) ;
- La variabilité, envisagée sur l'ensemble du profil 0-100 cm, est beaucoup plus faible que sur les horizons de 20 cm : 21 p.100 (2ème série), 15 p.100 (1ère série) ;
- Les échantillonnages réalisés sur une grande parcelle (162 m<sup>2</sup>, 1ère série) et sur une petite surface (9 m<sup>2</sup>, 2ème série) donnent des variabilités du même ordre.

Enfin, notons que ces auteurs citent un travail beaucoup plus ancien (PRINCE, 1924) qui leur avait laissé prévoir cette grande hétérogénéité.

### 7.2.2- Sol sablo-limoneux profond du Nord de la France

HEBERT (1960) indique que l'étude des répartitions de l'azote minéral dans les 30 premiers centimètres du sol met en évidence une forte variabilité. Selon cet auteur, elle serait vraisemblablement liée à l'hétérogénéité structurale qui est particulièrement accusée lorsque l'on emploie une sonde étroite.

REMY et HEBERT (1977) concluent en citant également nos travaux et ceux d'autres auteurs :

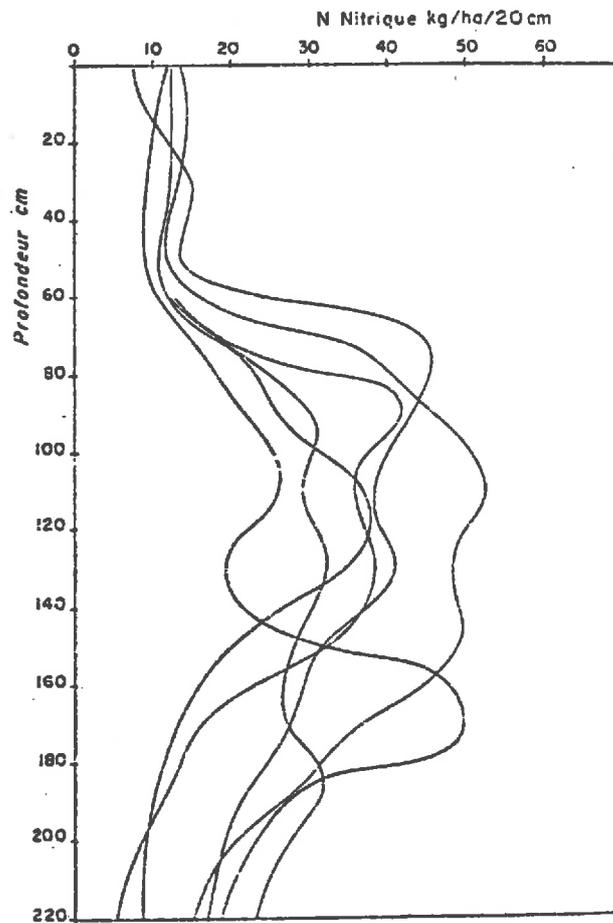


Figure 7.2

Exemple de l'hétérogénéité des profils  
de l'azote nitrique sur une petite parcelle

( d'après LIBOIS, 1968)

"tous les résultats concordent pour donner un coefficient de variation de 25 à 30 p.100 par carotte élémentaire, soit 10 à 15 p. 100 d'incertitude sur la somme des mesures effectuées sur un profil de un mètre".

#### 7.2.3- Sol brun argilo-limoneux de la région Dijonnaise

LIBOIS (1968) observe, qu'après de fortes précipitations, le drainage des nitrates en profondeur augmente considérablement l'hétérogénéité de leurs répartitions. Il illustre ce phénomène sous forme de profils nitriques (fig. 7.2) qui représentent les six répétitions de prélèvements, effectués jusqu'à 220 cm, sur une petite parcelle.

Ces courbes montrent que l'hétérogénéité est variable avec la profondeur : faible jusqu'à 60 cm, elle devient grande entre 100 et 180 cm ; le coefficient de variation, que nous avons évalué sur la figure, atteint 52 p.100 à 170 cm.

#### 7.2.4- Sol de rendzine brune de Champagne Berrichonne

Au cours d'une expérimentation effectuée dans la région de Chateauroux, CAVE (1973) trouve un coefficient de variation de la répartition des nitrates de l'ordre de 30 p.100 sur 10 prélèvements individuels. Une autre estimation faite sur 9 prélèvements moyens de 10 sondages donne 16 p.100. Le mélange de 10 carottes aurait dû apporter une amélioration plus sensible, c'est-à-dire une division par 3 environ du coefficient de variation au lieu de 2. Cela est probablement dû à la difficulté d'homogénéiser parfaitement 10 carottes de sol avant la prise d'essai pour l'extraction et le dosage.

#### 7.2.5- Sol de Tchernozem (U.R.S.S.)

A partir d'expérimentations effectuées dans les champs d'essais de l'Institut Agricole du district de VORONEJE, NIKITIN (1975) a estimé les coefficients de variation de l'azote minéral. Le dispositif, planté en betteraves sucrières, comprend quatre traitements. 56 prélèvements sont effectués sur chacune des parcelles de 100 m<sup>2</sup> et l'analyse chimique est effectuée sur chacun

des carottages.

L'estimation des C.V. est indiquée dans le tableau ci-dessous.

Traitement	C.V. %
Sans apport	29,9
N P K	30,4
Fumier	36,2
Fumier + NPK	33,6
Moyenne	32,5

L'auteur a comparé ces estimations avec celles effectuées sur des sous-parcelles de 25 et 7 m<sup>2</sup>. Les différences constatées ne sont pas importantes. Par contre, les coefficients de variation de K<sub>2</sub>O et de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> sont beaucoup plus faibles : 20 et 15 p. 100 environ.

#### 7.2.6.- Sol limono-argileux du Canada

CAMERON et al. (1979) ont étudié la variabilité spatiale de l'azote nitrique dans des champs expérimentaux du Saskatchewan de 1974 à 1976 sur des parcelles de 80 m<sup>2</sup>. Les apports d'engrais azoté sont effectués soigneusement à la main. Les carottages dans le sol sont faits au hasard et les échantillons sont dosés individuellement.

Les auteurs pensent que la cause initiale de la variabilité des teneurs de l'azote nitrique est due à la non uniformité de l'épandage des fertilisants.

Ils font la comparaison avec l'hétérogénéité présente sur les parcelles avant les apports d'azote et ils pensent qu'elle est plus faible. En réalité, une étude plus attentive des valeurs numériques publiées montrent, à l'évidence, que les coefficients de variation des parcelles avant (27 %) et après fertilisation (29 %) sont identiques. Les C.V. atteignent 34 % dans les années humides.

#### 7.2.7 - Sols forestiers bruns de Belgique

Van PRAAG et MANIL (1965) considèrent que l'hétérogé-

néité est si grande, surtout pour les horizons les plus profonds, que les valeurs moyennes calculées ne peuvent avoir qu'une signification d'ordre de grandeur.

Ils donnent, pour chacune de leurs séries de prélèvements, les valeurs maximale, minimale et moyenne.

Cependant, le nombre de prélèvements dans chaque série n'étant pas précisé, il ne nous a pas été possible de faire une estimation des écarts-types. Les variabilités observées sont particulièrement accusées : par exemple, sur 12 distributions, l'étendue, caractérisée par le rapport entre la plus grande et la plus petite valeur, varie de 1 à 6.

### 7.3. - EXEMPLES DE LA LIAISON LINEAIRE ENTRE L'ECART-TYPE ET LA MOYENNE

#### 7.3.1- Sols Hollandais

KOLENBRANDER (1968) suggère que les larges fluctuations observées dans la dynamique de l'azote nitrique doivent être imputées, pour une bonne part, à l'incertitude sur la détermination des quantités.

Sur de petites parcelles, nues et sans engrais, cet auteur a effectué quelques estimations de la moyenne et de l'écart-type des répartitions. Il a ensuite rassemblé ces valeurs, ainsi que celles publiées par d'autres auteurs, et particulièrement SOUBIES, sur un graphique  $S = f(m)$ , (fig. 7.3).

Le diagramme montre une tendance à la régression linéaire qui n'a cependant pas été testée par l'auteur. L'écart-type passe de 4 pour  $m = 20$  p.p.m. à 2 pour 5 p.p.m., soit un coefficient de variation compris entre 20 et 40 p. 100.

#### 7.3.2- Autres exemples de la liaison $S = bm$

Nous présentons, dans les paragraphes suivants, deux études bibliographiques plus complètes que nous avons pu faire dans le but de tester l'existence de la liaison linéaire  $S = bm$  et d'estimer la valeur du coefficient de la régression dans des conditions différentes de celles de notre expérimentation.

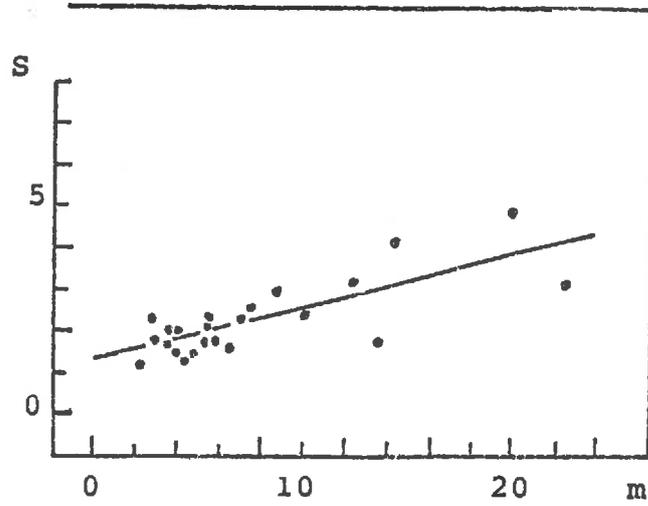


Figure 7.3

Relation entre écart-type et moyenne

S et m exprimés en mg par kg de terre sèche

( d'après KOLENBRANDER, 1968 )

La technique d'exploitation statistique, décrite pour la deuxième série de nos essais, a été utilisée sur deux fichiers de données numériques relatives aux nitrates dans le sol. Il s'agit de deux expérimentations destinées à mettre en évidence, par analyse de variance, l'influence de divers traitements sur la dynamique de l'ion nitrique, dans des sols labourés ou non, fertilisés ou non, cultivés ou non.

Nous n'avons pas cherché ici à différencier l'influence de ces divers traitements sur l'importance de l'hétérogénéité des répartitions des nitrates. Nous ne donnons donc que des résultats globaux, c'est-à-dire l'expression de la liaison linéaire entre écart-type et moyenne que nous avons mise en évidence pour chacune de ces expérimentations.

- Sol brun légèrement lessivé de GRIGNON

Dans le cadre d'une expérimentation menée par le Service d'Expérimentation et d'Information du C.N.R.A., Section de GRIGNON, et la chaire Physico-Chimie et Science du Sol de l'Institut National Agronomique, VILADECAS (1917) a effectué 42 séries de prélèvements de sol à la profondeur de 20 cm.

Une série comprend 6 échantillons, provenant de parcelles identiques, dont les teneurs en nitrate ont été dosées individuellement. Chaque échantillon est la moyenne de 6 carottes.

La liaison linéaire,  $S_m = bm$ , entre l'écart-type sur la moyenne et la moyenne des 6 échantillons (soit 36 carottes) est:

$$S_m = (0,23 \pm 0,05) m$$

$$R = 0,84$$

$$S_b^2 = 5,26 \cdot 10^{-4}$$

- Sol de limon argilo-siliceux de la région de Fontainebleau

CHAMPENOIS (1974) a effectué 250 séries de prélèvements de sol, dans le cadre d'une expérimentation menée par l'Institut Technique des Céréales et des Fourrages à la station de Boigneville (Essone).

Les niveaux de profondeur envisagés sont 0-30 cm et 30-60 cm. Une série comprend 4 échantillons, provenant de parcelles identiques, dosés séparément. Un échantillon est constitué par le mélange homogénéisé de 6 carottes.

La liaison linéaire  $S_m = bm$ , entre moyenne et écart-type sur la moyenne des 4 échantillons (soit 24 carottes) est :

$$S_m = (0,17 \pm 0,01) m$$

$$R = 0,86$$

$$S_b^2 = 4,10 \cdot 10^{-5}$$

#### - Comparaison avec nos résultats

Les deux régressions linéaires établies ci-dessus sont relatives à des échantillons composites. A partir des valeurs obtenues, nous avons calculé des coefficients de variation correspondant à 9 échantillons dosés individuellement, soit :

VILADECAS C.V. =  $(45 \pm 9) \%$  profondeur 20 cm

CHAMPENOIS C.V. =  $(26 \pm 2) \%$  profondeur 60 cm.

Ces estimations sont tout à fait comparables à celles que nous avons données en paragraphe 5.2 et dans la figure 5.5, soit :

$$C.V. = (30 \pm 5) \% \text{ profondeur 20 cm}$$

$$C.V. = (25 \pm 4) \% \text{ profondeur 50 cm}$$

#### - Sol argileux de la région de Meknès (Maroc)

LETERME (1979) a effectué une expérimentation analogue sur un essai de la ferme d'application de l'Ecole Nationale d'Agriculture de Meknès. Il a également mis en évidence la constance du coefficient de variation en sol nu et sous blé. Les estimations numériques de cet auteur sont voisines de celles données dans les paragraphes précédents.

#### 7.3.3. - Sols sablo-limoneux et argilo-limoneux des Etats-Unis

LUDWICK et al. (1977) ainsi que REUSS et al. (1977) ont étudié en 1974 et 1975 la variabilité des nitrates dans 24 ex-

exploitations irriguées du Colorado et du Nebraska. L'unité d'échantillonnage est de l'ordre d'un tiers d'hectare.

Les conclusions des auteurs sont les suivantes :

- Il existe une liaison linéaire entre l'écart-type et la moyenne des répartitions ;
- La distribution des nitrates dans le sol serait de type Lognormale ;
- La moyenne géométrique serait une meilleure estimation de la quantité présente, soit 10 pour cent environ de moins que la moyenne arithmétique ;
- Il leur semble nécessaire d'effectuer une vingtaine de carottages pour aboutir à une incertitude de 25 pour cent sur la moyenne : soit un coefficient de variation de l'ordre de 75 %.

Cette dernière conclusion qui nous apparaît excessive s'explique par le fait qu'il s'agit de grandes fermes où les pratiques culturales sont effectuées d'une manière extensive.

#### 7.4.- CONCLUSIONS DE LA PREMIERE PARTIE

##### 7.4.1- Caractère spécifique de l'hétérogénéité de l'azote nitrique dans le sol

Cette étude a permis de mettre l'accent sur l'extrême hétérogénéité de la répartition des nitrates dans le sol. Le coefficient de variation est de l'ordre de 30 % dans la couche arable et s'accroît avec la profondeur.

Les renseignements apportés par la bibliographie permettent de généraliser nos conclusions dans beaucoup de circonstances.

Cette variabilité dépasse largement celle des autres éléments physiques et chimiques du sol. Le caractère spécifique de cette hétérogénéité de l'azote nitrique a retenu notre intérêt et suscité notre étude.

Nous avons indiqué au paragraphe 3.1 que les C.V. des poids des carottes de terre et des humidités sont beaucoup plus faibles, de l'ordre du tiers environ, soit 10 %.

Nous avons également fait (tableau 1.1 et Annexes I.5, I.6, I.9) des estimations des C.V. de l'azote organique, du carbone organique et du rapport C/N dont les moyennes sont indiquées ci-dessous pour la couche arable :

N organique	9 %
C organique	12 %
Rapport C/N	3,5 %

ERABI (1966) ; BROADBENT et al. (1980) trouvent des valeurs analogues pour la matière organique. ERABI donne aussi la moyenne de ses estimations du C.V. sur des résultats d'analyse granulométrique (4 %) et de dosages du phosphore et du potassium (13 %).

REMY (1974) indique également que les C.V. du phosphore et du potassium sont généralement estimés à 15 % environ.

#### 7.4.2- Origine de l'hétérogénéité

L'origine de cette hétérogénéité est difficile à cerner, plusieurs causes peuvent cependant être évoquées.

Rappelons, tout d'abord, que les nitrates, présents dans le sol, ont deux origines : l'épandage des engrais, source extérieure, et la minéralisation de la matière organique, source in situ. Les deux populations d'azote nitrique, provenant de l'une et l'autre origine, sont-elles du même type ? Des expérimentations du même genre, réalisées avec azote lourd, seraient susceptibles d'apporter des éléments d'information. Il est certain que la part de dispersion apportée par l'épandage est loin d'être négligeable. Il faut, d'ailleurs, s'attendre à trouver en grande culture des hétérogénéités largement plus grandes ; en effet, l'incorporation des engrais ne peut pas y être faite avec autant de soins que sur des parcelles expérimentales. C'est ainsi que nous avons eu, plusieurs fois, l'occasion de déterminer en plein champ des coefficients de variation supérieurs à 100 %.

Les ions nitriques, contrairement aux autres éléments fertilisants, sont totalement à l'état libre dans la solution du sol. Les paramètres de leur répartition se trouvent, de ce fait, particulièrement sensibles à l'évolution du régime hydrique. Ce

dernier est conditionné par la variabilité ponctuelle du micro-climat, pluie et ensoleillement, de l'humidité et de la porosité du sol. La répartition de la porosité peut être considérée comme lognormale (CALVET, comm. pers.).

Il faut citer, en outre, les transformations biochimiques, dues à la flore microbienne, qui contribuent aussi à cette grande dispersion.

Malheureusement, la part due à chacun de ces facteurs, susceptibles d'agir simultanément ou isolément, est difficile à mettre en évidence.

Les pluies provoquent la circulation de la solution du sol dans les canalicules de la porosité et la lixiviation des ions nitriques. L'influence de ces mouvements est sans doute prépondérante et nous paraît être à l'origine de l'augmentation de l'hétérogénéité avec la profondeur du sol.

Nous avons longtemps cherché une explication de cette grande variabilité. Il nous semblait, en effet, que ce caractère spécifique de l'ion nitrique n'était pas uniquement aléatoire mais, au contraire, susceptible d'être le reflet d'une ou plusieurs causalités. C'est donc un modèle déterministe très simple que nous proposons : il est la convergence des trois observations suivantes :

#### L'épandage des engrais

Dans la première série de nos essais (Annexe 1), 36 échantillons de sol sont prélevés d'une manière régulière sur un mètre carré, soit 9 carottages pour un quart de mètre carré. Le coefficient de variation de la teneur en nitrate (moyenne de 9) est alors divisé par 3, c'est-à-dire 10 %.

Pour tester la régularité de répartition d'un appareil distributeur d'engrais (granulés d'ammonitrate par exemple), on dispose sur le champ de nombreux récipients dont la taille est aussi de un quart de mètre carré. On mesure par pesée les quantités recueillies dans chaque récipient. Un épandage est considéré comme satisfaisant quand le C.V. de ces poids est de l'ordre de 10 %.

Par une méthode analogue, nous avons testé l'apport à l'arrosoir sur nos petites parcelles : 36 flacons (diamètre du col équivalent à celui de la tarière) ont été disposés régulièrement sur un mètre carré. Pour une dizaine d'essais effectués, le C.V. des poids est de l'ordre de 25 %.

Par curiosité, nous avons également mesuré la variabilité de l'apport d'eau par la pluie ; la moyenne de 3 mesures donne un C.V. de l'ordre de 5 %.

### Répartition des colonies bactériennes dans le sol

En ce qui concerne l'azote minéral naturel provenant de la minéralisation, il faut citer le caractère très aléatoire de la répartition de présence des bactéries dans le sol. DOMMERGUES (1960) a étudié l'incertitude de leur numération ; il cite également un travail de ZHAKMARCHENKO (1958).

Les estimations ont été faites sur la microflore totale, Azotobacter, des bactéries nitreuses et des germes nitrificateurs. Les coefficients de variation de ces numérations évoluent entre 18 et 80 %. Sur 18 estimations, la moyenne générale du C.V. est de 36 %.

Nous citons la conclusion de l'auteur : "Bien des échecs en matière de biologie des sols peuvent s'expliquer par la méconnaissance des problèmes d'hétérogénéité des caractéristiques biologiques des sols".

ROGER et al. (1977) indiquent que le dénombrement des organismes dans les échantillonnages du milieu naturel sont généralement très éloignés de la normalité. Ces populations sont souvent proches d'une répartition log-normale.

Par ailleurs, BROADBENT et al. (1980) pensent que le même modèle mathématique peut être appliqué à la matière organique du sol.

### Diffusion dans la solution du sol

La propriété de diffusion des ions solubles dans la solution du sol devrait, à l'évidence, se matérialiser par une homogénéisation des concentrations au cours de l'évolution des ni-

trates.

La loi linéaire  $S = f(m)$  que nous avons mis en évidence permet de conclure que la diffusion reste faible, sinon négligeable.

Les variabilités propres à chacun des transferts agissant sur les ions nitriques se trouvent ainsi, en quelque sorte, enregistrées par le sol au cours du temps.

La constance du coefficient de variation des répartitions doit, sans doute, être considérée comme le reflet de l'équilibre qui s'établit entre les facteurs d'hétérogénéité et d'homogénéité.

#### 7.4.3.- Propriétés de structure des populations

Malgré la grande variabilité des populations étudiées, des propriétés importantes de leur structure ont pu être mises en évidence :

- Constance du coefficient de variation dans chaque niveau ;
- Liaison corrélative négative entre les quantités présentes dans chaque horizon ;
- Variation des coefficients de corrélation en fonction de l'évolution des quantités.

Les conséquences de ces propriétés, en agronomie, sont importantes, car elles rendent difficiles :

- L'étude de la dynamique de l'azote minéral dans les sols. L'incertitude sur les mesures est grande et il est probable que, sur de courtes périodes, elle reste supérieure aux transferts physiques et biochimiques. Le pouvoir limite de séparation de la méthode employée est 10 kilogrammes par hectare environ.
- L'utilisation des techniques d'analyse de variance pour l'étude des facteurs de fluctuation des quantités, malgré la robustesse des tests statistiques.

Nous avons étudié plus avant au chapitre 6 le type de ces populations :

- Un modèle classique gaussien ou log-normal peut-il être envi-

sagé pour décrire ces répartitions ?

- Une transformation mathématique, appliquée aux mesures, est-elle susceptible de stabiliser suffisamment leurs variances ?

Nous montrons, dans les paragraphes suivants, que le type de ces répartitions évolue vers une dissymétrie gauche au cours de la saison culturale. Dès lors, la validité de l'analyse de variance reste contestable. Il serait souhaitable, à notre avis, que dans toute expérimentation ainsi menée le coefficient de variation du dispositif soit estimé sous diverses hypothèses de transformation des variables mesurées.

#### 7.4.4.- Nature des transferts de l'azote nitrique

Le coefficient de variation, rapport de l'écart-type à la moyenne de la population étudiée, peut s'écrire sous la forme :

$$C.V. = \frac{S}{m} = \frac{\sqrt{\sum (\frac{x_i}{m} - 1)^2}}{n - 1}$$

Lorsque les quantités ponctuelles d'azote nitrique  $x_i$  sont modifiées au cours du temps, la constance de  $\frac{S}{m}$  ne peut être conservée que si les divers rapports  $\frac{x_i}{m}$  restent eux-mêmes voisins durant ces variations.

En conséquence, la variable aléatoire  $x_i$  évolue proportionnellement à elle-même.

Par exemple,  $x_i(t)$  deviendra, après la période  $dt$

$$x_i(t + dt) = x_i(t) \pm k x_i(t)$$

Ce coefficient  $k$  caractérise globalement l'ensemble des variations susceptibles d'agir sur les nitrates. Elles sont diverses et nous ne ferons ici que les rappeler :

- Transferts physiques : drainage par les pluies, remontée capillaire ;
- Transferts biochimiques : augmentation par minéralisation de la matière organique ; diminution par réorganisation, par déni-

trification et par prélèvement par la plante dans le cas des sols cultivés.

Le coefficient de proportionnalité k est lui-même une variable aléatoire :

- au cours du temps, en fonction de la variabilité de l'action des divers facteurs de modification,

- dans l'espace, en fonction de la variabilité de la porosité du sol.

L'ensemble de ces modifications doit donc être considéré comme de "type proportionnel". La loi de GIBRAT, rappelée notamment par AITCHISON et BROWN (1973), devrait donc être un outil de choix dans la caractérisation de ces transferts. Dans la deuxième partie de ce mémoire, nous avons utilisé cette propriété pour modéliser la dynamique de l'azote minéral dans le sol par analyse compartimentale.

#### 7.4.5.- Proposition d'un modèle décrivant les types de répartition de l'azote nitrique dans le sol

L'azote nitrique présent dans le sol provient soit de l'engrais apporté, source extérieure, soit de la minéralisation de la matière organique, source in situ. A l'instant  $t = 0$  de l'épandage de l'engrais, la quantité apportée est grande par rapport à celle existant déjà in situ et la répartition doit alors être considérée comme gaussienne ou même continue.

A l'instant  $t$ , la population a été modifiée par des mouvements d'origine physique, et des variations d'ordre biochimique. Ces facteurs de modification sont de type proportionnel aux quantités présentes. Le coefficient  $k$  défini au paragraphe précédent est globalement négatif car l'azote minéral tend à diminuer au cours de la saison culturale.

Dans ces conditions la courbe de répartition évolue dans le temps de la façon suivante : la médiane est confondue avec la moyenne au temps  $t = 0$ , puis lui devient inférieure en se déplaçant vers les faibles valeurs.

Temps 0 1 2 3 4 n

Niveaux

A	1	(1-k)	(1-k) <sup>2</sup>	(1-k) <sup>3</sup>	(1-k) <sup>4</sup>	(1-k) <sup>n</sup>
B	0	k	2k(1-k)	3k(1-k) <sup>2</sup>	4k(1-k) <sup>3</sup>	$C_n^1 k(1-k)^{n-1}$
C	0	0	k <sup>2</sup>	3k <sup>2</sup> (1-k)	6k <sup>2</sup> (1-k) <sup>2</sup>	$C_n^2 k^2(1-k)^{n-2}$
D	0	0	0	k <sup>3</sup>	4k <sup>3</sup> (1-k)	$C_n^3 k^3(1-k)^{n-3}$
E	0	0	0	0	k <sup>4</sup>	
N	0	0	0	0	0	k <sup>n</sup>

Tableau 7.4

Matrice des coefficients de multiplication  
des paramètres des distributions

Il n'est donc pas possible d'envisager un type unique de distribution, mais une forme en évolution constante vers une dissymétrie gauche.

Si la normalité peut être admise au temps zéro, elle sera rejetée au temps  $t$  au profit de la log-normalité, cette dernière devant elle-même être repoussée à un temps  $t' > t$  ....

Nous proposons un modèle (tableau 7.4) décrivant en fonction du temps, variant de 0 à  $n$ , et du niveau de profondeur dans le sol, variant de A à N, l'évolution de cette répartition.

Par exemple, soit  $x_i$  la quantité d'azote existant au temps  $t = 0$ , au point  $A_i$  du niveau A.

Au temps  $t = 1$ , le point  $A_i$  ne contiendra plus que  $x_i (1 - k)$  et le point  $B_i$ , du niveau B, situé dans la même verticale aura reçu la quantité  $Kx_i$  ...

Ce modèle s'inscrit dans l'hypothèse d'une diffusion latérale et verticale négligeable.

Ce modèle explique particulièrement bien :

- d'une part, la constance des coefficients de variation ;
- d'autre part, l'existence des corrélations entre les quantités présentes dans les divers niveaux de profondeur. Ces corrélations sont variables au cours du temps.

Par ailleurs, un modèle de même type permettrait aussi une bonne description de la dynamique de l'eau dans le sol. C'est pourquoi, dans la plupart des traitements statistiques, nous avons étudié les répartitions de l'eau en même temps que celles de l'azote nitrique.

Le modèle que nous venons de développer est tout à fait analogue à celui qui a été présenté par BURNS (1974, 1975, 1976, 1977) et dont on connaît la bonne validité (PAGE, 1975 ; KHANIF et al., 1984).

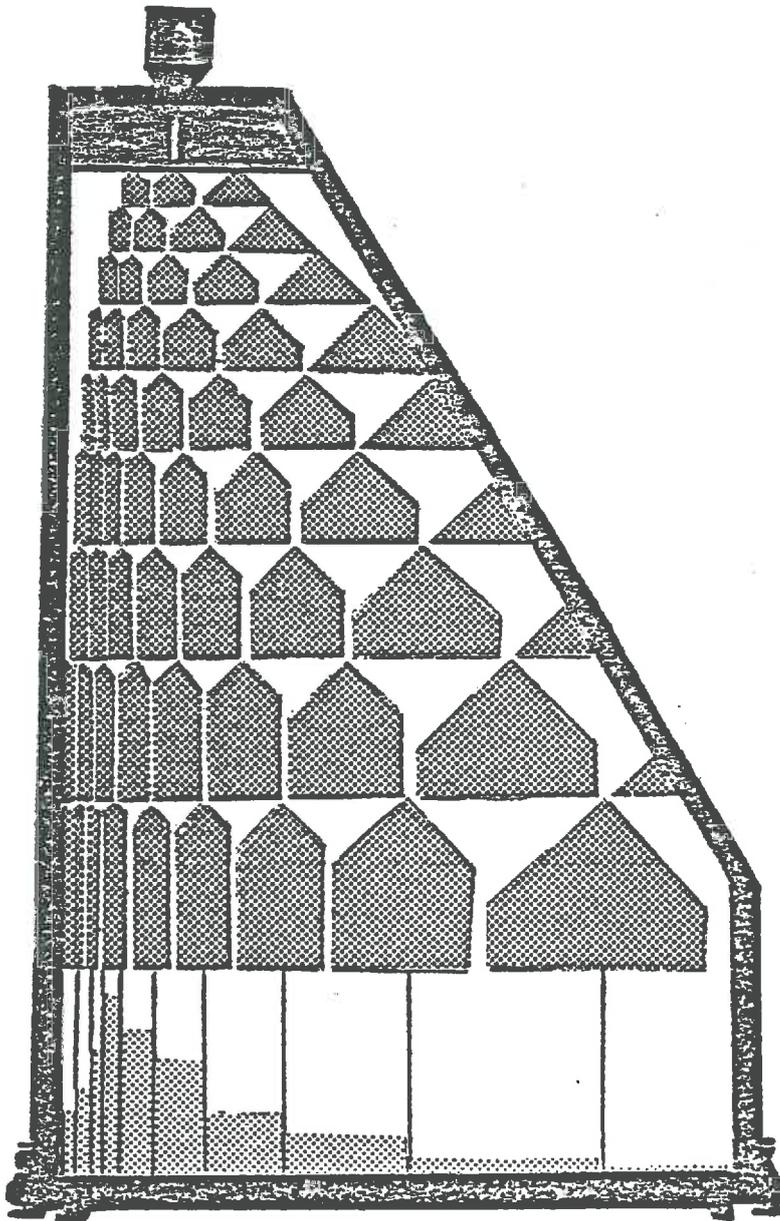


Fig. 7.5.

Dispositif de KAPTEYN.

7.4.6.- Le dispositif de KAPTEYN

En définitive, nos conclusions aboutissent à montrer que les distributions de l'azote minéral dans le sol sont évolutives au cours du temps. Les propriétés qui en résultent sont les mêmes que celles des processus dits proportionnels ; elles ont été développées par AITCHISON et BROWN (1973). Ces auteurs décrivent un dispositif imaginé en 1903 par KAPTEYN pour montrer comment est générée la dissymétrie gauche puis la log-normalité à partir d'une distribution continue. Cette machine a été construite au laboratoire de botanique de l'Université de GRONINGEN. Nous en donnons le schéma (fig. 7.5) car il nous a semblé susceptible de donner une bonne image de l'évolution des populations de l'azote nitrique dans le sol.

DEUXIEME PARTIE

---

CONTRIBUTION A LA MODELISATION

DE LA DYNAMIQUE

DE L'AZOTE NITRIQUE DANS LE SOL

---

I N T R O D U C T I O N  
=====

Il existe une bibliographie très fournie, décrivant l'évolution quantitative au cours de l'année de l'azote minéral en sols nu et cultivé. Quelques-unes de ces études ont été citées dans la première partie. On peut rappeler, en outre, les travaux de DROUINEAU et LEFEVRE (1949), LEFEVRE et DROUINEAU (1951), HEBERT (1960), LEFEVRE et HIROUX (1960), GADET et SOUBIES (1962, 1963), HEBERT et KOTTELANNE (1965), LEFEVRE (1967), CLOUET (1970), GUIOT (1971) .....

Ces travaux ont abouti à l'élaboration d'une méthode de conseil de fumure azotée. Le modèle permet de calculer a priori la dose d'azote minéral à apporter pour un rendement escompté de la récolte à venir. C'est la "méthode des bilans" proposée par HEBERT (1969).

Depuis plus de 15 ans, de nombreuses expérimentations sont menées en plein champ, par les Instituts scientifiques et techniques pour tester cette méthode : HEBERT et al. (1965), DUTIL et BALLIF (1971), BLANCHET et MARTY (1973), HEBERT (1973), MARY (1978), MARY et REMY (1979), VIAUX (1980), REMY et VIAUX (1980, 1982), REMY et al. (1983), MACHET (1984) .....

Plus récemment, des études avec utilisation de l'azote  $^{15}$  ont permis d'améliorer ce modèle en précisant les termes du bilan. GUIRAUD (1984) a publié une synthèse de ces travaux en indiquant que "l'objectif à atteindre est la connaissance précise du cycle interne de l'azote dans le but de pouvoir influencer, dans un sens ou dans l'autre, sur les différents transferts pour une meilleure rentabilisation des engrais azotés".

Nous ne citerons que quelques essais publiés en France avec  $^{15}\text{N}$  :

CHABALIER et al. (1975), REMY et HEBERT (1977), BONIFACE et al. (1979), REMY et VIAUX (1980), GIGOU (1982), RECOUS (1983), BORDES (1983), PIERRE (Comm. pers.), FOURBET (Comm. pers.).....

Dans la deuxième partie de ce mémoire, nous exposons certains travaux que nous avons réalisés avec l'isotope 15 de l'azote.

Tout d'abord, nous évoquons au chapitre 8 les difficultés d'exprimer en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  les quantités d'azote minéral présentes dans le sol. Nous montrons que  $^{15}\text{N}$  est un bon traceur car la variabilité de ses mesures dans le sol est faible.

Le chapitre 9 est consacré à l'étude des coefficients réels d'utilisation de l'azote apporté. Ces mesures ont été effectuées en Beauce depuis 1979 sur un dispositif de longue durée. Une synthèse de tous les résultats que nous avons obtenus sur betterave sucrière en France depuis 1978 est également présentée. Sous l'hypothèse du même devenir de l'azote minéralisé et de l'azote apporté, nous donnons des exemples du bilan de l'azote dans le système sol-plante au cours de la saison culturale.

Enfin, dans les chapitres 10 à 12, une analyse compartimentale de la dynamique de l'azote minéral est développée sous les deux points de vue théorique et pratique.

Ces travaux ont pu être réalisés grâce à l'aide de plusieurs stagiaires qui ont effectués leurs mémoires de D.A.A. ou de fin d'études au laboratoire : JOLIVET (1976), GITTON (1980), ESCHENBRENNER (1981), LOROT (1981), RHONE (1981), RONCIN (1982), NOIRAUT (1983), ALLIRAND (1984), BOTA (1984), RENARD (1985).

C H A P I T R E 8

=====

NOUVELLE METHODE D'EVALUATION EN KILOGRAMME

PAR HECTARE DE LA QUANTITE D'UN ELEMENT

PRESENT DANS LE SOL

8.1. - INTRODUCTION

Pour évaluer la quantité d'un élément présent dans le sol, on procède généralement comme il suit :

Un certain nombre d'échantillons ou carottes de terre sont prélevés au champ à l'aide d'une sonde. Après mélange et homogénéisation de toutes ces carottes, le dosage de l'élément est effectué sur une prise d'essai pour obtenir une valeur moyenne de la concentration.

Par exemple, pour l'azote nitrique (méthode DEVARDA), la valeur moyenne est exprimée en mg par kg de terre sèche (p.p.m.). Mais pour se placer au point de vue de la réalité agromique, il est d'usage de transformer cette teneur en une quantité exprimée en kg.ha<sup>-1</sup>. C'est, en effet, la seule unité utilisable par l'agriculteur pour caractériser les épandages d'engrais.

Les exemples suivants précisent la nécessité de l'usage de cette unité :

- Pour établir une prévision de la fumure azotée, la détermination de la quantité d'azote minéral présent dans le sol à la sortie de l'hiver est un test de plus en plus utilisé (R.S.H., reliquat sortie hiver).
- Une partie non négligeable de l'azote minéral apporté par l'engrais est transformée en azote organique et contribue à l'entre-

tien de l'humus. L'estimation du coefficient de réorganisation qui est le pourcentage d'engrais ainsi stocké peut être faite par marquage à l'azote lourd de N minéral épandu puis mesure de l'incorporation de  $^{15}\text{N}$  dans l'azote organique du sol.

Il est, de toute évidence, que l'apport est connu en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  ; au contraire, les incorporations sont estimées en mg par kg de terre sèche.

Le problème est ainsi posé de définir la méthode de passage de l'une des expressions numériques, concentration ou variable "intensive", à l'autre, variable "extensive" ou de quantité. Cette difficulté, qui apparaît toujours dans les recherches sur milieux biologiques, est trop souvent négligée. Il est, en effet, malaisé d'estimer avec précision les caractéristiques physiques (volume, densité, masse) des compartiments étudiés.

De nombreux autres exemples pourraient être développés concernant les divers constituants chimiques ou physiques des sols : eau, matière organique, phosphore, potassium, calcaire, oligo-éléments, argile ...

On conçoit alors l'importance économique considérable du problème général ainsi soulevé : estimation du niveau des réserves du sol, plan de fertilisation, détermination des amendements à apporter, calcul des drainages, établissement des plans d'irrigation ...

Il est donc indispensable de pouvoir estimer, avec une approximation satisfaisante, la quantité exprimée en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de tel ou tel élément présent dans le sol.

Une première difficulté sur laquelle nous avons déjà particulièrement insisté, en ce qui concerne l'azote minéral, est due à l'extrême hétérogénéité des répartitions dans le sol.

Elle oblige à effectuer un grand nombre de prélèvements qui doivent être dosés individuellement. La valeur moyenne obtenue peut alors être accompagnée de son incertitude.

Cependant, il nous est apparu qu'il existe une deuxième diffi-

culté d'ordre systématique due à la technique même des prélèvements. Elle est susceptible d'entraîner une très lourde erreur de surestimation pouvant atteindre 100 à 150 p. 100 sur le calcul de la quantité exprimée en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ .

Après avoir, tout d'abord, exposé un exemple précis de ce biais systématique, nous proposerons une méthode nouvelle de calcul. Ce procédé sera ensuite justifié par la description de nombreuses expériences réalisées avec un protocole sévère et notamment avec l'utilisation de traceurs : Azote 15 et ion Chlore.

### 8.2. - EXEMPLE DE CALCUL

Etudions, à nouveau, l'expérimentation n° I.1 de la première série des essais (Annexe I, tableau I.1). 36 carottes de sol ont été prélevées sur une parcelle de 1 mètre carré : pour chacune d'elles, la teneur en azote nitrique, exprimée en mg par kg de terre sèche et en mg dans le sondage, ainsi que le poids en g de terre sèche ont été déterminés. Les incertitudes sur les moyennes, à la probabilité 0,05, sont également indiquées :

Profondeur du sondage :  $h = 2 \text{ dm}$

Rayon de la sonde :  $r = 1,38 \text{ cm}$

N exprimé en mg par kg de terre sèche :  $113,21 \pm 11,12$

N " " " dans le sondage :  $7,45 \pm 0,68$

Poids en g de terre sèche de la carotte :  $66,57 \pm 2,87$

Evaluons, par le calcul classique, la quantité de N nitrique en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Dans l'hypothèse d'une densité apparente sèche du sol, égale à  $d = 1,2$ , correspondant à un horizon prospecté de 2400 tonnes de terre sèche à l'hectare, la teneur moyenne doit être multipliée par le coefficient,  $hd = 2 \times 1,2$ , soit :

$$(113,21 \pm 11,12) \cdot 2,4 = \underline{\underline{271,7 \pm 26,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}}}$$

Ce prélèvement a été effectué 12 heures après un épandage de  $90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de N sous forme de nitrate de calcium.

La quantité présente juste avant l'épandage a été déterminée de

la même façon :  $15,4 \pm 1,51$  p.p.m. de N, soit :

$$\underline{37,0 \pm 3,6 \text{ kg.ha}^{-1}}$$

Dans l'hypothèse justifiée où l'engrais n'a pas migré au-dessous de 20 cm, la quantité d'azote apparue en quelques heures serait égale à :

$$271,7 - 90 - 37 = \underline{144,7 \text{ kg.ha}^{-1}}$$

La différence observée est très hautement significative. Il pourrait alors être possible de conclure avec certitude à une "surminéralisation", c'est-à-dire à une activation particulièrement intensive et rapide de la minéralisation de l'azote organique.

En prenant la densité apparente du sol égale à 1,5, valeur très souvent adoptée, le même calcul permettrait de conclure à une surminéralisation de  $203,5 \text{ kg.ha}^{-1}$  d'azote nitrique.

Cependant, la technique particulière que nous avons adoptée, consistant à peser individuellement chacune des carottes, permet de faire l'observation suivante :

Le poids moyen de terre sèche prélevée au sondage, soit  $66,57 \pm 2,87$ g, est très largement inférieur au poids de sol correspondant au volume de la sonde, soit 143,52 g, dans l'hypothèse d'une densité 1,2. Le rapport de ces deux poids est :

$$\underline{0,46 \pm 0,02}$$

Cela témoigne du fait que l'horizon de sol prospecté durant le prélèvement ne correspond pas à 2400 tonnes de terre sèche, mais à la moitié seulement environ. Il faut pourtant préciser que nous avons pris la précaution de vérifier très soigneusement la profondeur de chacun des sondages.

L'interprétation suivante peut être envisagée : l'eau en place occupe un certain volume et entraîne un gonflement du sol ; de plus, l'enfoncement de la sonde provoque un compactage

de la carotte dont une partie se trouve repoussée vers l'horizon inférieur.

Nous avons fait l'hypothèse qu'il était nécessaire de tenir compte de ces observations dans le calcul des quantités en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . La densité apparente du sol ( $d = 1,2$ ) classiquement utilisée doit alors être multipliée par le rapport des poids calculés ci-dessus, soit :

$$\delta = (0,46 \pm 0,02) \cdot 1,2 = 0,55 \pm 0,02$$

Le coefficient  $\delta$  ainsi défini, homogène à une densité, représente la valeur exprimée en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  d'un mg par kg de terre sèche pour une profondeur de 10 cm. Nous l'appellerons :

"Equivalent en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  d'un p.p.m. de terre sèche"

Les quantités d'azote nitrique réellement présentes dans le sol deviennent alors :

Avant épandage :  $17,0 \pm 1,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$

Après épandage :  $124,5 \pm 12,2$  "

La différence observée entre ces deux quantités est alors :

$$124,5 - 90 - 17,0 = 17,5 \pm 9,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$$

Cette valeur est légèrement supérieure à l'incertitude, ce qui met en évidence une minéralisation due probablement à une action de l'azote apporté. Il n'est donc plus possible de conclure à une surminéralisation.

Il est important de remarquer, sur cet exemple précis, que le mode de calcul habituel entraîne une surestimation considérable des quantités réellement présentes. L'erreur commise est de + 115 p. 100 dans l'hypothèse d'une densité apparente de 1,2 et de + 165 p. 100 pour une densité de 1,5.

Le biais systématique ainsi introduit est très largement supérieur aux incertitudes dues à l'hétérogénéité des répartitions.

Tout ceci illustre bien les difficultés considérables des expérimentations sur le sol. Il faudrait à l'avenir, leur porter une particulière attention, d'autant plus qu'il ne fait pas de doute que la valeur du coefficient  $\delta$ , que nous avons défini, dépend de la texture du sol, de son humidité, de la forme et du diamètre de la sonde utilisée ..... et de l'expérimentateur.

### 8.3. - METHODE PROPOSEE

#### 8.3.1. - Technique de prélèvement

Les résultats relatifs aux dosages des éléments du sol sont toujours exprimés par les auteurs sous la forme "intensive", par exemple :

N nitrique en mg par kg de terre sèche  
Humidité en p.100       "       "       "

Nous préconisons de procéder comme il suit :

- Utiliser une sonde cylindrique bien calibrée de rayon r cm.
- Vérifier soigneusement la profondeur h dm de chacun des forages.
- Individualiser chacune des carottes de terre humide dans un sac plastique qui sera pesé dès le retour du champ.
- Puis, procéder comme à l'habitude en ce qui concerne la détermination des humidités et les dosages chimiques. Nous insistons sur la nécessité de multiplier ces mesures afin de pouvoir calculer l'incertitude sur les moyennes.

Il devient alors possible de définir les variables "extensives" :

Poids en g de terre sèche du sondage  
Eau exprimée en g dans le sondage  
Azote nitrique exprimé en mg dans le sondage.

#### 8.3.2. - Calcul du coefficient $\delta$

Le coefficient  $\delta$ , équivalent en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  d'un p.p.m. de terre sèche, est défini par :

$$\delta = \frac{\text{Poids moyen de terre sèche du sondage}}{\pi r^2 h}$$

Il faut ensuite multiplier par  $h\delta$  le résultat du dosage, exprimé en p.p.m., pour le transformer en  $\text{kg.ha}^{-1}$ .

Cette méthode de calcul est "indépendante" de la densité apparente sèche  $d$  du sol en place, dont on sait que les mesures sont peu commodes et imprécises.

L'incertitude relative sur le coefficient  $\delta$  est la même que celle du poids moyen de terre sèche. Nos observations sur des séries de 27 échantillons prélevés dans la couche arable, ou 3 fois 9 carottages sur l'ensemble d'un profil permettent d'estimer cette incertitude à :

$$\pm 4 \text{ p.100 (P = 0,05) et } \pm 5,5 \text{ p.100 (P = 0,01)}$$

Ces incertitudes sont largement inférieures à celles des teneurs en azote nitrique et nous n'en avons pas tenu compte dans les calculs. L'influence de cette erreur sera cependant envisagée dans la discussion des résultats.

### 8.3.3. - Equivalent en $\text{kg.ha}^{-1}$ d'un mg de N dans le sondage

Une variante de la méthode proposée consiste à définir un coefficient  $\delta'$  proportionnel au nombre de surfaces de la sonde qu'il faut pour couvrir un hectare.

Pour le prélèvement I.1 cité en exemple, le rayon de la sonde est  $r = 1,38 \text{ cm}$ , soit :

$$\delta' = \frac{100}{\pi r^2} = 16,71$$

1 mg de N dans le sondage est alors équivalent à  $\delta' \text{ kg.ha}^{-1}$ .

Les deux modes de calcul donnent des résultats tout à fait comparables. Mais, la deuxième méthode conduit généralement à des incertitudes un peu plus faibles sur la moyenne ; cela tient à deux causes :

- La variabilité de l'azote nitrique est la même, qu'il soit exprimé en p.p.m. ou en mg.dans le sondage.
- La surface de la sonde peut être connue avec une meilleure pré-

cision que le poids moyen de terre sèche du sondage.  
Des exemples d'utilisation du coefficient  $\delta'$  sont donnés en annexe II.

#### 8.4. - TEST DE JUSTIFICATION DE LA METHODE PROPOSEE

##### 8.4.1. - Protocole expérimental

Le programme de ces expérimentations consiste à faire deux séries de prélèvements (types I et II) après épandage, sur sol nu, d'une solution dont les teneurs en ses éléments sont parfaitement connues.

##### - Prélèvement de type I (profondeur 0-20 ou 0-10cm, effectif 20 ou 27)

Il est effectué immédiatement après épandage dans le but de comparer soigneusement les quantités retrouvées dans le sol aux quantités épandues.

##### - Prélèvements de type II (profondeur 0-85cm, effectif 27)

3 niveaux de profondeur sont prospectés :

- niveau A, couche arable, 0-20cm, 9 sondages
- niveau B, sous-sol, 20-50cm, 9 sondages
- niveau C, couche profonde, 50-85cm, 9 sondages

Il est effectué quelques jours après l'épandage dans le but de caractériser le devenir, à travers l'ensemble du profil, des éléments épandus.

Dans les deux cas, des prélèvements témoins ont été effectués sur des parcelles vierges.

Nous avons utilisé deux traceurs de l'ion nitrique :

- L'isotope lourd  $^{15}\text{N}$  de l'azote, sous la forme de nitrate de calcium. C'est un traceur de choix dont la dynamique au champ peut être considérée comme identique à celle de  $^{14}\text{N}$ . Il est caractérisé par l'excès isotopique E % : c'est la proportion d'atomes  $^{15}\text{N}$  dans tout le N nitrique dosé dans l'échantillon de sol, diminué de l'abondance isotopique de l'azote de

l'air.

$$E \% = \frac{15\text{N}}{15\text{N} + 14\text{N}} \times 100 - 0,366$$

La chute de l'excès isotopique met en évidence toute présence ou apport par minéralisation d'ion nitrique dans le sol.

- Les ions chlorures ont déjà fait l'objet de quelques études en tant que traceurs de la solution du sol. Ceux-ci y demeurent en effet localisés car ils ont peu d'affinité avec le complexe absorbant et ne sont pas sujets aux transferts microbiens. C'est ainsi que la comparaison de l'évolution des ions  $\text{Cl}^-$  et  $\text{NO}_3^-$  devrait nous renseigner sur le phénomène de réorganisation microbienne. Pour ce traceur, nous avons défini comme paramètre suivi le rapport Cl/N des quantités de chlore et d'azote présentes dans le sol.

#### 8.4.2. - Mesure des excès isotopiques

La méthode employée est celle décrite par RITTENBERG ; elle nécessite l'utilisation d'un spectromètre de masse (GUIRAUD et BERLIER, 1968 ; GUIRAUD et PACCHIANI, 1973).

Après le titrage des nitrates dans le filtrat par la méthode DEVARDA (par. 1.2.3), le distillat est acidifié par addition d'un à deux ml. d' $\text{H}_2\text{SO}_4$  N/10 et réduit par évaporation jusqu'à un volume de 1 ml environ puis introduit dans une des branches de l'appareil de RITTENBERG. L'autre branche contient 0,5 ml d'une solution d'hypobromite de sodium.

Ces solutions doivent être parfaitement dégazées sous vide,  $10^{-4}$  mm. de Hg, par des alternances de congélation à l'azote liquide et de décongélation, puis lyophilisées.

L'appareil est retiré de la rampe à vide puis réchauffé au bain-marie tiède jusqu'à la température ambiante où la conversion en azote moléculaire s'effectue par mélange du contenu des deux branches :



Le gaz obtenu est introduit dans le spectromètre de masse. De la mesure du rapport R des pics 29 (molécules  $^{15}\text{N} \ ^{14}\text{N}$ ) et 28 (molécules  $^{14}\text{N} \ ^{14}\text{N}$ ), on déduit la valeur de la teneur isotopique. L'excès isotopique est obtenu en soustrayant la teneur naturelle en  $^{15}\text{N}$ .

$$E\% = \frac{100 R}{2 + R} - 0,366$$

#### 8.4.3.- Dosage des chlorures

Il s'agit d'un dosage par mercurimétrie, utilisant le diphénylcarbazone comme indicateur coloré. Avec  $\text{Cl}^-$ , les sels mercuriques donnent, en milieu acide, un complexe soluble et peu ionisé :



Lorsque  $\text{Hg}^{++}$  est en excès, il se forme un autre complexe, moins stable, d'une coloration violette, avec la diphénylcarbazone, (CHARLOT, 1961).

#### 8.4.4.- Présentation des résultats

5 expérimentations, numérotées de I.7 à I.11 ont été réalisées pendant la saison froide afin de limiter les transferts éventuels de type microbien.

Les solutions épandues sont les suivantes :

I.7	N	93	$\text{kg. ha}^{-1}$	
I.8	N	190	"	marqué à $E_0 = 5,05\%$ de $^{15}\text{N}$
I.9	N	85	"	" $E_0 = 5,05\%$ "
I.10	Cl	109	"	
I.11	N	104		marqué à $E_0 = 0,84\%$ "
I.11	Cl	121	"	$(\text{Cl}/\text{N})_0 = 1,17$

L'incertitude relative sur ces valeurs est de l'ordre de 2 p.100.

L'ensemble des résultats numériques obtenus est donné dans l'annexe I (tableaux I.7 à I.11).

Les bilans de chacune de ces expérimentations établies en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  par la méthode proposée et par la méthode classique (hypothèse d'une densité apparente du sol = 1,35) sont détaillés sur les tableaux n° I.7 (suite) à I.11 (suite) de l'annexe I.

Enfin, tous ces bilans sont récapitulés dans ce chapitre sous la forme de deux tableaux (8.1 et 8.2). Ils présentent d'une manière comparative :

- d'une part, les quantités épandues
- d'autre part, celles mesurées dans le sol, provenant de l'épandage.

La répartition et l'évolution des caractéristiques des traceurs, excès isotopique  $E\%$  et rapport  $\text{Cl}/\text{N}$ , sont indiquées sur les tableaux 8.3 à 8.7.

Ainsi, nous avons pu distinguer sur les bilans détaillés de l'annexe I (tableaux 7 bis à 11 bis) dans les quantités de nitrate mesurées chimiquement (colonne "azote nitrique mesuré") celles qui proviennent de l'épandage (colonne "azote nitrique apporté")

#### 8.4.5.- Résultats des prélèvements de type I (couche arable)

Nous examinerons simplement le bilan récapitulatif (tableau 8.1) où les incertitudes sont données à la probabilité  $P = 0,05$ . Pour tenir compte de la variabilité du coefficient  $\delta$  et discuter aux niveaux  $P = 0,01$  ou  $0,001$ , il y a lieu de multiplier les fourchettes d'incertitude par 1,4 ou 1,9.

-Méthode classique : Dans tous les cas, les valeurs calculées sont largement supérieures aux quantités épandues.

Les différences sont trois fois très hautement significatives; deux fois hautement significatives et deux fois significatives. Le pourcentage de surestimation évolue de 50 à 150 p.100.

Notons que l'erreur paraît plus importante pour les prélèvements dont la profondeur est 20 cm (I.1 et I.8) ou effectués avec une sonde de diamètre plus faible (I.1)

Numéro du prélèvement	Elément épandu et quantité	Quantité mesurée dans le sol		δ
		méthode proposée	méthode classique	
I-1 (0-20 cm)	<sup>14</sup> N 90	109 ± 16	264 ± 26	0,56
I-7 "	" 93	91 ± 13	130 ± 18	0,95
I-8 "	<sup>14</sup> N, <sup>15</sup> N 190	182 ± 33	346 ± 63	0,71
I-9 (0-10 cm)	" 85	76 ± 7	110 ± 11	0,93
I-10 "	Cl 109	92 ± 11	146 ± 17	0,85
I-11 "	<sup>14</sup> N, <sup>15</sup> N 104	83 ± 9	125 ± 13	0,90
" "	Cl 121	98 ± 11	147 ± 16	"
Moyennes ramenées à 100 kg.ha <sup>-1</sup>	100	92 ± 12	160 ± 20	0,70

Tableau 8.1 : Bilan récapitulatif des expérimentations n° I-1 et I-7 à I-11

Les quantités mesurées dans le sol, immédiatement après épandage et en provenant, sont calculées en kg.ha<sup>-1</sup> par la méthode classique (d = 1,35) et la méthode proposée et comparées aux quantités épandues (P = 0,05 %). δ : équivalent en kg.ha<sup>-1</sup>, pour 10 cm, d'un mg de N par kg de terre sèche.

Numéro du prélèvement	Elément épanché et quantité	Quantité mesurée dans le sol		$\delta$
		Méthode proposée	Méthode classique	
II-7-1	<sup>14</sup> N 93	134 ± 28	229 ± 47	0,79
II-7-2	" "	95 ± 17	163 ± 28	0,79
II-8-1	<sup>14</sup> N, <sup>15</sup> N 190	243 ± 60	469 ± 115	0,70
II-8-2	" "	171 ± 37	348 ± 76	0,66
II-9-1	<sup>14</sup> N 85	57 ± 18	106 ± 34	0,73
II-9-2	" "	80 ± 14	152 ± 26	0,71
II-10	Cl 109	145 ± 46	264 ± 83	0,74
II-11	<sup>14</sup> N, <sup>15</sup> N 104	109 ± 20	182 ± 34	0,81
" "	Cl 121	136 ± 27	222 ± 44	"
Moyennes ramenées à 100 kg.ha <sup>-1</sup>	100	108 ± 24	195 ± 44	0,75

Tableau 8.2: Bilan récapitulatif des expérimentations n° II-7. à II-11. (0-85 cm)

- Méthode proposée : Dans 4 cas sur 7, les valeurs calculées ne sont pas significativement différentes de la quantité épandue. Pour les trois autres prélèvements, il y a sous-estimation sans que les différences soient hautement significatives (I.10) ou très hautement significatives (I.11.N et I.11 Cl).

- Moyennes générales : Supposons que les 7 épandages aient apporté  $100 \text{ kg.ha}^{-1}$ . Les moyennes pondérées du tableau 8.1 représentent alors les résultats de 200 déterminations environ, ce qui leur confère une meilleure valeur statistique. La technique que nous venons de proposer se trouve alors parfaitement bien justifiée :

Méthode proposée :  $92 \pm 12 \text{ kg.ha}^{-1}$   $P = 0,05$

Méthode classique :  $160 \pm 20$

#### 8.4.6. - Evolution des excès isotopiques et minéralisation

Dans les expériences où  $^{15}\text{N}$  a été utilisé, l'évolution des excès isotopiques a été suivie à l'occasion de chaque prélèvement. Toutes les chutes enregistrées par rapport aux excès des solutions d'épandage sont significatives (tableaux 8.3 à 8.5). Mais aucune minéralisation ne peut être mise en évidence car ces chutes correspondent à la teneur en nitrate des témoins. De plus, la sensibilité de ce traceur est bien illustrée par l'expérimentation n° I.9, II.9.1 et II.9.2, où les variations des excès isotopiques permettent d'évaluer les traces d'azote nitrique naturel indécélables par le dosage chimique des témoins. Ces traces sont de l'ordre de  $3 \text{ kg.ha}^{-1}$  par niveau, soit 10 à  $12 \text{ kg.ha}^{-1}$  sur l'ensemble du profil. Ainsi se trouve parfaitement confirmé l'ordre de grandeur que nous avons déjà estimé (paragraphe 2.4.1.) du "pouvoir limite de séparation" des techniques habituelles de détermination de N minéral dans les sols.

#### 8.4.7.- Evolution du rapport Cl/N et réorganisation

Nous avons distingué dans les expérimentations I.11 et II.11 :

4,69		4,50			4,65
	4,09	4,47		4,38	
4,30		4,53	4,35		4,19
	4,14		4,18	4,65	
4,36	4,47	4,46		3,92	
	4,58		4,55		4,33

: Prélèvement n° I-8 (0-20 cm)

Moyenne : 4,39 ± 0,01 soit 2,20 %

Variance : 4,25 10<sup>-2</sup>

Ecart-type : 0,206

Coeff. de variation : 4,70 %

Tableau 8.3 : Exemple de répartition des excès isotopiques  
immédiatement après épandage

	4,96				
		4,96			
			4,91		4,97
					4,90
	4,05	4,03			4,72

Prélèvement n° I-9(0-10 cm)

Moyenne : 4,90 ± 0,06 soit 1,3 %  
 Variance : 6,92 10<sup>-3</sup>  
 Ecart-type : 8,32 10<sup>-2</sup>  
 Coeff. de variation : 1,70 %

0,05					0,82	0,83
		0,83	0,86 0,85	0,85		
0,81						
		0,84				

Prélèvement n° I-11(0-10 cm)

Moyenne : 0,84 ± 0,01 soit 1,2 %  
 Variance : 0,269 10<sup>-3</sup>  
 Ecart-type : 1,64 10<sup>-2</sup>  
 Coeff. de variation : 1,96 %

Tableau 8.4

			4,57	
	4,78			4,79
4,66		4,79		
			4,80	
	4,56	4,79		
			4,40	

Prélèvement n°II-9-1-A(0-20 cm)

Moyenne : 4,69 ± 0,10 soit 2,1 %  
 Variance : 1,50 10<sup>-2</sup>  
 Ecart-type : 0,126  
 Coeff. de variation : 2,68 %

				0,80	
	0,69				
0,63				0,81	
		0,78	0,78		0,79
	0,80				
				0,77	

Prélèvement n°II-11-A (0-20 cm)

Moyenne : 0,78 ± 0,03 soit 3,8 %  
 Variance : 1,55 10<sup>-3</sup>  
 Ecart-type : 3,94 10<sup>-2</sup>  
 Coeff. de variation : 5,03 %

Tableau 8.5

Exemples de l'évolution des répartitions des excès isotopiques quelques jours après épandage

- le rapport des quantités de chlore et d'azote dosées dans chaque carotte, noté Cl/N.

- le rapport des quantités de chlore et d'azote issues de la solution d'épandage, pour chaque carotte ayant fait l'objet d'une mesure d'excès isotopique. Il est noté Cl/Ne.

L'évolution de ces deux paramètres est donné dans les tableaux 8.6. et 8.7.

Le rapport des quantités des éléments dans la solution d'épandage est :

$$= 1,17 \pm 0,01$$

- Prélèvement I.11 (tableau 8.6.) :

$$\text{Cl/N} = 1,10 \pm 0,01$$

$$\text{Cl/Ne} = 1,17 \pm 0,02$$

Les éléments issus de la solution d'épandage ont conservé leur proportion initiale, tandis qu'une chute significative du rapport Cl/N permet le calcul de la quantité d'azote présent dans le sol :  $9 \text{ kg.ha}^{-1}$  environ. L'évolution des excès isotopiques donne une valeur moyenne de  $5 \text{ kg.ha}^{-1}$  et la quantité dosée sur les témoins est de même ordre ( $6 \pm 3$ ).

- Prélèvement II.11.1.A. (0-20 cm) (tableau 8.7.) :

$$\text{Cl/N} = 1,16 \pm 0,03$$

$$\text{Cl/Ne} = 1,32 \pm 0,07$$

La différence de ces deux rapports correspond bien à l'azote nitrique naturel préexistant dosé sur les témoins ( $12 \pm 6 \text{ kg.ha}^{-1}$ ) ou calculé par la chute de l'excès isotopique ( $13 \text{ kg.ha}^{-1}$  environ).

Leur augmentation significative traduit une disparition relative plus grande des ions  $\text{NO}_3^-$  que du chlore dans la couche arable.

Cette observation peut être interprétée comme l'indice d'une immobilisation sous forme organique par prélèvement microbien.

1,00	1,08	1,07	1,08	1,10
1,12		1,07	1,14	1,11
	1,07	1,11	1,11	1,11
1,06	1,10		1,09	
1,14		1,10	1,09	1,10
1,13	1,15	1,16	1,09	1,12

Cl/N Prélèvement n° I-11(0-10 cm)

Moyenne : 1,10 ± 0,01 soit 1 %  
 Variance : 0,040 10<sup>-3</sup>  
 Ecart-type : 2,90 10<sup>-2</sup>  
 Coeff. de variation : 2,62 %

1,13				1,10	1,18
	1,14	1,16 1,16			
1,19					
	1,21				

Cl/No Prélèvement n° I-11(0-10 cm)

Moyenne : 1,17 ± 0,02 soit 1,7 %  
 Variance : 0,689 10<sup>-3</sup>  
 Ecart-type : 2,62 10<sup>-2</sup>  
 Coeff. de variation : 2,25 %

Tableau 8.6

Exemples de répartitions du rapport Chlore/Azote  
observées immédiatement après épandage

				1,14	
	1,19				
1,21			1,10		
		1,19	1,14	1,11	
	1,13				
			1,20		

Cl/N Prélèvement n°II-11-A(0-20 cm)

Moyenne : 1,16 ± 0,03 soit 2,7 %  
 Variance : 1,70 10<sup>-3</sup>  
 Ecart-type : 4,12 10<sup>-2</sup>  
 Coeff. de variation : 3,56 %

					1,27
		1,53			
1,30					1,21
			1,36	1,30	1,26
		1,26			
				1,39	

Cl/No Prélèvement n°II-11-A(0-20 cm)

Moyenne : 1,32 ± 0,07 soit 5,3 %  
 Variance : 9,462 10<sup>-3</sup>  
 Ecart-type : 9,73 10<sup>-2</sup>  
 Coeff. de variation : 7,36 %

Tableau 8.7

Exemples de l'évolution des répartitions du  
 rapport Chlore/Azote quelques jours après épandage

des nitrates. Cette réorganisation aurait affectée  $18 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  environ, 4 jours après l'épandage.

Il faut cependant particulièrement noter que l'estimation par voie chimique et isotopique de la quantité de N apportée et encore présente dans la couche arable (niveau A :  $91 \pm 17 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  calculé par la méthode proposée) n'est pas significativement différente de N épandu ( $104 \pm 2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

Au contraire, la méthode de calcul classique pourrait faire conclure à une minéralisation significative de  $21 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Il est pourtant, à notre avis, possible de conclure, avec prudence, à une immobilisation, d'autant qu'un phénomène analogue et du même ordre de grandeur est observé, 3 jours après l'épandage, au prélèvement II.9.1. Cette réorganisation est suivie d'une minéralisation de même ampleur visible 6 jours après (prélèvement II.9.2).

Quoiqu'il en soit, il faut retenir de ces exemples que l'ampleur, en quelques jours, des transferts d'azote par voie microbienne ne dépasse généralement pas l'incertitude des déterminations.

Nous noterons aussi que, après apport d'engrais nitrique, les deux séquences suivantes, d'allure rapide, doivent être envisagées comme fort probable :

"épandage.....immobilisation.....minéralisation..."

ou/et

"épandage.....minéralisation.....immobilisation..."

Au cours d'expériences d'incubation de sol, MULLER (1977) a observé, dans les premiers jours, une telle succession des activités microbiennes (courbes 8.8 tracées d'après les données de MULLER)

#### 8.4.8. - Résultats des prélèvements de type II (0-85 cm)

##### Lessivage :

Ces prélèvements effectués entre 2 et 9 jours après épandage témoignent, le plus souvent, de la lixiviation vers les niveaux B (20-50 cm) et C (50-85 cm) d'une partie non négligeable des éléments apportés; L'examen de la pluviométrie permet

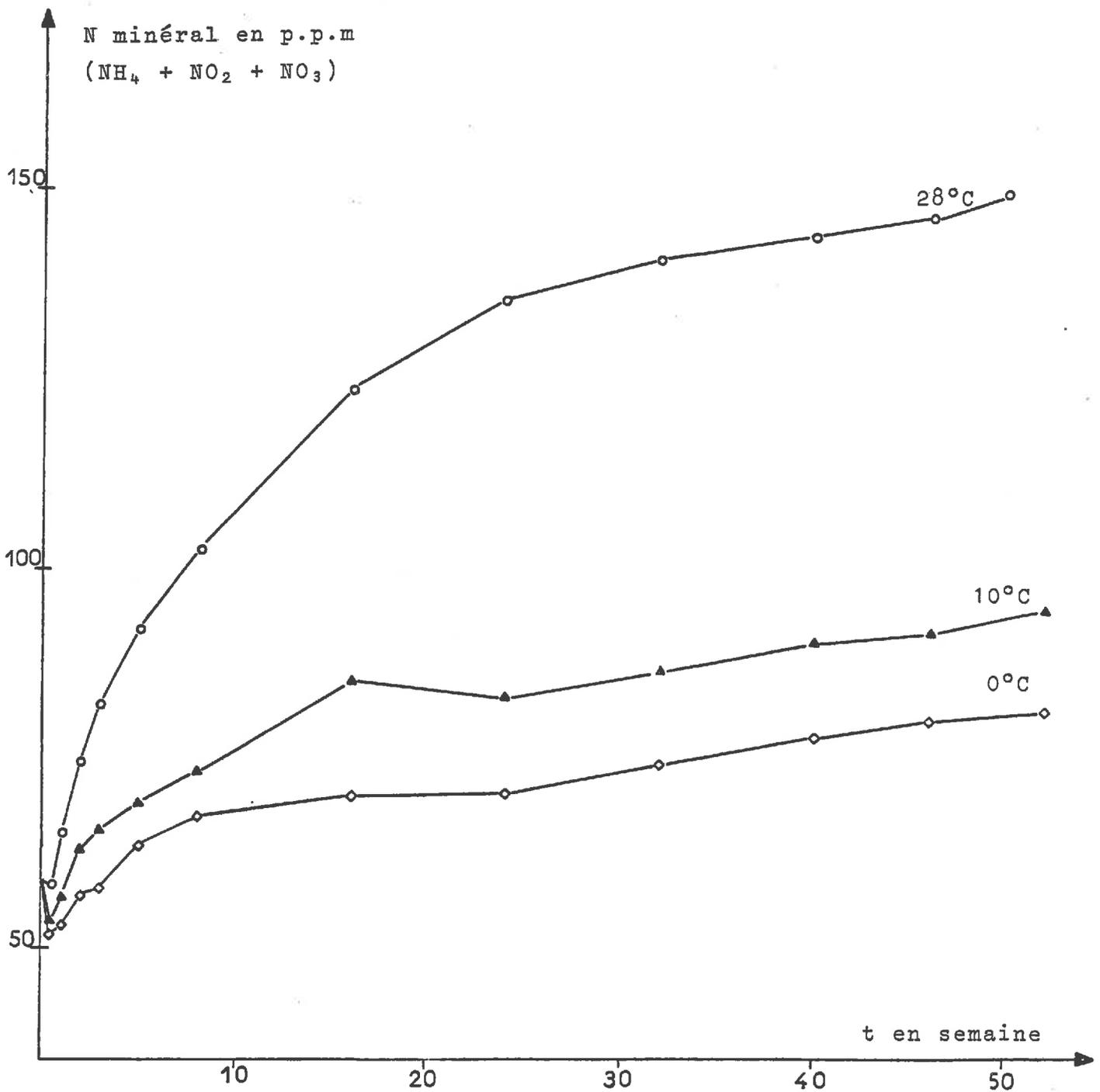


Figure 8.8

Minéralisation de l'azote organique d'un sol de craie par  
incubation à trois températures  
(d'après MULLER, 1977)

cependant de supposer qu'il n'y a pas eu migration au dessous de 85 cm.

Nous ferons donc l'hypothèse que, dans tous les cas, les ions apportés sont encore présents dans l'ensemble du profil, d'autant que s'il y a eu réorganisation, nous avons montré qu'elle a été compensée par une minéralisation équivalente.

Examinons le bilan récapitulatif (tableau 8.2) des essais de type II.

Méthode classique :

Dans tous les cas, sauf un (II.9.1) expliqué par une réorganisation probable, les valeurs calculées sont largement supérieures aux quantités épandues.

Les différences sont très hautement significatives. Le pourcentage de surestimation évolue entre 80 et 140 p.100.

Méthode proposée :

Dans tous les cas, sauf un (II.9.1), les valeurs calculées ne sont pas différentes des quantités apportées.

Moyennes ramenées à 100 kg.ha<sup>-1</sup> :

Les moyennes pondérées, résultats de 200 dosages environ, justifient pleinement la méthode proposée :

Méthode proposée :  $108 \pm 24 \text{ kg.ha}^{-1}$  P = 0,05

Méthode classique:  $195 \pm 44$  "

#### 8.5.- VARIATION DU COEFFICIENT $\delta$ AVEC L'HUMIDITE DU SOL

Le coefficient  $\delta$  (équivalent en  $\text{kg.ha}^{-1}$ , pour 10 cm de profondeur, d'un p.p.m de terre sèche) est, par définition même, directement proportionnel au poids moyen de terre sèche des sondages. Or, nous avons remarqué des variations importantes de ce poids d'une série de prélèvements à l'autre et nous en avons recherché la cause.

Par exemple, sur 57 séries de 9 sondages, effectués avec la mê-

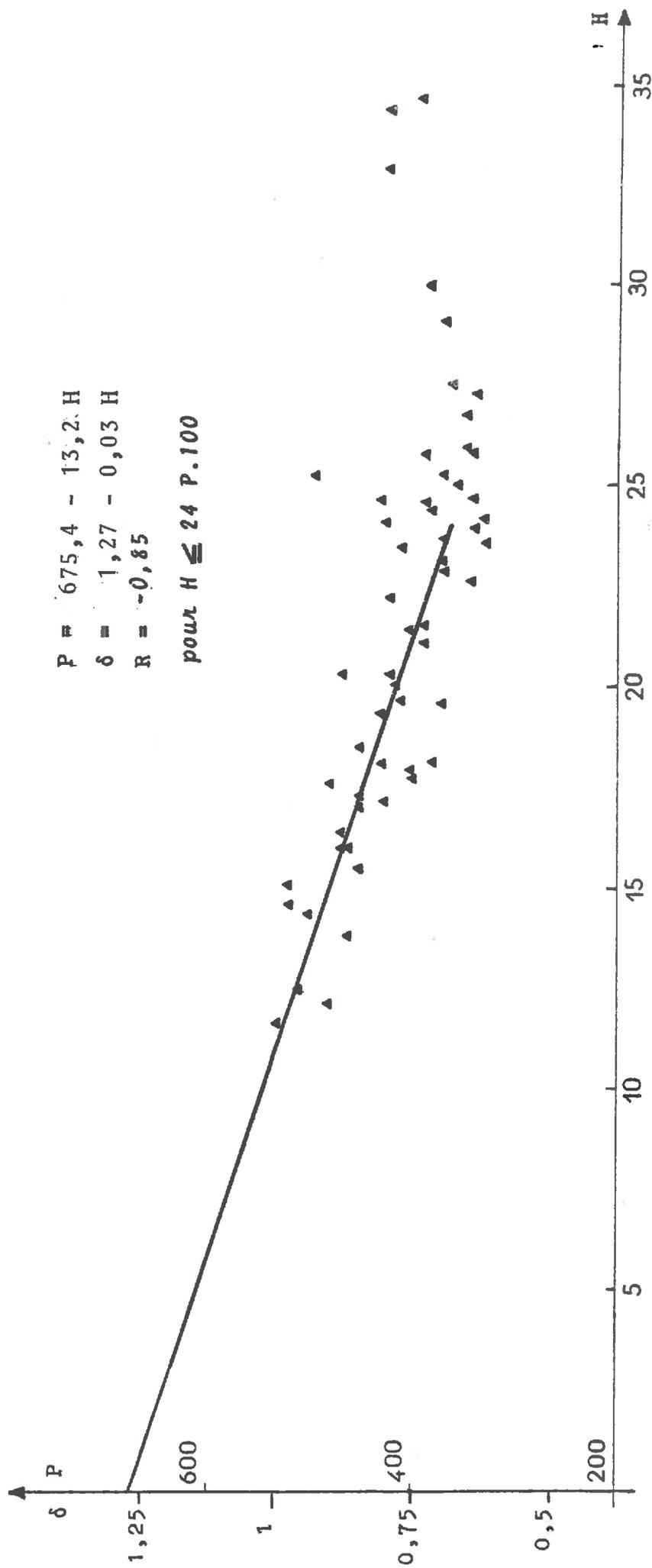


Fig. 8.9 - Variations de P et  $\delta$  avec l'humidité H du sol

P : poids moyen en g de terre sèche de 9 carottes  
 $\delta$  : équivalent en  $kg.ha^{-1}$  d'un p.p.m. de terre sèche pour une profondeur de 10 cm  
 H : humidité exprimée en p. 100 de terre sèche

me sonde cylindrique de 2,91 cm de rayon, à la profondeur 20 cm, les poids moyens P de terre sèche varient de 330 à 540 g.

Le diagramme de dispersion de la figure 8.9 rassemble les 57 points d'ordonnées P, ou  $\delta$ , et d'abscisse H (taux d'humidité moyenne par rapport à la terre sèche).

Ce graphe présente une allure linéaire de pente négative pour H compris entre 12 et 24 p.100 suivi d'un coude très accentué, puis d'une partie pratiquement parallèle à l'axe des abscisses.

\* Première partie du graphe H < 24 p.100 :

Pour les 37 premiers points, il existe une forte liaison linéaire qui s'exprime par les relations :

$$P = 675,4 - 13,2 H \quad R = -0,854$$

$$\delta = 1,27 - 0,025 H$$

L'humidité du sol apparaît alors comme le facteur prépondérant de la variabilité du poids P des sondages ou du coefficient  $\delta$ .

Dans l'hypothèse absurde où l'humidité serait nulle, la régression donne :

$$P = (675 \pm 52)g \quad P = 0,05$$

$$\delta = 1,27 \pm 0,1$$

L'ordre de grandeur du coefficient  $\delta$  est alors celui de la densité apparente totale sèche d du sol en place. En estimant la porosité totale sèche à 47 p.100 environ, la masse volumique réelle du sol serait égale à  $2,4 \pm 0,2 \text{ g.cm}^{-3}$ .

Ces résultats sont comparables aux mesures effectuées sur la ferme de GRIGNON par HUET (1975) et FOURBET (1975).

Bien entendu, à humidité nulle, le poids moyen P correspondrait au volume total de la sonde :

$$532 \text{ cm}^{-3} \times 1,27 \text{ g.cm}^{-3} = 675 \text{ g}$$

ESSAIS N <sup>os</sup>	TERRE HUMIDE g	TERRE SECHE g	EAU %	EAU g	A Z O T E N I T R I Q U E ou C H L O R E *			Traceurs E % ou Cl/N *
					P.p.m. de T. S.	mg dans le sondage	P.p.m. d'eau	
I-7 N	5,96	6,22	4,32	6,20	35,46	33,21	33,99	
I-8 N	9,50	9,28	4,40	10,95	31,36	34,54	30,87	4,70
I-9 N	7,20	7,50	4,26	7,08	24,66	25,18	23,07	1,70
II-9-1-A N	8,21	8,19	2,98	8,72	30,52	32,10	30,34	2,68
I-10 Cl	9,38	9,39	4,37	10,10	29,76*	30,14*	29,06*	
I-11 N	8,37	8,06	8,16	12,48	26,31	24,70	24,25	1,96
I-11 Cl	"	"	"	"	28,11*	26,19*	25,49*	2,62*
II-11-A N	8,20	8,38	4,09	8,32	23,97	22,89	24,28	5,03
II-11-A Cl	"	"	"	"	24,99*	24,07*	25,46*	3,56*

Tableau 8.10 : Coefficients de variation, exprimés en p.100 des distributions n° 7 à 11

## 8.6.- CONCLUSIONS

Dans ce chapitre, nous avons insisté sur le fait que les résultats des analyses de laboratoire, donnés en concentration, doivent être exprimés en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  avant d'être discuté avec l'agriculteur. Cependant, il semble que les prélèvements effectués avec les tarières ne correspondent pas à la profondeur du profil de sol escompté. Une erreur systématique de surestimation est ainsi introduite.

Cette difficulté doit être soulignée pour l'azote minéral dont le gradient de variation évolue rapidement dans le sens vertical. Elle est certainement moins importante pour les autres éléments chimiques et physiques du sol.

De nombreux auteurs (GADET et SOUBIES, 1963 ; CHABANNES et al., 1964 ; COLLIER, 1964 ; CHABANNES et BARBIER, 1967 ; LI-BOIS, 1968 ; DELAS et MOLOT, 1971) indiquent que l'apport d'azote minéral provoque une activité microbienne intense qui se manifeste par une série de surminéralisation (priming-effect) et de réorganisation dont les valeurs peuvent être très importantes: plusieurs centaines de  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ .

Sans vouloir nier ces phénomènes dont nous sommes également persuadés, nous pensons que leurs valeurs sont plus faibles et qu'ils s'étalent tout au long de la saison culturale.

L'utilisation d'une tarière cylindrique de volume bien déterminé permet de pallier ces difficultés : la pesée des carottes de sol devient alors un test de validité. Nous avons défini un coefficient  $\delta$ , homogène à une densité, comme étant "Equivalent en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  d'un p.p.m. de terre sèche".

Nous avons ainsi testé une tarière (HUMAX) dont les résultats nous paraissent tout à fait satisfaisants.

Nous avons rassemblé (tableau 8.10) les coefficients de variation de toutes les variables mesurées dans ces expérimentations n° 7 à 11. Leurs valeurs sont tout à fait comparables à celles discutées dans la première partie (tableau 3.1). Cependant, il faut souligner la très faible variabilité des traceurs

utilisés dont les C.V. sont compris entre 1,7 et 5 %. Ceci est tout à fait satisfaisant et on pourra donc accorder une très bonne confiance aux mesures effectuées dans le sol des excès isotopiques de l'azote.

C H A P I T R E 9



BILAN DES TRANSFERTS DE L'AZOTE MINERAL  
DANS LE SOL  
DURANT LA SAISON CULTURALE  
(BLE ET BETTERAVE SUCRIERE)

9.1. - INTRODUCTION

L'azote minéral est avec l'eau, un facteur prépondérant de la production végétale. La crise énergétique actuelle, les risques de pollution et le souci de la conservation du patrimoine humique incitent à une utilisation plus rationnelle des engrais azotés. Les plans de fumure, tout en assurant des rendements élevés et une qualité technologique satisfaisante, doivent tenir compte obligatoirement de ces impératifs.

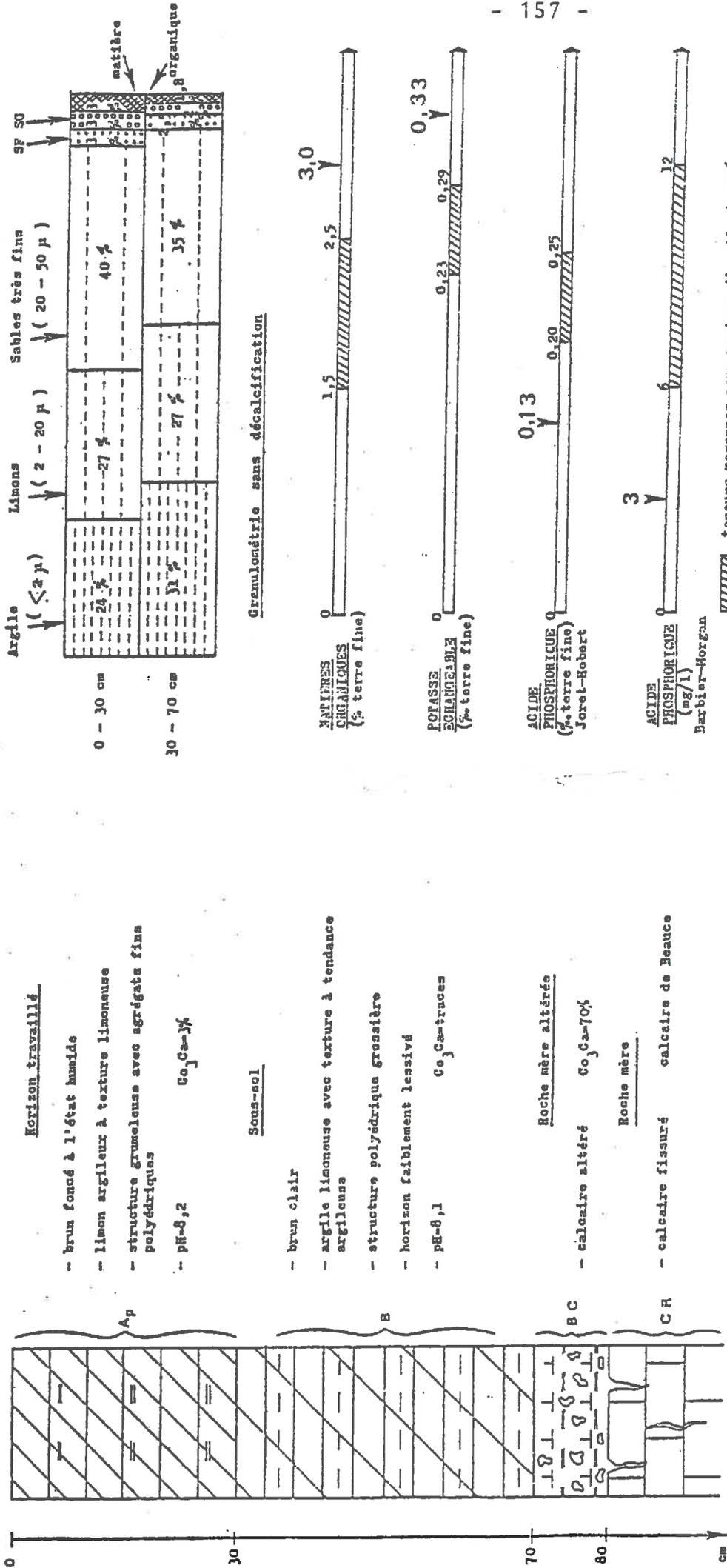
Tous les spécialistes s'accordent à reconnaître qu'il n'est pas facile d'optimiser la fumure azotée. La dose conseillée à l'agriculteur résulte d'un bilan prévisionnel établi en tenant compte de la mesure du reliquat d'azote minéral présent dans le sol à la sortie de l'hiver, mais les autres termes de ce bilan ne peuvent être qu'estimés.

Une meilleure connaissance numérique de chacune des entrées et des sorties de ce bilan permettrait de l'équilibrer avec plus de précision. L'emploi de l'isotope  $^{15}\text{N}$  est susceptible d'apporter des informations supplémentaires sur le devenir de l'azote minéral dans le complexe sol-plante (GUIRAUD, 1984) ; mais il n'est encore que rarement employé dans des conditions agronomiques réelles à cause du prix de revient de l'expérimentation.

L'apport d'engrais azoté minéral marqué par l'isotope 15 permet l'estimation dans la récolte :

- du coefficient réel d'utilisation de N engrais
- de la fraction utilisée de N provenant de la minéralisation de la matière organique.

Nous proposons une méthode pour établir le bilan des En-



Profil pédologique du sol

Teneurs initiales en matières organiques et en éléments minéraux dans l'horizon travaillé.

Figure 9.1. - Caractères agrochimiques du dispositif de Trogny (45).  
(Documentation Générale des Engrais) : k

trées-Sorties de l'azote minéral au cours de la saison culturale.

Nous avons organisé, depuis 1978, de telles expérimentations dans diverses situations pédo-climatiques.

Ce chapitre a pour objet de :

- Rappporter quelques-uns des résultats obtenus, avec le concours de la Générale des Engrais, sur un dispositif installé en Beauce;
- Faire une synthèse des expérimentations effectuées dans de nombreuses régions betteravières avec le soutien de l'Institut Technique de la Betterave.

9.2. - DESCRIPTION DU CHAMP D'ESSAI

Le dispositif décrit est situé à Trogny (45) en Beauce à 15 km au Nord-Ouest d'Orléans, et à 8 km au Sud-Ouest d'Artenay.

Il s'agit d'un essai de longue durée implanté en 1965 par le Groupement de Développement Agricole de Sougy (45) et la Générale des Engrais.

Les terres de Trogny sont représentatives de la Beauce dite de Patay ou "Petite Beauce" qui s'étend sur l'Ouest du département du Loiret. Partant des environs d'Artenay, la "Grande Beauce" considérée comme la plus fertile s'étend jusqu'aux confins de l'Eure-et-Loir et de la Seine-et-Oise (DEPARDON et BURON, 1954).

L'essai de Trogny est implanté sur un sol brun légèrement lessivé caractérisant les limons typiques de la Beauce. Le sol repose en profondeur (70-80 cm) sur un calcaire fissuré. La teneur en matières organiques est élevée (3 p. 100).

Le profil (fig. 9.1) est souvent cité en exemple pour caractériser une terre fertile. Il confère au sol un très bon drainage en profondeur et une bonne aération. La texture facilite la constitution d'agrégats à tendance motteux lors des façons culturales.

Néanmoins, les rendements traduisent en général un déficit annuel en eau pour la végétation de printemps et d'été, d'où l'intérêt de l'irrigation de complément bien conduite pour ces cultures.

Une étude pédologique plus complète appliquée à la betterave à sucre qui détaille la description ci-dessus a été réali-

Finure

N1 = 100  
N2 = 150  
N3 = 200  
P1 = 75  
P2 = 150  
K1 = 150  
K2 = 300

N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K2	NOP1K2	N2P1K2	NOP1K2
N2P2K1	NOP2K1	N1POKO	N1P1K1	N3P2K2	NOP2K2	N2P2K2	NOP2K2
N2P2K1	NOP2K1	N1POKO	N1P1K1	N2P2K2	NOP2K2	N2P2K2	NOP2K2
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1

Année : 1978-79  
Cultures : Betteraves  
Précédent : Blé d'hiver

Placettes <sup>15</sup>N

Finure

N1 = 85  
N2 = 115  
N3 = 145  
P1 = 50  
P2 = 100  
K1 = 50  
K2 = 100

N2P1K1	N2P1K2	N2P1K1	N2P1K2	N2P1K1	N2P1K2	N2P1K1	N2P1K2
N2P2K1	NOP2K1	N1POKO	N1P1K1	N3P2K2	NOP2K2	N2P2K2	NOP2K2
N2P2K1	NOP2K1	N1POKO	N1P1K1	N2P2K2	NOP2K2	N2P2K2	NOP2K2
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1
N1POKO	N1P1K1	N2P1K1	NOP1K1	N2P1K1	NOP1K1	N1POKO	N1P1K1

Année 1979-1980  
Culture : Blé d'hiver  
Précédent: Betteraves

1 Placettes <sup>15</sup>N 1<sup>er</sup> apport (tillage)  
 2 Placettes <sup>15</sup>N 2<sup>ème</sup> apport (montaison)

Tableau 9.2. - Plan du dispositif et des placettes <sup>15</sup>N

sée par NIELS (1978).

Cette région bénéficie d'un climat tempéré légèrement continental. La pluviosité annuelle, de l'ordre de 500 à 750 mm, est assez régulièrement répartie sur les quatre saisons.

Voici les caractéristiques climatiques moyennes établies par la Station météorologique de Bricy située à 8 km au Sud-Ouest de Trogny.

	<u>Printemps</u>	<u>Eté</u>	<u>Automne</u>	<u>Hiver</u>	<u>Année entière</u>
Hauteurs des pluies (mm)	152	169	178	133	632
Températures moyennes	10°2	17°8	11°1	4°	10°75
Insolation (heures)	530	673	365	205	1773

Au cours des 15 années d'expérimentation ont été cultivées : 4 betteraves (1966-1969-1975-1979), 6 maïs (1967-1968-1970-1971-1972-1977) et 5 blés (1973-1974-1976-1978-1980). Les pailles de céréales, les cannes de maïs et les verts de betteraves ont été enfouis comme c'est le cas dans la pratique régionale.

Le dispositif se présente sous la forme d'un rectangle barycentré (6 x 4) réparti en 4 blocs de 6 parcelles chacun. L'essai est établi suivant un schéma statistique du type criss-cross avec 4 répétitions pour chaque traitement (fig. 9.2).

Nous donnons à titre d'exemple les résultats obtenus pendant les deux saisons culturales suivantes :

- 1978-79 : Betterave sucrière
- 1979-80 : Blé d'hiver

L'étude statistique des rendements, des composantes de la récolte, de leur teneur en éléments minéraux, des absorptions et des restitutions, des exportations par le végétal a été réalisée avec plusieurs étudiants (Marie-Hélène GITTON, 1980 ; G. ESCHENBRENNER, 1981 ; C. RHONE, 1981).

Une expérimentation <sup>15</sup>N est surajoutée à ce dispositif : nous avons ouvert des petites placettes de 8 ou 9 m<sup>2</sup> sur lesquelles l'apport d'azote minéral est fait avec un engrais marqué à l'azote 15 (fig. 9.2).

Les principaux résultats obtenus avec l'emploi de l'iso-

tope 15 de l'azote sont exposés dans les paragraphes suivants. Nous rappelons, auparavant, les définitions suivantes :

$$\text{Excès isotopique } E\% = \frac{^{15}\text{N}}{^{15}\text{N} + ^{14}\text{N}} \times 100 - 0,366$$

$$\text{Taux d'engrais } e\% = \frac{N_{\text{engrais}}}{N_{\text{engrais}} + N_{\text{naturel}}} \times 100$$

Le calcul du coefficient d'utilisation par la récolte de l'azote minéral apporté peut être abordé de deux manières différentes : On définit le coefficient apparent d'utilisation (C.A.U. %) et le coefficient réel d'utilisation (C.R.U. %).

Coefficient apparent d'utilisation :

$$\text{C.A.U. } \% = \frac{S_e - S_0}{A} \times 100$$

$S_0$  : Azote mobilisé par la récolte sur une parcelle sans engrais  $N = 0$ .

$S_e$  : Azote mobilisé par la récolte sur une parcelle avec engrais  $N = A$ .

$A$  : Engrais minéral  $N$  apporté.

Coefficient réel d'utilisation

$$\text{C.R.U. } \% = \frac{S_e \times e\%}{A}$$

### 9.3.- RESULTATS DE LA BETTERAVE SUCRIERE 1979

#### 9.3.1. Protocole

La betterave sucrière vient après un blé d'hiver, pailles enfouies sans apport d'azote à l'automne.

Le dispositif comprend 7 traitements NPK avec 4 répétitions (tableau 9.2). Pour cette culture, chacune des 28 parcelles est subdivisée dans le sens horizontal en 2 sous-parcelles, l'une recevant la fertilisation azotée, l'autre pas. Ce protocole peu classique permet l'estimation du coefficient apparent d'u-

tilisation de N engrais pour chacune des parcelles.

En outre, 4 placettes de 8 m<sup>2</sup> ont reçu un engrais azoté marqué à l'azote 15 pour mesurer les coefficients réels d'utilisation. Les doses d'engrais N apporté et les excès isotopiques E<sub>0</sub>% des solutions d'épandage sont précisés dans le tableau ci-dessous.

	NOP2K2	N1P1K1	N2P2K2	N3P2K2
Doses kg.ha <sup>-1</sup>	4,7	95,7	144,2	192,7
E <sub>0</sub> %	9,98	0,500	0,518	0,505

Dans chacune des 56 parcelles, deux estimations du rendement des racines sont effectuées par prélèvement sur 10 m<sup>2</sup>. Après décolletage, les verts sont également pesés. Le même protocole est adopté pour les placettes <sup>15</sup>N.

Après la récolte, les échantillons de végétaux sont mis à sécher sous infra-rouge. Tous les dosages de N, P et K sont faits à l'autoanalyseur Technicon par le laboratoire de recherches d'applications agronomiques de Rhône-Poulenc à Antony (92) et au Centre de Grignon de l'I.N.A.P.G.

En ce qui concerne les échantillons marqués à l'azote 15, les dosages de l'azote organique par la méthode KJELDAHL sont effectués à l'I.N.A.P.G. de Grignon. Les déterminations isotopiques sont réalisées au laboratoire de Radio-agronomie du C.E.N. de Cadarache par spectrométrie de masse (GUIRAUD, 1984).

La mesure des excès isotopiques E% est effectuée dans chaque partie du végétal (racines, collets, verts). Connaissant le taux de marquage de la solution d'épandage, on calcule le taux d'engrais e% (N.d.f.f., nitrogen derived from fertilizer).

$$e\% = \frac{E\%}{E_0\%} \times 100$$

TRAITEMENTS	ABSORPTIONS PAR LA RECOLTE				N apporté	C.A.U. %
	Racines (avec N)	Verts (sans N)	Racines (sans N)	Verts (sans N)		
N1P0K0	87,2	123,5	53,0	92,3	100	65,4
N1P1K1	108,0	139,2	60,0	81,5	100	105,7
N2P1K1	136,4	197,1	61,1	86,4	150	124,0
N2P2K1	118,5	198,6	63,7	88,6	150	109,9
N2P1K2	150,2	183,6	69,1	90,4	150	116,2
N2P2K2	159,3	175,9	69,0	96,7	150	113,0
N3P2K2	172,2	202,2	66,4	89,8	200	109,1

Fumure phospho-potassique : P1 = 75 K1 = 150  
 (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> et K<sub>2</sub>O en kg.ha<sup>-1</sup>) P2 = 150 K2 = 300

Tableau 9.3 : Détermination des Coefficients apparents d'utilisation (Betterave sucrière, Trogny (45), 1979)

TRAITEMENTS	APPORTS ENGRAIS A	ABSORPTIONS PAR LA RECOLTE		COEFF. APPARENTS D'UTILISATION $\frac{Se - So}{A}$
		Se (avec N)	So (sans N)	
N1P0K0	150	180,3	131,2	32,7
N1P1K1	150	211,0	123,0	58,7
N2P1K1	190	292,8	140,4	80,2
N2P2K2	190	277,8	144,8	70,0
N3P2K2	230	308,9	155,3	66,8

Tableau 9.4 : Détermination des Coefficients apparents d'utilisation

(Betterave sucrière, Trogny (45), 1975)  
 (d'après CHABANNES et al., 1979)

### 9.3.2. - Coefficients apparents d'utilisation

Les C.A.U. de N engrais apporté sont déterminés sous l'hypothèse classique : la quantité de N naturel utilisée par la récolte est la même que le sol reçoit ou non de l'engrais azoté.

Leurs valeurs pour chacun des 7 traitements sont données au tableau 9.3. Elles sont toutes supérieures à 100 %, sauf pour le traitement N1POK0. Cette observation exceptionnelle est à relier avec l'absorption considérable de N par cette culture irriguée : elle dépasse très largement 300 unités dans la plupart des traitements : 330 pour N2, 375 pour N3. Le prélèvement moyen en azote d'une récolte de betteraves se situe généralement entre 200 et 230 kg.ha<sup>-1</sup> et le C.A.U. entre 50 et 70 % (C.R. des travaux de l'I.T.B., 1978).

Nous donnons à titre de comparaison (tableau 9.4) les coefficients apparents estimés sur ce dispositif pour la betterave sucrière 1975 (CHABANNES et al., 1979).

Le fait que les C.A.U. obtenus sur la betterave sucrière 1979 dépassent 100 % montre bien que l'hypothèse classique de calcul n'est pas justifiée.

### 9.3.3. - Coefficients réels d'utilisation

Le calcul des C.R.U. pour chacune des 4 placettes <sup>15</sup>N est explicité dans le tableau 9.5. Il est effectué à partir des données numériques mesurées sur les placettes elles-mêmes.

Les coefficients d'utilisation ainsi définis rendent plus parfaitement compte de la réalité que les coefficients apparents, puisqu'ils sont calculés sans avoir à tenir compte du prélèvement azoté dans les parcelles N = Q.

La lecture des tableaux 9.3 et 9.5 souligne leurs différences profondes : les C.R.U. sont dans tous les cas inférieurs aux C.A.U. Ils sont de l'ordre de 40 à 80 %. Ces valeurs sont supérieures à celles indiquées par d'autres auteurs (HAUNOLD, 1978).

### 9.3.4. - Bilans azotés réels

La détermination de <sup>15</sup>N dans le végétal permet d'établir

Rendements t.ha <sup>-1</sup>	M.S %	N %	N kg.ha <sup>-1</sup>	E %	<sup>15</sup> N kg.ha <sup>-1</sup>	e %	N engrais kg.ha <sup>-1</sup>	C.R.U. %
NOP2K2								
Racines	21,7	7,01	71,28	0,134	0,096	1,34	0,96	20,5
Verts	17,4	19,49	103,00	0,087	0,090	0,87	0,90	19,2
Total			174,27		0,186		1,86	39,7
NIP1K1								
Racines	20,7	8,00	94,97	0,161	0,153	32,2	30,6	32,0
Verts	13,8	22,03	103,30	0,138	0,143	27,6	28,4	29,7
Total			198,27		0,296		59,0	61,7
N2P2K2								
Racines	22,6	10,52	161,31	0,193	0,311	37,2	60,1	41,6
Verts	13,3	22,85	169,00	0,169	0,286	32,6	55,2	38,3
Total			330,31		0,597		115,3	79,9
N3P2K2								
Racines	21,9	10,82	154,09	0,258	0,398	51,1	78,7	40,9
Verts	14,6	20,98	156,28	0,238	0,372	47,1	73,6	38,2
Total			310,37		0,770		152,3	79,1

Tableau 9.5 Détermination des coefficients réels d'utilisation  
(Betterave sucrière, Trogny (45), 1979)

le bilan des transferts de l'azote minéral au cours de la saison culturale.

Il n'est pas tenu compte ici des reliquats présents dans le sol aux jours de l'épandage et de la récolte car ils sont sensiblement du même ordre de grandeur (35 kg.ha<sup>-1</sup> environ).

Les bilans sont établis (tableau 9.6) pour les 4 traitements <sup>15</sup>N de la manière suivante (LINDEMANN, 1981) :

Dans la colonne des Sorties, on inscrit les prélèvements de N par la récolte. Ils sont ventilés en fonction de la partie du végétal considérée (racines, verts) et de leur provenance (N engrais, N naturel). N minéralisé utilisé ainsi calculé est porté en Entrées : c'est la minéralisation nette.

N engrais non utilisé est la différence entre N apporté et N utilisé.

N naturel non utilisé est calculé comme suit :

$$\frac{\text{N naturel utilisé} \cdot \text{N engrais non utilisé}}{\text{N engrais utilisé}}$$

Cette formule explicite l'hypothèse du même devenir de N naturel et N engrais. Pour équilibrer le bilan, il faut alors porter en Entrées la même quantité.

La somme de N minéralisé utilisé et non utilisé est la minéralisation brute.

A la lecture de ces bilans, nous donnons simplement les commentaires suivants :

- la minéralisation brute peut atteindre des valeurs considérables puisqu'elle varie de 200 kg.ha<sup>-1</sup> (N3P2K2) à 435 (NOP2K2).

- l'azote minéral non utilisé a été probablement réorganisé pour sa plus grande part. En effet, les mesures de N minéral présent dans le sol durant la végétation ont montré que N-engrais n'a pratiquement pas migré au-dessous de 60 cm de profondeur. De plus, les taux de l'azote organique de ce champ d'essai se sont maintenus d'une manière satisfaisante depuis 15 ans.

NIPKI

ENTREES		SORTIES	
N engrais	95,70	<u>Exportations Racines</u> 94,97	
N minéralisé		30,62 N engrais	
- utilisé	138,93	64,35 N naturel	
- non utilisé	85,11		
		<u>Exportations Verts</u> 103,50	
		28,72 N engrais	
		74,58 N naturel	
		<u>N non utilisé</u>	
		36,36 N engrais	
		85,11 N naturel	
	319,74		319,74

N3P2K2

ENTREES		SORTIES	
N engrais	192,70	<u>Exportations Racines</u> 154,09	
N minéralisé		78,81 N engrais	
- utilisé	157,89	75,28 N naturel	
- non utilisé	41,64		
		<u>Exportations Verts</u> 156,28	
		73,67 N engrais	
		82,61 N naturel	
		<u>N non utilisé</u>	
		40,22 N engrais	
		41,64 N naturel	
	392,23		392,23

N0P2K2

ENTREES		SORTIES	
N engrais	4,70	<u>Exportations Racines</u> 71,28	
N minéralisé		0,96 N engrais	
- utilisé	172,41	70,32 N naturel	
- non utilisé	262,32		
		<u>Exportations Verts</u> 102,99	
		0,90 N engrais	
		102,09 N naturel	
		<u>N non utilisé</u>	
		2,84 N engrais	
		262,32 N naturel	
	439,43		439,43

N2P2K2

ENTREES		SORTIES	
N engrais	144,20	<u>Exportations Racines</u> 161,31	
N minéralisé		60,01 N engrais	
- utilisé	215,09	101,30 N naturel	
- non utilisé	54,08		
		<u>Exportations Verts</u> 169,00	
		55,21 N engrais	
		113,79 N naturel	
		<u>N non utilisé</u>	
		28,97 N engrais	
		54,08 N naturel	
	415,37		415,37

Tableau 9.6 : Bilan des transferts de l'azote minéral au cours de la saison culturale (N est exprimé en kg.ha-1)

- la somme des transferts Entrées et Sorties de l'azote minéral pour les 3 traitements  $^{15}\text{NP2K2}$  est du même ordre de grandeur :  $410 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Cette valeur est supérieure à celle de la placette  $^{15}\text{NP1K1}$  :  $320 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Ceci témoigne de l'action d'une bonne fumure phospho-potassique sur la minéralisation de la matière organique des sols. La même observation (CHABANNES et al., 1979) a été faite sur ce dispositif, en 1975, sur une culture de betteraves sucrières.

#### 9.4. - RESULTATS DU BLE D'HIVER 1979-1980

##### 9.4.1. - Protocole

L'expérimentation  $^{15}\text{N}$  devient plus délicate sur blé du fait de l'apport fractionné des engrais azotés. Il devient en effet obligatoire d'ouvrir des placettes à chaque apport.

Lors du premier apport (26 février 1980), 3 placettes de  $9 \text{ m}^2$  ont été installées : une - sur  $\text{NOP2K2}$  et deux - sur  $\text{N2P2K2}$  (tableau 9.2).

Au deuxième apport (9 avril 1980), 2 autres placettes ont été ouvertes en  $\text{NOP2K2}$  et  $\text{N2P2K2}$ . Ce protocole a pour but de mesurer le coefficient réel d'utilisation de chacun des 2 apports.

Le tableau ci-dessous précise les doses d'engrais N et les excès isotopiques des solutions d'épandage :

	1° apport		2° apport	
	$\text{NOP2K2}$	$\text{N2P2K2}$	$\text{NOP2K2}$	$\text{N2P2K2}$
Doses $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$	2,4	52,7	3,26	61,3
E. %	10,073	0,460	10,073	0,533

En outre, sur les placettes  $^{15}\text{N}$  de la saison 1979 les verts de betteraves marqués ont été soigneusement enfouis de façon à suivre sur la culture de blé, l'arrière effet de la fumure précédente.

A la récolte, 8 prélèvements de blé sont effectués sur

	EXPORTATIONS			S <sub>0</sub>	Apport engrais (A)	Engrais utilisés par les plantes S <sub>e</sub> - S <sub>q</sub>	C.A.U. % S <sub>e</sub> - S <sub>q</sub> A
	Grains	Pailles + Balles	Plante entière				
N0P2K2	42,28	13,88	56,16	56,16			
N1P0K0	84,35	28,81	113,16	56,16	85	56,99	67,05
N1P1K1	87,60	31,16	118,76	56,16	85	62,60	73,64
N2P1K1	97,05	39,41	136,46	56,16	115	80,29	69,82
N2P2K1	99,60	37,72	137,32	56,16	115	81,15	70,57
N2P1K2	97,05	34,09	131,14	56,16	115	74,97	65,19
N2P2K2	100,32	36,03	136,35	56,16	115	80,18	69,72
N3P2K2	103,75	38,90	142,65	56,16	145	86,48	59,64

Tableau 9.7 Détermination des coefficients apparents d'utilisation  
(Blé d'hiver, Trogny (45), 1980)

0,25 m<sup>2</sup> et mis séparément en bottes, pour chaque parcelle.

Il a été mesuré par botte : le nombre d'épis, les poids des grains (à 15 %), des pailles et des balles (à 0 % d'humidité).

Le même protocole d'échantillonnage et d'estimation est adopté pour toutes les placettes <sup>15</sup>N.

Toutes les analyses chimiques et isotopiques ont été effectuées ainsi qu'il a déjà été décrit pour la betterave.

#### 9.4.2.- Coefficients apparents d'utilisation

Le dispositif statistique (tableau 9.2) envisage seulement pour la dose NO le traitement P2K2. Le coefficient apparent d'utilisation ne peut donc être licitement calculé que pour les traitements N2P2K2 et N3P2K2 : résultats soulignés dans le tableau 9.7. On remarque que le C.A.U. du traitement N3P2K2 est nettement inférieur à celui de N2P2K2 (60 % contre 70 %). Nous avons également estimé les C.A.U. des autres traitements ; ils sont compris entre 65 % et 74 %.

#### 9.4.3.- Coefficients réels d'utilisation

Le calcul des C.R.U. du premier apport et du deuxième apport sont explicités dans les tableaux 9.8 et 9.9.

A la lecture de ces tableaux, on peut faire les remarques suivantes :

- Les résultats obtenus sur les deux répétitions N2P2K2 du premier apport sont parfaitement similaires. Nous devons à ce propos signaler que sur l'une de ces placettes, azote 15 et azote non marqué ont été apportés sous la forme de nitrate de calcium par nous-même ; par contre, sur l'autre, l'azote 15 a été apporté seul, le reste de la dose étant épandu normalement par l'agriculteur sous la forme d'ammonitrate.

Cette observation confirme la quasi-identité du devenir, sur ce type de sol, des nitrates et des ammonitrates. De plus, le protocole d'incorporation à l'engrais azoté de l'isotope <sup>15</sup>N peut être simplifié.

Rendements Qx.ha <sup>-1</sup>	N q. mille	N kg.ha <sup>-1</sup>	E %	e %	N engrais kg.ha <sup>-1</sup>	C.R.U. %
<u>1<sup>er</sup> apport</u>						
NOP2K2						
Grains 15,38	19,87	30,56	0,191	1,891	0,578	24,02
Pailles 20,90	5,08	10,62	0,151	1,499	0,159	6,61
Balles 4,30	7,83	3,37	0,112	1,147	0,039	1,62
Total		<u>44,55</u>			<u>0,776</u>	<u>32,25</u>
N2P2K2						
Grains 45,52	19,84	90,31	0,094	20,33	18,36	34,84
Pailles 61,20	5,35	32,74	0,093	20,11	6,58	12,50
Balles 10,10	8,91	9,00	0,091	19,20	1,77	3,37
Total		<u>132,05</u>			<u>26,71</u>	<u>50,71</u>
N2P2K2						
Grains 49,77	19,68	97,95	0,086	18,59	18,21	34,56
Pailles 67,00	4,84	32,43	0,092	20,00	6,49	12,31
Balles 11,40	6,85	7,81	0,086	18,59	1,45	2,75
Total		<u>138,19</u>			<u>26,15</u>	<u>49,62</u>

DETERMINATION DES COEFFICIENTS REELS D'UTILISATION (C.R.U. %)

DU PREMIER APPORT

Tableau 9.8

(Blé d'hiver, Trogny (45), 1980)

Rendements Qx. ha <sup>-1</sup>	N p. mille	N kg. ha <sup>-1</sup>	E %	e %	N engrais Kg. ha <sup>-1</sup>	C.R.U. %
<u>2<sup>ème</sup> apport</u>						
.NOP2K2						
Grains 29,81	18,55	55,30	0,243	2,407	1,331	40,80
Pailles 37,30	3,62	13,50	0,267	2,606	0,352	10,79
Balles 7,00	7,46	5,22	0,303	3,003	0,157	4,81
Total		74,02			1,840	56,40
N2P2K2						
Grains 51,31	19,28	98,93	0,156	29,30	28,80	47,01
Pailles 65,40	4,20	27,47	0,149	27,98	7,69	12,55
Balles 12,60	7,75	9,76	0,159	29,76	2,91	4,74
Total		136,16			39,40	64,30

DETERMINATION DES COEFFICIENTS REELS D'UTILISATION (C.R.U. %)

DU DEUXIEME APPORT

Tableau 9.9

(Blé d'hiver, Trogny (45), 1980)

Rendements Qx. ha <sup>-1</sup>	N p. mille	N kg. ha <sup>-1</sup>	E %	e %	N engrais kg. ha <sup>-1</sup>	C.R.U. %
<b>N1P1K1</b>						
Grains 46,97	18,85	88,54	0,015	2,90	2,57	2,68
Pailles 70,30	4,79	33,67	0,012	2,20	0,81	0,84
Balles 9,60	7,52	7,22	0,013	2,60	0,19	0,20
Total		129,43			3,57	3,72
<b>N2P2K2 (ex N0)</b>						
Grains 54,65	19,90	108,73	0,019	0,185	0,20	4,30
Pailles 74,00	5,00	37,00	0,015	0,150	0,06	1,19
Balles 12,00	6,97	8,36	0,016	0,160	0,01	0,29
Total		154,09			0,27	5,78
<b>N2P2K2 (ex N2)</b>						
Grains 53,94	20,33	109,66	0,019	3,67	4,02	2,79
Pailles 76,60	5,06	38,76	0,016	3,09	1,20	0,83
Balles 11,80	6,96	8,21	0,016	2,99	0,25	0,17
Total		156,63			5,47	3,79
<b>N3P2K2</b>						
Grains 49,26	18,78	92,51	0,028	5,55	5,13	2,66
Pailles 63,00	4,64	29,23	0,022	4,36	1,27	0,66
Balles 10,30	8,14	8,38	0,027	5,35	0,45	0,23
Total		130,12			6,85	3,56

DETERMINATION DES COEFFICIENTS REELS D'UTILISATION (C.R.U. %)

DE L'ARRIERE-EFFET DES ENGRAIS AZOTÉS (Betterave-79)

- Les C.R.U. du premier apport, de l'ordre de 50 % pour N2P2K2 et 32,3 % pour NOP2K2 sont inférieurs à ceux du deuxième apport (64,3 % pour N2P2K2 et 56,4 % pour NOP2K2). Cette utilisation supplémentaire (+ 14 %) profite principalement au grain (47 % contre 34,7 %). Ceci souligne à nouveau l'efficacité du deuxième apport.

- Pour comparer ces résultats avec les coefficients apparents, il est d'abord nécessaire de calculer le C.R.U. moyen sur l'ensemble de la saison :

N2P2K2 : C.R.U. = 57,24 %

NOP2K2 : C.R.U. = 46,15 %

Nous faisons la même remarque que pour la betterave : les coefficients apparents sont toujours plus élevés que les coefficients réels.

Comme pour la betterave, nous trouvons un coefficient réel moyen supérieur à ceux indiqués par d'autres auteurs (REMY et VIAUX, 1980).

#### 9.4.4. - Arrière effet

Les résultats relatifs à l'arrière effet de la betterave sont calculés dans le tableau 9.10. On remarque pour les 3 doses N1, N2 et N3 une similitude des coefficients d'utilisation réels (3,7 %).

Ces coefficients viennent s'additionner à ceux calculés sur la betterave 1979. Par exemple, le coefficient réel d'utilisation du traitement N2P2K2 atteint 84 %.

#### 9.4.5. - Bilans réels azotés

Les deux bilans NOP2K2 et N2P2K2 (tableau 9.11) ont été dressés de la même façon que pour la betterave. Nous avons séparé dans les exportations, l'utilisation de chacun des deux apports d'engrais.

L'étude que nous avons faite des arrière-effets permet d'estimer l'utilisation des engrais azotés apportés l'année précédente. Par exemple, pour la dose N2P2K2, sur les 68,7 unités

BILAN AZOTE NOP2K2

BILAN AZOTE N2P2K2

ENTREES	SORTIES
N engrais 1 <sup>er</sup> apport 2,41	<u>Exportations Grains</u> 42,93
N engrais 2 <sup>ème</sup> apport 3,26	0,81 N engrais 1 <sup>er</sup> apport
<u>N minéralisé</u>	1,03 N engrais 2 <sup>ème</sup> apport
utilisé 56,77	41,08 N naturel
non utilisé 71,01	<u>Exportations Pailles</u> 12,06
	0,18 N engrais 1 <sup>er</sup> apport
	0,31 N engrais 2 <sup>ème</sup> apport
	11,57 N naturel
	<u>Exportations Balles</u> 4,30
	0,05 N engrais 1 <sup>er</sup> apport
	0,13 N engrais 2 <sup>ème</sup> apport
	4,12 N naturel
	<u>N non utilisé</u>
	1,36 N engrais 1 <sup>er</sup> apport
	1,79 N engrais 2 <sup>ème</sup> apport
	71,01 N naturel
<u>133,45</u>	<u>133,45</u>

ENTREES	SORTIES
N engrais 1 <sup>er</sup> apport 52,68	<u>Exportations Grains</u> 96,21
N engrais 2 <sup>ème</sup> apport 61,26	18,72 N engrais 1 <sup>er</sup> apport
<u>N minéralisé</u>	28,19 N engrais 2 <sup>ème</sup> apport
utilisé 68,73	49,31 N naturel
non utilisé 50,38	<u>Exportations Pailles</u> 30,03
	6,02 N engrais 1 <sup>er</sup> apport
	8,40 N engrais 2 <sup>ème</sup> apport
	15,60 N naturel
	<u>Exportations Balles</u> 9,09
	1,72 N engrais 1 <sup>er</sup> apport
	2,70 N engrais 2 <sup>ème</sup> apport
	3,82 N naturel
	<u>N non utilisé</u>
	26,23 N engrais 1 <sup>er</sup> apport
	21,97 N engrais 2 <sup>ème</sup> apport
	50,38 N naturel
<u>233,05</u>	<u>233,05</u>

Tableau 9.11 : Bilan des transferts de l'azote minéral au cours de la saison culturale (N est exprimé en kg.ha<sup>-1</sup>)  
(Blé d'hiver, Trogny (45), 1980)

utilisées, 5,5 proviennent de l'engrais précédent. Dans le cadre du protocole adopté, il n'est pas possible d'en distinguer l'origine : minéralisation des verts ou azote immobilisé. Nous ferons l'hypothèse qu'il s'agit essentiellement des verts enfouis. Dans le tableau 9.5, cette restitution est estimée à 169 kg dont on peut calculer que 16,7 kg soit 10 % environ ont été réutilisés par le blé. Il est important de remarquer que cela représente environ le quart de la minéralisation nette et 12,5 % de l'absorption totale par la récolte de blé.

#### 9.4.6. - Remarques méthodologiques

Pour des raisons financières évidentes, il ne nous a été que rarement possible d'effectuer des répétitions lorsque l'isotope  $^{15}\text{N}$  est utilisé. Cela a pourtant été fait une fois (1er apport sur blé, traitement N2P2K2) avec une bonne reproductibilité des résultats (tableau 9.8).

Les données numériques qui sont discutées dans ce chapitre sont celles qui ont été effectivement "mesurées" sur les placettes elles-mêmes. Nous avons donc eu le souci de comparer les résultats obtenus sur les placettes avec ceux, (tableau 9.12)

- d'une part, de la parcelle contenant la placette,
- d'autre part, de la moyenne du traitement.

Le tableau 9.13 compare les teneurs en azote analysées par Kjeldahl dans les placettes et par Technicon dans les parcelles.

On constate une convergence très satisfaisante de la comparaison de ces mesures.

#### 9.5. - RESULTATS DES CAMPAGNES SUIVANTES (1980-1985)

Nous avons largement développé dans les paragraphes précédents les deux cultures de betterave sucrière 1979 et du blé (1979-80) avec le souci de décrire le protocole mis en place pour l'utilisation en plein champ de l'isotope  $^{15}\text{N}$ . Ces expérimentations menées sur ce même dispositif de TROGNY (45) se sont poursuivies en collaboration avec la Générale des Engrais et le

N	grain (qx.ha <sup>-1</sup> )		paille (t.ha <sup>-1</sup> )		balle (t.ha <sup>-1</sup> )	
	Placette	Parcelle	Placette	Parcelle	Placette	Parcelle
N <sub>0</sub>	35,07	31,96	3,73	3,72	0,70	0,64
	<u>18,09</u>	<u>24,43</u>	<u>2,09</u>	<u>2,51</u>	<u>0,43</u>	<u>0,48</u>
	26,58	28,19	2,91	3,11	0,56	0,56
N <sub>1</sub>	55,26	55,17	7,03	5,98	0,96	1,06
N <sub>2</sub>	60,37	63,40	6,54	8,06	1,26	1,35
	58,55	52,35	6,70	5,35	1,14	1,05
	53,55	61,77	6,12		1,01	1,31
	63,46	53,44	7,66	6,66	1,18	0,97
	<u>64,30</u>	<u>53,44</u>	<u>7,40</u>	<u>5,83</u>	<u>1,20</u>	<u>0,97</u>
	60,46	57,74	6,88	6,47	1,16	1,17
N <sub>3</sub>	55,95	48,55	6,30	4,93	1,03	0,97
		58,34		6,27		1,17

Tableau 9.12

Comparaison des rendements placette <sup>15</sup>N, parcelle, traitement.  
(Blé d'hiver, Trogny (45), 1980)

	grain		paille		balle	
	Placette	Parcelle	Placette	Parcelle	Placette	Parcelle
N <sub>0</sub>	1,86	1,025	0,36	0,44	0,75	
	<u>1,92</u>	<u>2,090</u>	<u>0,51</u>	<u>0,43</u>	<u>0,78</u>	0,60
	1,89	2,007	0,43	0,43	0,76	
N <sub>1</sub>	1,89	1,81	0,48	0,41	0,75	0,65
N <sub>2</sub>	1,93	2,09	0,42	0,46	0,78	
	1,97	1,88	0,48	0,41	0,69	
	1,98	1,96	0,54	0,41	0,89	
	2,03	2,06	0,51	0,45	0,70	
	<u>1,99</u>	<u>2,06</u>	<u>0,50</u>	<u>0,45</u>	<u>0,70</u>	
	1,98	1,997	0,43	0,43	0,75	0,69
N <sub>3</sub>	1,88	1,99	0,46	0,42	0,814	0,715

Tableau 9.13

Comparaison des taux d'azote N% dans la matière sèche.

(Blé d'hiver, Trogny (45), 1980)

C.E.N. de Cadarache. Les résultats obtenus sur les cultures successives sont exposés dans plusieurs mémoires dont nous ferons simplement mention.

1981, maïs grain (RONCIN, 1982)

1981-82, blé tendre d'hiver (NOIRAULT, 1983)

1982-83, colza d'hiver (ALLIRAND, 1984)

1983-84, blé tendre d'hiver (RENARD, 1985)

1985, maïs grain (rapport en cours de rédaction).

En plus des études de végétaux, de nombreux prélèvements de sol ont été effectués en vue de suivre la dynamique de l'azote minéral dans le sol. Un exemple en sera donné au chapitre 12.

## 9.6. - AZOTE MINERAL ET BETTERAVES SUCRIERES

### 9.6.1. - Présentation des essais

Depuis 1978, nous avons également entrepris avec l'Institut Technique de la betterave des études de plein champ, dans des conditions agronomiques réelles et dans diverses situations pédoclimatiques. Les résultats détaillés de ces expérimentations sont publiés chaque année dans les comptes rendus des travaux de l'I.T.B. (1979, 1980, 1981, 1982, 1983, 1984, 1985) et dans d'autres publications (LINDEMANN, 1979, 1981 ; LINDEMANN et al., 1981, 1983 ; LOROT et al., 1982 ; GUIRAUD, 1984 ; GUIRAUD et al., 1986) ; voir également le Betteravier Français n° 394, 415, 432 et 451). Nous présentons une brève synthèse de ces résultats.

### 9.6.2.-Bilan moyen des transferts de l'azote dans les essais de 1978 à 1982

Dans le tableau 9.14, nous donnons les résultats obtenus concernant les coefficients d'utilisation réels, calculés avec  $^{15}\text{N}$ , et apparents, calculés avec témoin sans azote. Nous précisons aussi la quantité d'azote minéral fournie par la matière organique du sol et utilisée par la betterave.

Les valeurs moyennes sont indiquées au bas du tableau, elles correspondent à des récoltes dont les rendements ont été satisfaisants : 62,9 tonnes. Le besoin moyen d'azote a été de

ESSAIS	Dose N	Racines t/ha	N absorbé	C.R.U. %	C.A.U. %	N fourni par l'en- grais	N fourni par le sol
ARNY (SetM) 1978	173,0	65,7	279,0	64,5	82,1	111,6	167,4
AMERON (SetM) 1979	180,0	57,4	228,4	60,8	68,4	109,4	119,0
ANGY (Loiret)	95,7	57,4	198,3	61,7	27,0	59,0	139,3
9	144,2	67,9	330,3	79,9	109,7	115,2	215,2
	192,7	65,0	310,4	79,1	71,5	152,4	158,0
ARNY (Eure et Loir)	82,0	57,2	186,6	56,8	86,7	46,6	140,0
0	127,3	58,6	206,3	52,2	71,5	66,5	139,8
	165,1	56,7	238,2	59,3	74,4	97,9	140,3
BOUSSY-LE-GRAND (Aisne) 1980	118,4	54,3	202,5	52,4	69,1	62,0	140,5
CHARENTON CEL (Aisne) 1980	118,7	57,3	201,0	66,0	91,0	78,3	122,7
CHSAINVILLIERS (Loiret) 1980	119,5	60,8	214,1	68,7	78,8	82,1	132,0
CHENAY LA RIVIERE (Loiret) 1980	127,6	62,8	193,1	73,8	85,5	94,2	98,9
CHMARTIN DE BOSENAY (Aube) 1981	101,0	46,8	228,2	65,8	51,8	66,5	161,7
re blanche	151,0	50,4	296,6	72,5	79,9	109,5	187,1
	201,0	55,9	326,6	66,8	75,0	134,3	192,3
re rouge	151,0	62,9	206,6	53,2	60,3	80,3	126,3
	201,0	71,3	221,0	63,4	52,4	127,4	93,6
CHT LE BAS (Aube d'Or) 1981	121,0	75,2	285,1	65,8	77,8	79,6	205,5
CHREZEL 1982 (Aisne-et-Marne)	61,0	75,1	165,9	55,6	7,0	33,9	132,0
	122,2	77,1	244,0	62,3	67,5	76,1	167,9
	183,0	89,6	308,5	69,5	80,3	127,2	181,3
CHRY 1982 (Eure et Loir)	142,4	60,4	351,4	75,9	88,6	108,1	243,3
	193,2	60,8	371,5	73,2	75,6	141,4	230,1
CHENNE	142,3	62,9	251,9	66,0	78,8	93,9	158,0

ESSAIS	Dose N	Racines t/ha	N absorbé	C.R.U. %	N fourni par l'en- grais	N fourni par le sol
CHARNY (SetM) 1978	0	53,1	137,0			137,0
SAMMERON (SetM) 1979	0	47,7	105,3			105,3
SOUGY (Loiret) 1979	4,70	46,9	174,3	39,7	1,87	172,4
TOURY (Eure et Loir) 1980	4,60	44,5	118,3	58,9	2,71	115,6
BROUSSY-LE-GRAND (Marne) 1980	0	47,2	121,0			121,0
BARENTON CEL (Aisne) 1980	0	35,6	92,7			92,7
MARSAINVILLIERS (Loiret) 1980	0	53,8	119,6			119,6
AULNAY LA RIVIERE (Loiret) 1980	0	41,9	83,7			83,7
ST MARTIN DE BOSENAY (Aube) 1981 Terre blanche	0,95	48,2	176,3	45,9	0,44	175,9
Terre rouge	0,95	46,7	115,8	25,1	0,24	115,6
TART LE BAS (Côte d'Or) 1981	0,95	63,0	191,2	24,7	0,23	191,0
ANDREZEL 1982 (Seine-et-Marne)	0,97	68,0	162,1	49,8	0,48	161,6
TOURY 1982 (Eure et Loir)	2,38	59,1	227,0	60,4	1,44	225,6
MOYENNE	2,21	50,4	140,3	47,9	1,06	139,8

TABLEAU 9.15 RESULTATS DES ESSAIS EFFECTUES DE 1978 à 1982 SUR LES TEMOINS SANS AZOTE

251,9 kg de N par hectare.

En tenant compte du coefficient réel d'utilisation (66,0 %), on peut établir à la récolte un bilan moyen des transferts réels de l'azote dans le système sol-plante.

La première égalité indique les quantités utilisées par la plante et est conforme au bilan prévisionnel habituellement utilisé pour le conseil de fumure.

N utilisé par la plante	=	{	158,0 N du sol
251,9			+ 93,9 N de l'engrais

La dose conseillée serait majorée de 30 à 40 unités pour tenir compte des fuites par lessivage et dénitrification ainsi que du reliquat à la récolte.

N à fournir à la plante	=	{	$\frac{158,0}{66,0} \times 100 = 239,4$ N
$\frac{251,9}{66,0} \times 100 = 381,7$			du sol
			+ $\frac{93,9}{66,0} \times 100 = 142,3$ N
			de l'engrais

Cette seconde égalité a l'avantage de faire apparaître les quantités réelles d'azote qui sont mises en oeuvre et de ne pas minimiser la quantité d'engrais à apporter.

Pour chacun de ces essais, les résultats des témoins sans azote sont donnés au tableau 9.15. En outre, sur 7 de ces témoins, une placette <sup>15</sup>N a été ouverte (quelques unités très fortement marquées ont été apportées).

Le tableau ci-après indique les résultats moyens des tableaux 9.14 et 9.15 :

Dose engrais	N = 142,3	N = 0
Rendements	62,9 t	50,4 t
N absorbé à la récolte	251,9 N engrais 93,9 N naturel 158	139,8
C.R.U.	66 %	47,9 %
C.A.U.	78,8 %	/
Minéralisation brute (sous hypothèse)	239,4	291,9

La fourniture d'azote par le sol à la betterave sur témoin sans azote (139,8 unités) est plus faible qu'avec engrais (158 unités). Ceci explique bien pourquoi les C.A.U. (78,8 % en moyenne) sont généralement supérieurs aux C.R.U. (66 %).

L'utilisation de l'azote 15 sur les parcelles témoins N = 0 est systématiquement plus faible (47,9 % en moyenne contre 66,0 %). Ceci semble confirmer que l'engrais est d'autant moins utilisé qu'il est en plus faible quantité dans le sol.

Ainsi, la minéralisation brute, calculée sous hypothèse est plus grande pour N = 0 : 291,9 contre 239,4 unités. Il semblerait que, moins le sol est couvert, plus la minéralisation brute est grande. Un lessivage plus intense est à craindre. D'ailleurs il est d'observation courante qu'une betterave sans azote prend une forme plus allongée et qu'elle explore plus profondément les réserves du sol. Cette observation souligne à nouveau la nécessité de la fumure azotée au début de la végétation. Si la croissance est retardée, la minéralisation estivale ne saura être profitable. Les observations faites en 1983 sur des dispositifs identiques confirment ces observations.

De plus, il faut remarquer que, dans le cas de la betterave, le prélèvement de la plante en azote n'est pas étroitement lié aux rendements. L'azote n'est pas le principal facteur limitant. Pour le blé, par exemple, le besoin en azote est sensiblement constant : 3 unités par quintal, alors que pour la betterave,

ve, il peut varier de 2,9 à 4,6 unités par tonne de racines.

### 9.6.3. - Mise en réserve dans le sol de l'azote minéral par organisation microbienne

Quel est le devenir de l'azote minéral non utilisé par la betterave ?

Au cours de l'expérimentation faite à CHARNY (S. et M., 1978), des analyses spectrométriques plus précises ont été réalisées au Laboratoire de Géologie dynamique de l'Université P. et M. CURIE (technologie de la mesure des abondances isotopiques naturelles). Elles ont montré que, au jour de la récolte, une partie de l'azote nitrique de l'engrais apporté à la betterave se trouvait immobilisé sous forme organique (tableau 9.16 ; LINDEMANN, 1981 ; MARIOTTI, 1982 ; GUIRAUD, 1984).

Cette quantité (69 kg/ha) correspond pratiquement à l'azote de l'engrais non utilisé par la plante (61,3 kg/ha) porté au bilan établi avec  $^{15}\text{N}$  (tableau 9.17) qui se trouve ainsi justifié. Notons que le bilan établi sans  $^{15}\text{N}$  (tableau 9.17) donne seulement 30,9 unités d'engrais non utilisé.

Cet exemple montre que, sous couvert de betteraves, les pertes d'azote (dénitrification, volatilisation, lessivage) sont négligeables. L'azote non utilisé par le végétal contribue, dans sa quasi-totalité, à l'entretien de la matière organique du sol par organisation microbienne et racinaire.

### 9.6.4. - Risque de pollution des nappes d'eau

Dans cet essai de CHARNY, une parcelle laissée nue a reçu la même quantité d'engrais azoté marqué ( $173 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). La quantité organisée en fin de saison n'est que de 42 unités (tableau 9.16) contre 69 pour la parcelle avec betteraves.

Il faut alors conclure à un lessivage important de l'engrais, de l'ordre d'une centaine d'unités (compte tenu du reliquat minéral). L'azote minéral naturel provenant de la minéralisation a, sans aucun doute, subi le même devenir.

Parcelle	Niveau (cm)	Azote organique %	$\delta^{15}\text{N}$ ‰	Excès isotopique <sup>1</sup> ‰	Taux d'engrais immobilisé %	N engrais immobilisé kg/ha
Sans végétation Sans N nitrique	0 - 30	0.83	6.0	0.0022	-	-
	30 - 60	0.51	7.1	0.0026	-	-
	60 - 90	0.46	6.6	0.0024	-	-
Sans végétation Avec N nitrique marqué	0 - 30	0.80	79.2	0.0289	1.47	26
	30 - 60	0.54	68.2	0.0249	1.23	15
	60 - 90	0.48	12.9	0.0047	0.12	1
total						42
Avec végétation Avec N nitrique marqué	0 - 30	0.82	50.7	0.0185	0.90	16
	30 - 60	0.61	185.3	0.0679	3.60	49
	60 - 90	0.45	25.5	0.0093	0.38	4
total						69

1 : abondance isotopique de l'azote atmosphérique : 0,3663 ‰

excès isotopique  $E_0$  initial de l'azote de l'engrais : 1,816 ‰

Tableau 9.16 :

Estimation, au jour de la récolte, des quantités d'azote nitrique provenant de l'engrais immobilisées dans la matière organique du sol.

N = 173

BILAN CLASSIQUE

ENTRÉES		SORTIES	
N engrais	173,00	112,84	<u>Exportations Racines</u>
N minéralisé	136,97	166,15	<u>Exportations Feuilles</u>
- utilisé	29,88		N non utilisé
- non utilisé		30,98	N engrais
		29,88	N naturel
		<u>339,85</u>	
		339,85	

Minéralisation brute : 166,85  
Coefficient apparent d'utilisation de l'engrais : 82,09 %

N = 173

BILAN REEL

ENTRÉES		SORTIES	
N engrais	173,00		<u>Exportations Racines</u> 112,84
N minéralisé	167,33		48,87 N engrais
- utilisé	91,32		63,97 N naturel
- non utilisé			<u>Exportations Feuilles</u> 166,15
		62,79	N engrais
		103,36	N naturel
		<u>432,25</u>	
		432,25	

N non utilisé

Minéralisation brute : 259,25  
Coefficient réel d'utilisation de l'engrais : 64,54%

Tableau 9.17 : Bilan des transferts de l'azote minéral au cours de la saison culturale (N est exprimé en kg.ha<sup>-1</sup>)

(Betterave sucrière, Charny (77), 1978)

(d'après C.R. des travaux de l'I.F.B., 1979- LINDEMANN, 1981)

Cet exemple numérique illustre bien les dangers de pollution des nappes d'eau dus aux sols maintenus sans couvert végétal.

#### 9.6.5. - Variations du coefficient d'utilisation

Les C.R.U. indiqués au tableau 9.14 sont relatifs à des apports de  $^{15}\text{N}$  sous forme nitrique. Mais il faut signaler que l'utilisation de l'engrais azoté paraît susceptible de varier avec la forme, le fractionnement de l'apport et la date de mesure.

Ainsi, un essai a été réalisé en 1981 dans la région de Dijon dans le but de comparer l'efficacité de diverses formes d'apport à la même dose (N : 120 kg/ha). La récolte normale a eu lieu le 22 octobre. En outre, une estimation des C.R.U. a été réalisée le 6 août au moment du développement maximal des verts. Les rendements obtenus (74 tonnes) avec cette dose 120, ainsi que l'absorption d'azote par le végétal (260 unités) sont élevés. Il n'y a pas de différences entre les traitements (forme et fractionnement).

Cependant, l'emploi de l'isotope  $^{15}\text{N}$  montre que, au contraire, l'efficacité, à la récolte, de l'azote apporté a varié dans une large mesure (tableau 9.18). Le nitrate de calcium a un C.R.U. élevé (65,8 %) alors que urée et sulfate d'ammonium n'atteignent que 27,6 % et 25,8 %. L'apport fractionné donne un C.R.U. de 46,6 % correspondant exactement à la moyenne de N nitrique et N ammoniacal.

Ces différences peuvent être expliquées par une disparition par volatilisation ou rétrogradation d'une partie non négligeable d'ions  $\text{NH}_4^+$  provenant de l'urée ou du sulfate d'ammonium.

On remarquera également que les C.R.U. au 6 août sont supérieurs de 12 à 24 % à ceux de la récolte. En particulier, le nitrate de calcium a eu au 6 août un C.R.U. de 77,5 %. Cette observation exceptionnelle nous invite à penser que l'efficacité des engrais apportés devrait être estimée au moment de leur uti-

		TRAITEMENT	C.A.U. %	C.R.U. %	N fourni par le sol
		<b>RESULTATS A LA RECOLTE AU :</b> 20 Octobre		TEMOIN 0	-
UREE	76,40			27,55	253,80
SULFATE D'AMMONIUM	35,43			25,82	203,10
NITRATE DE CALCIUM	77,67			63,83	205,49
1/3 AMMONIACALE ) 2/3 NITRIQUE (	80,79			46,56	233,91
MOYENNE	67,61			41,19	224,08
<b>RESULTATS A LA RECOLTE AU :</b> 6 Août				TEMOIN 0	-
		UREE	-	40,85	148,64
		SULFATE D'AMMONIUM	-	39,15	133,35
		NITRATE DE CALCIUM	-	77,45	120,96
		1/3 AMMONIACALE ) 2/3 NITRIQUE (	-	70,84	242,84
		MOYENNE	40,39	56,84	161,45

TABLEAU 9.18 :

ACTION DE LA FORME D'APPORT DE L'ENGRAIS AZOTE ET DE LA DATE DE PRELEVEMENTS SUR LA VALEUR DES COEFFICIENTS D'UTILISATION.

(Betteraves, région de DIJON 1981)

	M.S. t/ha	N pour mille	N kg/ha	Eaux d'engrais %	N engrais kg/ha	C.R.U. %	N naturel utilisé
6 août	Racines	7,41	72,29	30,32	21,92	17,61	50,37
	Verts	6,35	159,92	30,54	48,84	39,23	111,08
	Total	13,76	232,21	30,47	70,76	56,84	161,45
20 octobre	Racines	14,99	124,50	21,48	26,74	21,48	97,76
	Verts	6,66	150,86	16,27	24,54	19,71	126,32
	Total	21,65	275,36	18,62	51,28	41,19	224,08

TABLEAU 9.19 :

RESULTATS MOYENS (dose N = 120) OBTENUS SUR LES PLACETTES <sup>15</sup>N

AU 6 AOUT ET A LA RECOLTE (20 OCTOBRE).

(Betterave, région de DIJON 1981)

lisation maximale par la plante.

Les résultats moyens obtenus sur les placettes  $^{15}\text{N}$  au 6 août et à la récolte sont comparés dans les tableaux 9.18 et 9.19.

L'engrais absorbé a diminué de  $19,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ .

Ce fait explique la diminution des C.R.U. Cette sortie d'engrais du végétal a été à l'évidence accompagnée par une diminution de N naturel dans la même proportion, soit 44,5 unités. Mais simultanément, il y a une entrée de 107,2 unités provenant de la minéralisation estivale.

Cette expérimentation ayant été effectuée une fois dans un seul dispositif, il est important de rester très prudent quant à la vulgarisation des remarques précédentes qui ne sont alors que des hypothèses données à titre indicatif.

9.7. - CONCLUSIONS

Le grand nombre des mesures effectuées au cours de ces campagnes a donné lieu à des études statistiques et des interprétations plus détaillées que l'on trouvera dans la bibliographie citée en références.

Nous tenons à faire les trois remarques suivantes :

- Pour des raisons d'économie, il n'a pas été possible d'envisager la répétition des placettes  $^{15}\text{N}$ . Les résultats numériques correspondants ne doivent donc être considérés qu'à titre indicatif. Il serait souhaitable d'envisager l'analyse statistique simultanée des résultats  $^{14}\text{N}$  et  $^{15}\text{N}$ .
- L'hypothèse du même devenir du N engrais et du N naturel est très certainement contestable lorsqu'elle est appliquée à toute la saison culturale. Il serait intéressant de dresser les bilans des périodes beaucoup plus courtes, par exemple tous les 15 jours.
- Il faudrait aussi assurer simultanément un suivi des mesures

de l'azote minéral dans le sol qui permettrait de dresser un bilan des transferts comme nous l'exposons au chapitre suivant. La comparaison de ces deux types de bilan serait alors très fructueuse (LINDEMANN et GUIRAUD, 1978).

Les résultats de ces expérimentations permettent de conclure sur deux aspects de la dynamique de l'azote minéral dans le complexe sol-végétal :

- Les coefficients apparents d'utilisation sont sur-estimés par rapport aux réels.
- Par contre, les valeurs numériques attribuées généralement aux transferts de minéralisation et réorganisation sont vraisemblablement très largement sous-estimés. Ces observations sont tout à fait en accord avec celles faites en laboratoire (GUIRAUD, 1982).

Enfin, les deux approches isotopiques du cycle de l'azote (marquage artificiel par  $^{15}\text{N}$  et isotopie naturelle) utilisées dans l'expérimentation de CHARNY sont parfaitement complémentaires et susceptibles de préciser le devenir de l'azote minéral non utilisé par le végétal.

Nous sommes persuadés que l'utilisation de l'azote 15 en plein champ est susceptible d'améliorer nos connaissances sur la dynamique de l'azote minéral dans le sol. L'intérêt est certain d'établir un historique sur quelques années de l'estimation, dans diverses conditions pédo-climatiques, du bilan réel des transferts de l'engrais apporté et de l'azote minéralisé.

Il serait alors, sans doute, possible d'assurer une meilleure gestion de la fertilisation azotée et du patrimoine organique des sols tout en minimisant les risques de pollution.

C H A P I T R E 10

=====

ANALYSE COMPARTIMENTALE DE LA DYNAMIQUE

DE L'AZOTE MINERAL DANS LE SOL

10.1. - CARACTERISATION D'UN MODELE A 3 COMPARTIMENTS ET

3 NIVEAUX

10.1.1. - Introduction

Nous avons souvent réalisé l'expérimentation suivante sur sols nus et cultivés : après épandage d'un engrais nitrique marqué à l'azote 15, l'évolution des nitrates marqués (N engrais) et non marqués (azote nitrique de dilution ou N naturel) est suivie sur trois niveaux de profondeur : A, couche arable, B, sous-sol et C, couche profonde.

L'utilisation de ce traceur nous a permis de proposer un modèle compartimental (LINDEMANN, 1973, 1979). Il décrit la dynamique de l'azote minéral et il a la qualité de donner les expressions numériques des transferts d'Entrées et de Sorties (ou flux, ou débits) qui contribuent à faire varier les deux compartiments (ou pools) : N engrais et N naturel.

Nous avons adopté les notations conventionnelles de la théorie des compartiments dont on trouve de nombreuses applications dans l'étude des processus biologiques (ATKINS, 1969 ; EVERT et RANDALL, 1970 ; LEFEVRE et al., 1970 ; RICHALET, 1970 ; RICHALET et al., 1970 et 1971).

L'azote du sol évolue constamment entre les formes

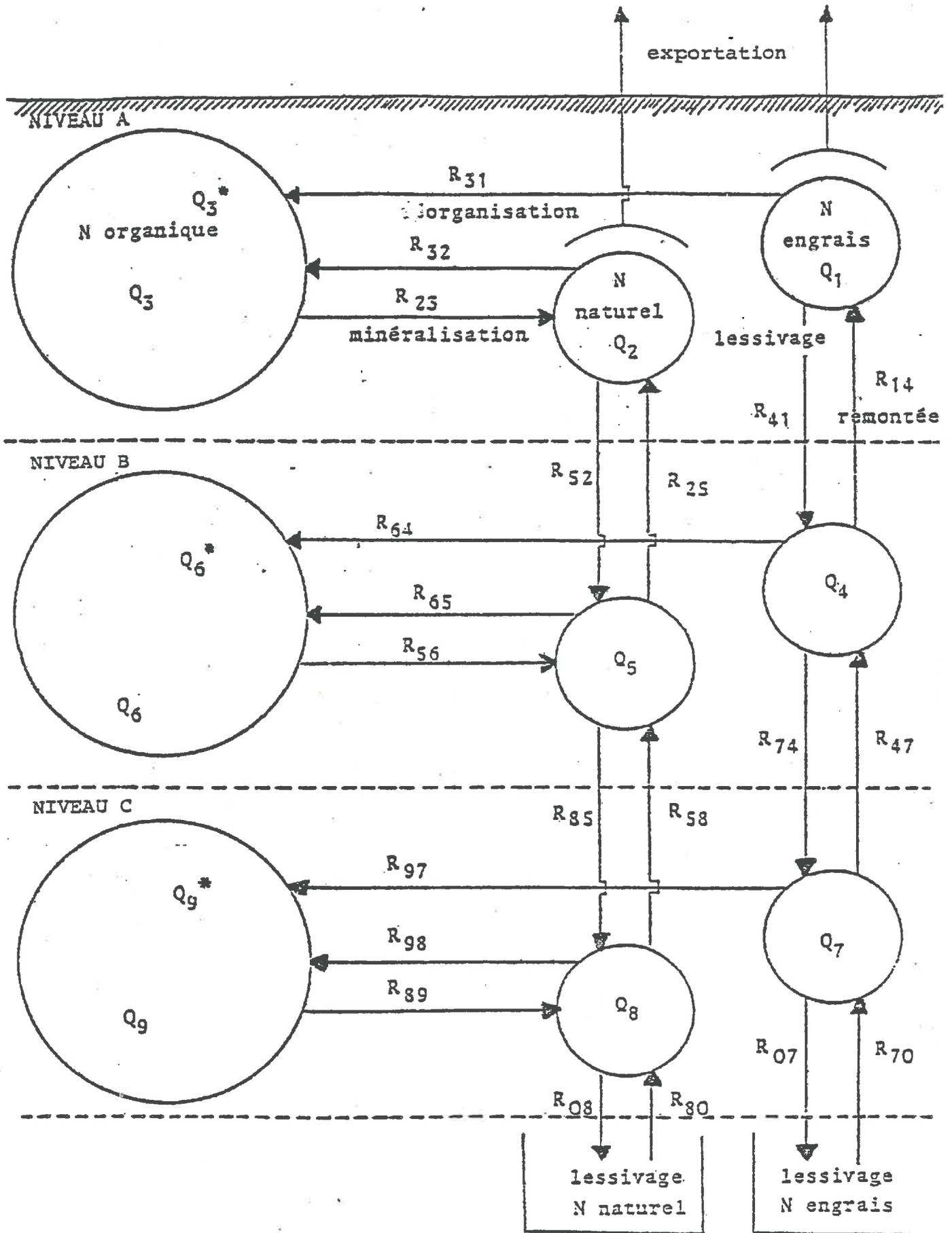


Fig. 10.1

ANALYSE COMPARTIMENTALE DE LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE DANS LE SOL

MODELE A 3 COMPARTIMENTS ET 3 NIVEAUX

minérales (ammoniacale et nitrique) et organiques. L'azote nitrique, présent à un instant donné, provient soit de l'engrais épandu soit de la minéralisation de la matière organique du sol. N naturel formé ainsi in situ dilue N engrais au cours du temps.

La minéralisation est un phénomène biochimique complexe comprenant trois phases : par ammonification, l'azote organique est transformé en azote ammoniacal, puis, par nitrification, l'azote ammoniacal est oxydé en nitrite et enfin en nitrate.

Dans nos sols et sous notre climat, après épandage d'azote nitrique, les formes de transition ammoniacale et nitreuse sont toujours très faibles, à la limite du dosage chimique. Elles seront donc, dans cette étude, négligées ou additionnées à l'azote nitrique de dilution.

Nous considérons un modèle à trois compartiments (fig. 10.1), pouvant être décrit sur chacun des niveaux A, B, C, .... et dont les pools sont notés  $Q_1(t)$ , azote nitrique provenant de l'engrais,  $Q_2(t)$ , azote nitrique de dilution,  $Q_3(t)$ , azote organique,  $Q_4(t)$ ,  $Q_5(t)$ , ..... Un pool, quantité de l'élément appartenant à un compartiment, peut être exprimé soit en masse, kilogramme par hectare par exemple, soit en concentration, parties par million de terre sèche. Les pools sont donc des variables soit extensives, soit intensives.

#### 10.1.2. - Débits d'échange

Les quantités d'azote passant d'un compartiment à un autre, par unité de temps, sont appelées "débits d'échange".

Les débits d'échange "minéralisation" dans chacun des niveaux sont notés  $R_{23}$ ,  $R_{56}$  .....

L'azote nitrique, par prélèvement microbien, se trans-

forme pour partie en matière organique ; ce phénomène de "réorganisation" est noté  $R_{31}$ ,  $R_{32}$ ,  $R_{64}$ ,  $R_{65}$  .... et il affecte aussi bien le pool de l'engrais (organisation) que celui de N naturel (réorganisation).

Les quantités de N engrais marqué  $Q_3^*(t)$  qui sont organisées sont extrêmement faibles par rapport au pool organique. On peut donc faire l'hypothèse que le pool de l'engrais ne peut pas se remplir par minéralisation, tout au moins pendant la durée relativement courte d'une expérimentation :

$$R_{13} \approx R_{46} \approx \dots \approx 0$$

Le compartiment de l'engrais diffère donc, par la nature de son comportement, de celui de l'azote de dilution ;  
cette remarque justifie le modèle proposé.

Cette hypothèse suppose que le pool de N organique est "homogène" de telle sorte que la probabilité de minéralisation de N engrais récemment organisé est infiniment faible. Par exemple, pour 6 tonnes de N organique, 30 kg d'engrais organisé ne participeraient que pour 5 % au phénomène de minéralisation :

$$\frac{R_{13}}{R_{23}} = \frac{5}{1000}$$

On s'accorde actuellement à penser que le pool de N organique serait plutôt de type "cristal" ; 20 % seulement participeraient pratiquement au cycle court (turn-over) :

organisation - minéralisation - réorganisation - minéralisation  
.....

Dans ces conditions, le rapport des flux exprimés ci-dessus reste encore faible :

$$\frac{R_{13}}{R_{23}} = \frac{25}{1000}$$

Sous l'action des pluies, les nitrates sont drainés vers les couches inférieures. Ces lessivages sont notés  $R_{41}$ ,  $R_{52}$  .....

Dans un niveau, les rapports des débits de réorganisation d'une part et de lessivage d'autre part de l'azote nitrique N engrais et N naturel sont égaux au rapport de leurs compartiments.

Les deux pools nitriques d'un niveau peuvent augmenter par remontée capillaire ( $R_{14}$ ,  $R_{25}$  .....) de nitrate provenant des compartiments du niveau inférieur. Le rapport de ces deux débits d'échange est alors égal à celui des deux pools d'origine.

Il existe des pertes par dénitrification (transformation de l'azote nitrique en azote gazeux) et par volatilisation ammoniacale, difficilement évaluables en plein champ, mais probablement faibles ; nous les négligerons donc dans cette approche simplifiée :

$$R_{01} = R_{02} \dots\dots = 0$$

De même, il peut y avoir apport par les pluies et par fixation non symbiotique de l'azote de l'air. Ces entrées seront négligées aussi. Elles sont généralement estimées entre 10 et 15 unités par an et compensent probablement les pertes par voies gazeuses.

Nous ne tiendrons pas compte non plus du lessivage de la matière organique ( $R_{63}$ ,  $R_{96}$  .....) dont le débit n'est sensible que sur de longues périodes.

La diffusion des nitrates dans la solution du sol n'est pas caractérisée dans ce modèle. En effet, ce phénomène

est confondu, dans les équations du modèle, avec l'un des transferts de lessivage ou de remontée capillaire.

Enfin, les apports éventuels d'engrais minéral seraient notés  $R_{10}$ .

## 10.2. - EQUATIONS DU MODELE

### 10.2.1. - Introduction

Il est, à l'évidence, inutile d'essayer de différencier numériquement les variations du pool organique sur de courtes périodes. En effet, l'incertitude chimique sur le KJELDAHL (par exemple :  $\pm 4$  p. 100 sur 6 tonnes soit 250 kg) est supérieure à l'ordre de grandeur du pool minéral. Les unités de temps de la dynamique sont de l'ordre de la semaine pour l'azote minéral et de la décennie pour l'azote organique. Dans le modèle compartimental proposé, le pool organique sera considéré comme infini et nous n'écrirons pas l'équation de sa variation. Il est suffisant de mesurer les compartiments  $Q_3(t)$ ,  $Q_6(t)$ ,  $Q_9(t)$  en début et en fin d'expérience de dynamique, afin de détecter une différence éventuelle.

A chaque prélèvement de sol, les pools minéraux  $Q_1(t)$  et  $Q_2(t)$ ,  $Q_4(t)$  et  $Q_5(t)$ ,  $Q_7(t)$  et  $Q_8(t)$  .... sont mesurés par analyses chimiques et isotopiques. Les équations des deux compartiments (N engrais et N naturel) de chaque niveau peuvent alors être écrites. Mais alors, le nombre d'inconnues, c'est-à-dire les 7 débits d'échange, est très supérieur au nombre des équations (4).

Nous proposons une méthode de résolution du système qui tient compte de la constatation suivante : dans la majorité des cas, les régimes de drainage et de remontée capillaire ne sont probablement pas simultanés. Le changement de régime peut-

être déterminé par les méthodes tensiométriques (VACHAUD et al, 1978). Si le lieu de ce changement est situé dans le profil étudié, il faudrait alors adapter les profondeurs des prélèvements de sol. Le nombre des débits d'échange à déterminer est alors réduit à 5 au lieu de 7.

Les équations sont explicitées, pour ces deux régimes, dans le cas d'une dynamique en sol nu. Pour un sol cultivé, il faudrait tenir compte des exportations par le végétal de N engrais et N naturel.

La méthode décrite permet de résoudre seulement et partiellement le modèle de lessivage du niveau supérieur A. Nous indiquons les expérimentations qu'il y aurait lieu d'effectuer pour le déterminer entièrement.

Enfin, nous proposerons un procédé de calcul pour la détermination des systèmes d'équations des niveaux inférieurs B, C, .....

#### 10.2.2. - Equations du niveau supérieur A en régime de drainage

$$\overset{\circ}{Q}_1(t) = - R_{31} - R_{41} \quad (1)$$

$$\overset{\circ}{Q}_2(t) = - R_{32} - R_{52} + R_{23} \quad (2)$$

$$\frac{R_{31}}{R_{32}} = \frac{Q_1(t)}{Q_2(t)} \quad (3)$$

$$\frac{R_{41}}{R_{52}} = \frac{Q_1(t)}{Q_2(t)} \quad (4)$$

En assimilant les  $\overset{\circ}{Q}$  aux  $\Delta Q$  mesurés, ces équations donnent la minéralisation pendant l'instant  $\Delta t$ , ainsi que l'en-

semble des fuites (drainage, réorganisation et pertes gazeuses éventuelles) du pool engrais d'une part et du pool dilution d'autre part.

$$\text{Minéralisation} \quad R_{23} = \dot{Q}_2(t) - \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} \dot{Q}_1(t)$$

$$\text{Fuites N engrais} \quad R_{31} + R_{41} = - \dot{Q}_1(t)$$

$$\text{Fuites N naturel.} \quad R_{32} + R_{52} = - \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} \dot{Q}_1(t)$$

Les équations des niveaux inférieurs (B, C ....) ne sont pas écrites ici, car elles ne peuvent être résolues. Les entrées  $R_{41}$ ,  $R_{52}$  ..... restent en effet inconnues, car elles sont comptabilisées dans les sommes des fuites.

Supposons cependant mesurable avec suffisamment de précision la quantité  $Q_3^*(t)$  d'engrais organisé. Cela est possible si le marquage isotopique est fort à l'épandage.

$$R_{31} = \dot{Q}_3^*(t) \quad (5)$$

Le système des équations (1) à (5) permet de calculer les 5 débits d'échange. Les équations des niveaux inférieurs peuvent alors être écrites et le système est complètement déterminé.

### 10.2.3. - Equations du niveau A en régime de remontée

$$\dot{Q}_1(t) = - R_{31} + R_{14} \quad (6)$$

$$\dot{Q}_2(t) = - R_{32} + R_{25} + R_{23} \quad (7)$$

$$\frac{R_{31}}{R_{32}} = \frac{Q_1(t)}{Q_2(t)} \quad (8)$$

$$\frac{R_{14}}{R_{25}} = \frac{Q_4(t)}{Q_5(t)} \quad (9)$$

Les débits d'échange restent indéterminés. La minéralisation  $R_{23}$  peut s'exprimer sous l'une des 4 formes équivalentes suivantes :

$$R_{23} = \overset{\circ}{Q}_2(t) - \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} \overset{\circ}{Q}_1(t) + R_{14} \left( \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} - \frac{Q_5(t)}{Q_4(t)} \right)$$

$$R_{23} = \overset{\circ}{Q}_2(t) - \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} \overset{\circ}{Q}_1(t) + R_{25} \left( \frac{Q_4(t)}{Q_5(t)} \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} - 1 \right)$$

$$R_{23} = \overset{\circ}{Q}_2(t) - \frac{Q_5(t)}{Q_4(t)} \overset{\circ}{Q}_1(t) + R_{31} \left( \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} - \frac{Q_5(t)}{Q_4(t)} \right)$$

$$R_{23} = \overset{\circ}{Q}_2(t) - \frac{Q_5(t)}{Q_4(t)} \overset{\circ}{Q}_1(t) + R_{32} \left( 1 - \frac{Q_1(t)}{Q_2(t)} \frac{Q_5(t)}{Q_4(t)} \right)$$

On peut calculer cependant une valeur minimale de la minéralisation en faisant l'hypothèse soit de la réorganisation nulle ( $R_{31} = R_{32} = 0$ ) soit de la remontée nulle ( $R_{14} = R_{25} = 0$ ).

Par exemple : 
$$R_{23} = \overset{\circ}{Q}_2(t) - \frac{Q_5(t)}{Q_4(t)} \overset{\circ}{Q}_1(t)$$

D'où la remontée minimale :

$$R_{14} = \overset{\circ}{Q}_1(t) + R_{31}$$

Il existe ensuite un spectre continu de solutions telles que :

$$R_{31} = X \quad X > 0$$

$$R_{14} = \overset{\circ}{Q}_1(t) + X$$

$$R_{32} = \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} X$$

$$R_{25} = \frac{Q_5(t)}{Q_4(t)} (\dot{Q}_1(t) + X)$$

$$R_{23} = \dot{Q}_2(t) - \frac{Q_5(t)}{Q_4(t)} \dot{Q}_1(t) + X \left( \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} - \frac{Q_5(t)}{Q_4(t)} \right)$$

Supposons mesurables, comme dans le cas du drainage, les quantités  $Q_3^*(t)$ ,  $Q_6^*(t)$  ....

$$R_{31} = Q_3^*(t) \quad (10)$$

Le système est complètement déterminé par tous les niveaux.

### 10.3. - RESOLUTION NUMERIQUE

#### 10.3.1. - Etude des niveaux inférieurs B, C .....

Seul le modèle du niveau supérieur peut-être étudié à l'aide des systèmes d'équation (1) à (4) et (6) à (9). Nous proposons le procédé de calcul suivant :

- Définir un niveau supérieur AB avec des pools de dilution et d'engrais respectivement égaux aux sommes de  $Q_2(t)$  et  $Q_5(t)$  d'une part et  $Q_1(t)$  et  $Q_4(t)$  d'autre part. Appliquer les systèmes d'équations.
- Définir de même un niveau supérieur ABC.
- Par différence des résultats obtenus sur ABC, AB et A, on obtient la contribution de chacun des niveaux.

### 10.3.2. - Régimes de Sortie ou d'Entrée de N engrais

Les deux régimes décrits précédemment sont pratiquement repérés par l'observation de la différence des mesures de l'engrais dans le profil étudié :

$Q_1(t)$  diminue, régime de Sortie, ou de Fuite, de N engrais

$Q_1(t)$  augmente, régime d'Entrée de N engrais.

Dans ce deuxième cas, l'origine de l'entrée peut-être attribuée, en fonction des conditions climatiques de la période, soit à une remontée capillaire soit à une minéralisation de l'azote engrais récemment organisé. Ceci justifie que l'hypothèse,  $R_{13} \approx 0$ , n'est pas restrictive. En effet, si on observe  $R_{13} \neq 0$ , il y aura lieu d'envisager le régime d'Entrée de N engrais : Equations 6 à 9 dans lesquelles  $Q_4(t)$  et  $Q_5(t)$  seraient remplacés par  $Q_3^*(t)$  et N naturel réorganisé, au cours des périodes précédentes, simultanément avec N engrais.

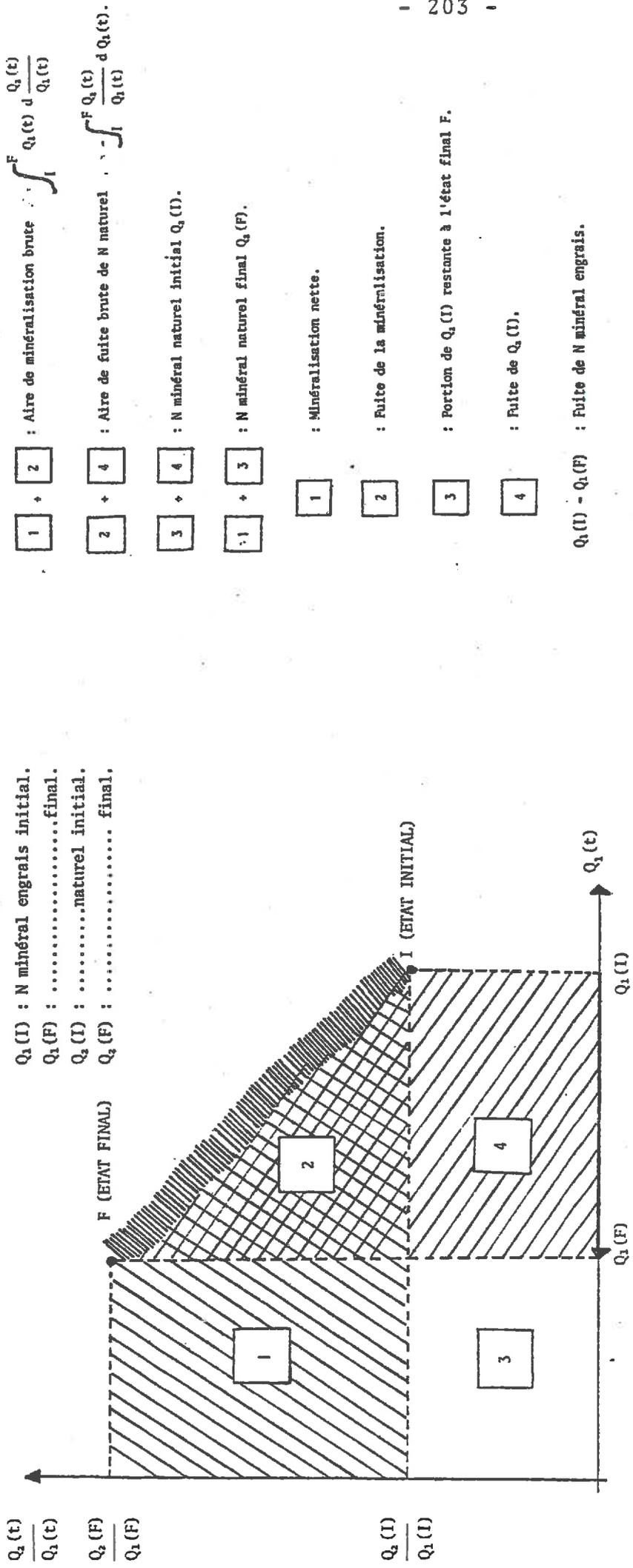
### 10.3.3. - Calcul numérique des débits

Ce calcul est seulement décrit pour le régime de Fuite pour lequel nous avons trouvé une solution intéressante. La méthode est explicitée sur la figure 10-2, et se résume comme suit :

Les résultats des mesures de N engrais =  $Q_1(t)$  et N naturel =  $Q_2(t)$  sont portés sur le graphe :

$$\frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} = f ( Q_1(t) )$$

Durant la période qui sépare deux mesures (I = état initial et F = état final), le chemin parcouru sur le graphe est évidemment inconnu. Nous l'avons figuré par un liseré suivant la



1 + 2 : Aire de minéralisation brute  $\int_1^F Q_1(t) d \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)}$   
 2 + 4 : Aire de fuite brute de N naturel  $\int_1^F Q_2(t) d \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)}$   
 3 + 4 : N minéral naturel initial  $Q_2(I)$ .  
 1 + 3 : N minéral naturel final  $Q_2(F)$ .

Signification des aires délimitées sur le graphe  $\frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} = f(Q_1(t))$

Fig. 10.2 (Régime de fuite engrais)  
 Le chemin parcouru entre les états initial I et final F est figuré par un liseré car il n'est pas connu (convention habituelle en Thermodynamique).

convention adoptée par les physiciens. Les intégrations ne peuvent donc être faites que sous l'hypothèse classique de linéarité de I à F.

Les valeurs numériques des divers transferts peuvent être calculées à partir de l'une de deux intégrales suivantes :

Minéralisation brute       $\int_I^F R_{23} dt = \int_I^F Q_1(t) d \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)}$

Fuite brute de N naturel

$$\int_I^F (R_{32} + R_{52}) dt = - \int_I^F \frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} d Q_1(t)$$

chacune des aires 1 à 4 délimitées sur la figure 10.2 a une signification qui est précisée en terme de bilan.

#### 10.3.4. - Chemin d'intégration proposé

Supposons que N naturel  $Q_2(t)$  reste constant pendant la période IF. Ce fait s'observe quand la minéralisation brute équilibre les fuites de l'azote N naturel. Dans ces conditions, la solution de l'intégrale de fuite est :

$$\int_I^F (R_{32} + R_{52}) dt = Q_2(t) \text{ Log } \frac{Q_1(I)}{Q_1(F)}$$

et la courbe IF est une hyperbole.

Cependant, le plus souvent, N naturel varie pendant la période IF et il nous a semblé logique de conserver une forme hyperbolique pour le graphe IF.

Posons :  $\alpha = Q_1(F) - Q_1(I)$

$$\beta = Q_2(F) - Q_2(I)$$

Nous proposons une intégrale de SIMPSON, sous loi hyperbolique, avec un pas de  $\frac{\alpha}{n}$  pour  $Q_1(t)$  et  $\frac{\beta}{n}$  pour  $Q_2(t)$ . La formule d'itération est la suivante :

$$\sum_{J=1}^n \left[ Q_2(I) + (J - \frac{1}{2}) \frac{\beta}{n} \right] \text{Log} \frac{Q_1(I) + (J - 1) \frac{\alpha}{n}}{Q_1(I) + J \frac{\alpha}{n}}$$

#### 10.4.- CONCLUSION

Des exemples de calcul de cette "intégrale de fuite" et de l'établissement du bilan des transferts de l'azote minéral seront donnés dans le chapitre suivant.

Notre intuition nous a conduit à suggérer une formulation hyperbolique pour le calcul de cette intégrale. Plusieurs raisons nous y ont menées.

A l'évidence, le graphe  $Q_2/Q_1 = f(Q_1)$  ne peut être linéaire. Il est impossible qu'il coupe les axes de coordonnées ; au contraire, il tend vers l'infini le long de ces deux axes. D'ailleurs, nous avons démontré qu'il s'agit bien d'une hyperbole dans le cas particulier où l'azote naturel  $Q_2(t)$  reste constant au cours du temps. C'est la même allure que l'on observe dans les figures 11.3 à 11.8.

Il est une raison majeure qui nous est apparue lors d'une expérimentation effectuée en 1978 sur betteraves sucrières à CHARNY (LINDEMANN et al., 1979). Le tableau ci-dessous donne les valeurs de  $Q_2/Q_1$  mesurées dans la plante entière et dans le sol au cours de la saison.

Dates de Prélèvement	$\frac{Q_2}{Q_1}$ (plante)	$\frac{Q_2}{Q_1}$ (sol)
24/4	-	0,24
17/5	-	0,45
31/5	0,34	0,91
28/6	0,47	1,62
15/7	0,63	2,78
31/7	0,78	2,87
27/8	0,94	11,07
13/9	0,78	-
25/10	1,50	+

On remarque que le rapport dans la plante est toujours plus faible que celui dans le sol. Or, la plante est le récepteur principal de la "fuite de N naturel". Le résultat du calcul de l'intégrale de fuite (aire 2 + 4 dans la figure 10.2) doit donc être largement minimisé, par rapport à une intégrale linéaire entre I et F. La forme hyperbolique se trouve ainsi justifiée.

Dans la publication que nous analyserons dans le chapitre suivant, HILTBOLD et al. (1950) ont fait la même observation en ce qui concerne les rapports  $Q_2/Q_1$  dans la plante et dans le sol. Ils en concluent que "l'azote naturel contenu dans le sol, en provenance de la minéralisation, n'est pas entièrement disponible pour la plante".

Nous pensons, au contraire, que N engrais et N naturel ont le même devenir et c'est à la base de nos hypothèses sur le modèle compartimental.

La méthode proposée présente l'avantage d'être indépendante de la variable "temps". Nous proposerons, au dernier chapitre, une solution du modèle qui en tiendra compte.

Enfin, on remarquera que si l'on pouvait disposer de capteurs susceptibles d'effectuer les mesures chimiques et isotopi-

ques, l'intégrale pourrait être calculée sans qu'il soit besoin de faire d'hypothèse. Cela justifie l'intérêt qu'il y aurait d'effectuer de telles expérimentations sur l'azote minéral dans le système sol-plante avec un pas de mesure le plus faible possible.

C H A P I T R E 11

=====

ANALYSE COMPARTIMENTALE

D'UNE EXPERIENCE

EN VASES DE VEGETATION

11.1. - INTRODUCTION

La sortie d'azote minéral par lessivage est supprimée dans les expérimentations effectuées en vases de végétation. Les fuites comprennent, en vases nus, la réorganisation et, éventuellement, la dénitrification. Il faut y ajouter, en vases cultivés, les prélèvements de l'azote par la plante.

Nous avons choisi de tester le modèle compartimental exposé au chapitre précédent sur le fichier numérique d'une expérimentation effectuée en vases de végétation et publiée par HILTBOLD, BARTHOLOMEW et WERKMAN (1950).

Ces auteurs montrent que les transferts de minéralisation et de réorganisation sont amples et rapides. Ils pensent que la dénitrification dans les sols étudiés peut être négligée. Nous admettrons cette hypothèse, de telle sorte que nos estimations des fuites doivent être attribuées essentiellement au transfert de réorganisation, en dehors des prélèvements par la plante.

Cette expérimentation comporte 12 traitements codés comme suit :

- 2 sols limoneux-argileux prélevés dans l'ouest (M) et le centre (C) de l'IOWA (U.S.A.).

- 2 systèmes de culture : sol nu (F) et cultivé en avoine (O).
- 3 amendements organiques (restitutions végétales) :
  - (A) enfouissement de résidus de luzerne
  - (C) incorporation de cannes de maïs
  - (-) sol sans amendement (témoin sans restitution).

Chaque traitement comprend trois répétitions effectuées dans des vases contenant chacun 1 800 g de sol. L'azote minéral marqué à l'azote 15 est apporté sous forme de sulfate d'ammonium à la dose de 73 mg de N par pot, soit environ 100 kg. ha<sup>-1</sup> pour un sol labouré à 20 cm et de densité apparente 1,2.

4 échantillonnages de sol ont été effectués aux temps suivants : 0, 10, 37 et 73 jours. 2 prélèvements de plante ont été réalisés à 37 et 73 jours.

L'azote minéral du sol est dosé par la méthode DEVARDA, après séchage de la terre. L'azote dans la plante entière est déterminé par la méthode KJELDAHL. Les excès isotopiques de tous les échantillons ont été mesurés. Les résultats donnés par les auteurs sont exprimés directement sous la forme que nous avons proposée :  $Q_1(t)$  ou N engrais,  $Q_2(t)$  ou N naturel.

Ils sont exprimés en mg de N par pot et nous conservons cette unité dans ce chapitre. Toutes les valeurs indiquées peuvent être aisément rapprochées de celles d'une expérimentation en plein champ en les multipliant par 1,33. Le résultat obtenu est alors exprimé en kg.ha<sup>-1</sup>.

A partir du fichier numérique publié (tableaux 11.1 et 11.2), nous avons dressé pour tous les traitements les graphes suivants (figures 11.3 à 11.8) :

$$Q(t) = Q_1(t) + Q_2(t) = f(t) \quad \underline{\text{courbe d'incubation}}$$

$$\frac{Q_2(t)}{Q_1(t)} = f(Q_1(t)) \quad \underline{\text{courbe d'analyse compartimentale}}$$

Sol et Traitement	Source	Mg/pot d'azote			
		0 jours	10 jours	37 jours	73 jours
M A F .....	N engrais	49,2	43,7	42,0	32,9
	N naturel	55,0	61,7	86,8	107,1
	Total	104,2	105,4	128,8	139,9
M C F .....	N engrais	53,4	38,5	34,6	17,7
	N naturel	40,2	40,8	51,6	70,7
	Total	93,6	79,3	86,2	88,4
M - F .....	N engrais	53,1	49,7	47,2	36,1
	N naturel	37,4	66,6	73,2	91,4
	Total	90,5	116,3	120,4	127,6
C A F .....	N engrais	51,1	40,4	41,3	30,0
	N naturel	52,0	58,6	81,1	91,5
	Total	103,1	99,0	122,4	121,5
C C F .....	N engrais	53,0	44,1	29,6	20,3
	N naturel	40,6	49,0	42,8	53,4
	Total	93,6	93,0	72,4	73,7
C - F .....	N engrais	53,0	49,9	42,7	35,4
	N naturel	39,9	49,4	66,5	77,1
	Total	92,9	99,3	109,2	112,5

Tableau 11.1 : Dosages de l'azote minéral dans les vases sans culture  
(d'après HILTBOLD et al, 1950)

Sol et Traitement	Source		Mg/pot d'azote			
			0 jours	10 jours	37 jours	73 jours
M A O .....	N engrais	Sol	49,2	45,5	1,1	0,9
		Plante	—	—	32,8	29,1
	Total		49,2	45,5	33,9	30,0
M C O .....	N engrais	Sol	53,4	40,6	1,3	1,0
		Plante	—	—	29,6	29,6
	Total		53,4	40,6	30,9	30,6
M - O .....	N engrais	Sol	40,2	45,4	19,9	24,8
		Plante	—	—	24,0	30,6
	Total		40,2	45,4	43,9	55,4
C A O .....	N engrais	Sol	53,1	51,5	1,2	0,9
		Plante	—	—	42,9	34,6
	Total		53,1	51,5	44,1	35,5
C C O .....	N engrais	Sol	37,4	62,8	20,7	24,4
		Plante	—	—	56,1	52,1
	Total		37,4	62,8	76,8	76,5
C - O .....	N engrais	Sol	51,1	44,9	1,0	1,3
		Plante	—	—	34,1	28,5
	Total		51,1	44,9	35,1	29,8
C C O .....	N engrais	Sol	52,0	61,2	21,4	26,4
		Plante	—	—	58,5	53,0
	Total		52,0	61,2	79,9	79,4
C C O .....	N engrais	Sol	53,0	41,7	0,9	0,8
		Plante	—	—	31,2	24,5
	Total		53,0	41,7	32,1	25,3
C - O .....	N engrais	Sol	40,6	46,3	23,3	23,5
		Plante	—	—	24,2	27,3
	Total		40,6	46,3	47,5	50,8
C - O .....	N engrais	Sol	53,0	50,3	1,1	0,8
		Plante	—	—	41,0	39,2
	Total		53,0	50,3	42,1	40,0
C - O .....	N naturel	Sol	39,9	60,6	19,2	22,7
		Plante	—	—	43,1	48,3
	Total		39,9	60,6	62,3	71,0

Tableau 11.2 : Dosages de l'azote dans les vases avec culture  
(d'après HILTBOLD et al., 1950)

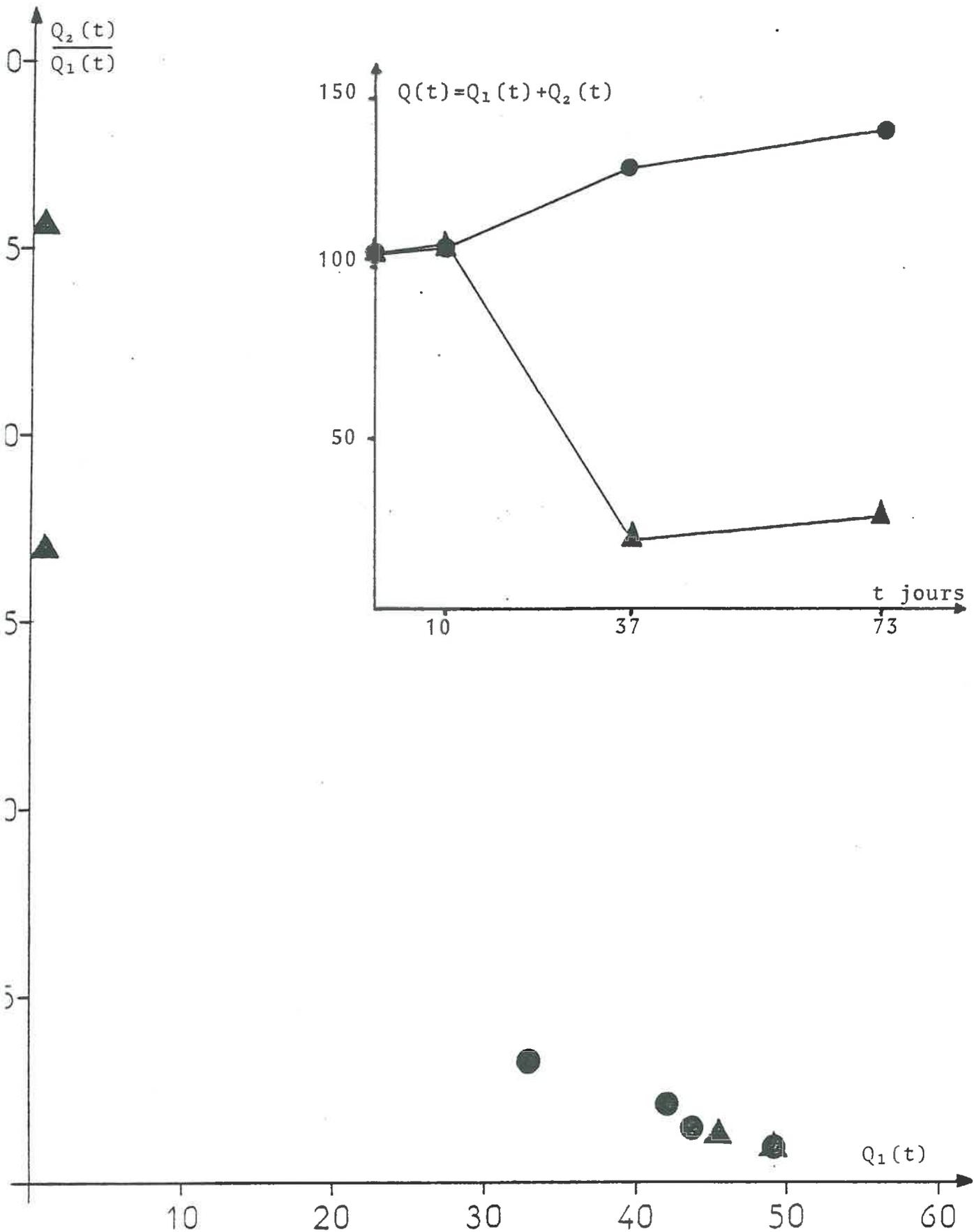


Figure 11.3 : Graphes d'incubation et d'analyse compartimentale  
 (A : résidus de luzerne, sols M A F ● et M A O ▲)

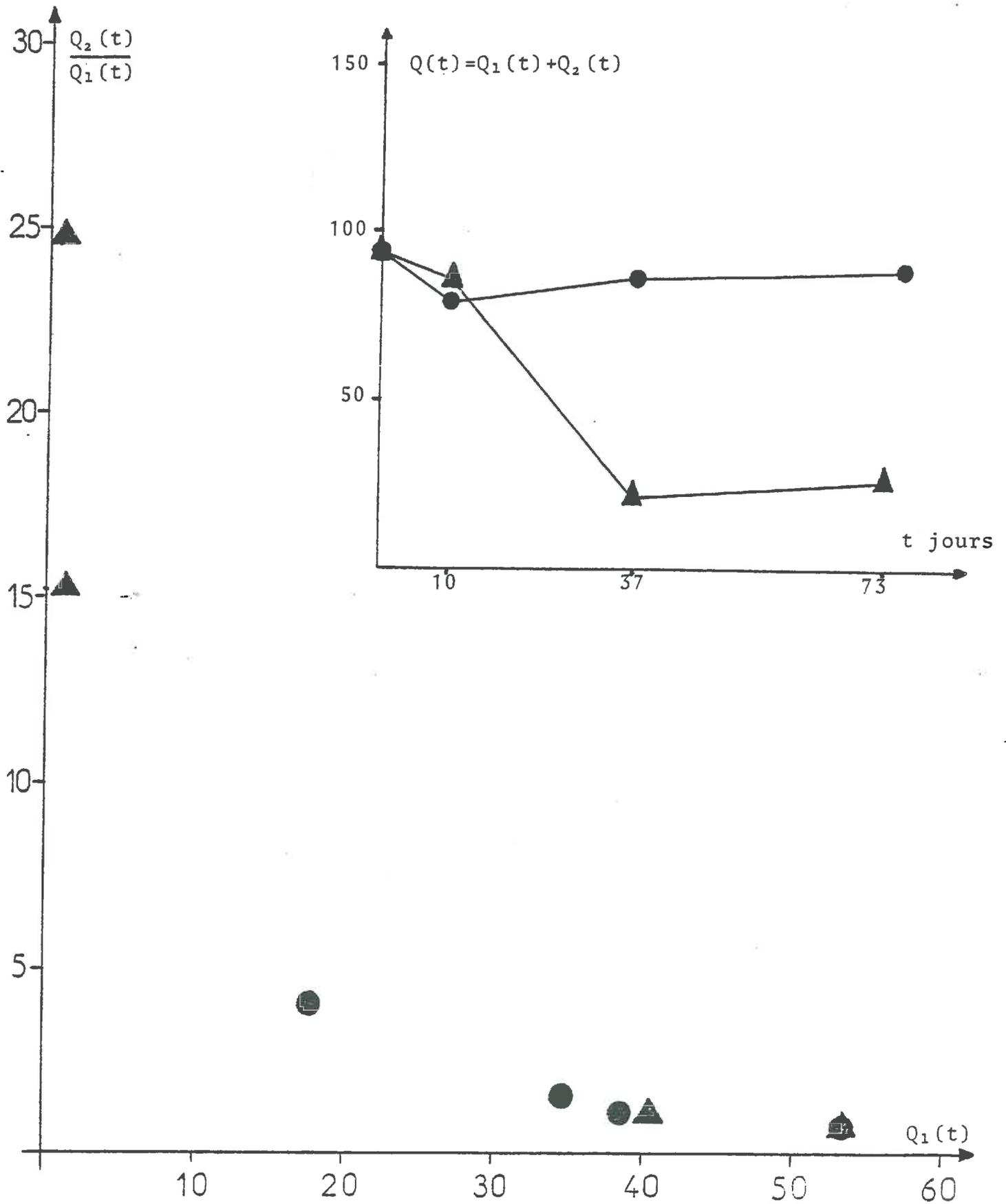


Tableau 11.4 : Graphes d'incubation et d'analyse compartimentale  
 (C : pailles de blé, sols M C F ● et M C O ▲)

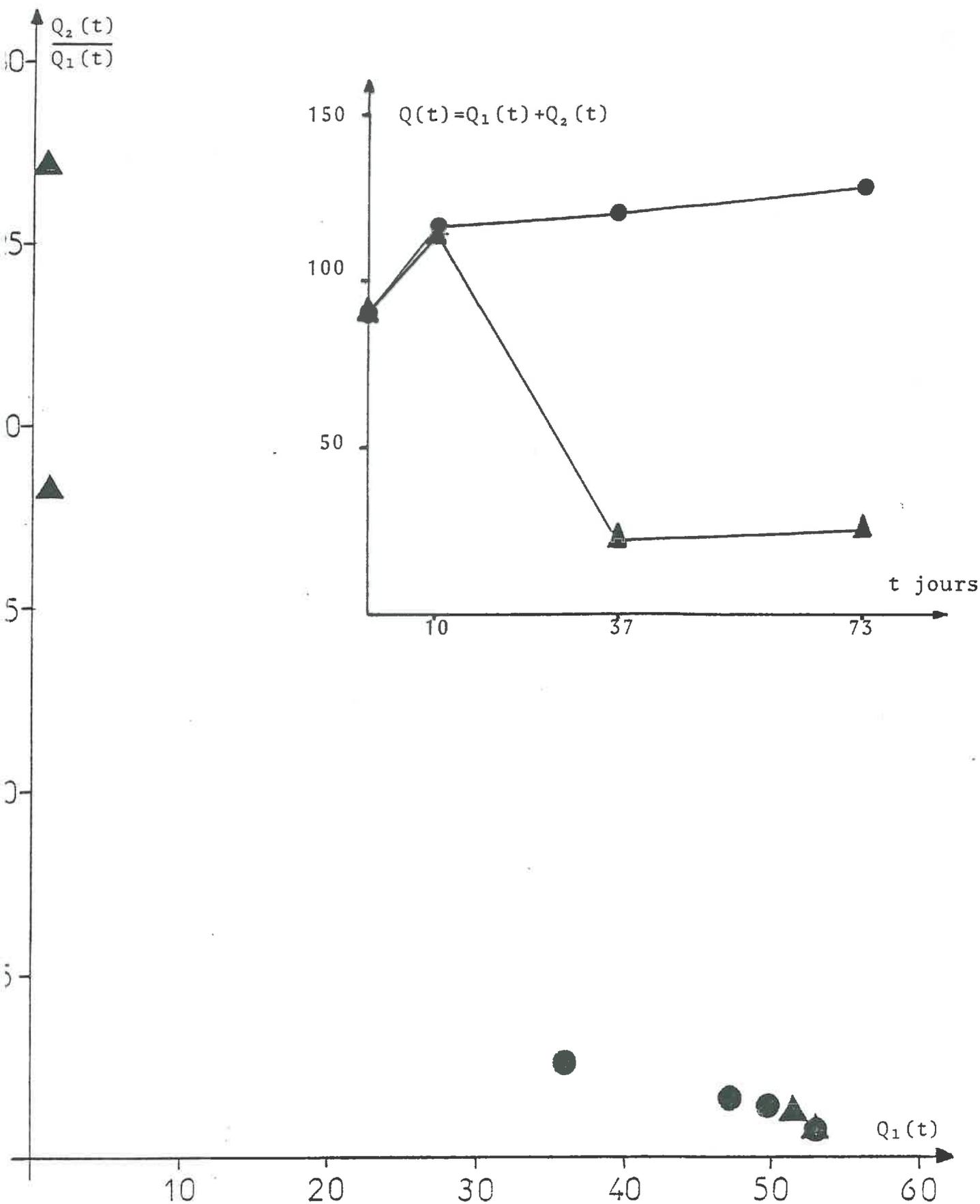


Figure 11.5 : Graphes d'incubation et d'analyse compartimentale  
 (- : pas d'amendement, sols M - F ● et M - O ▲)

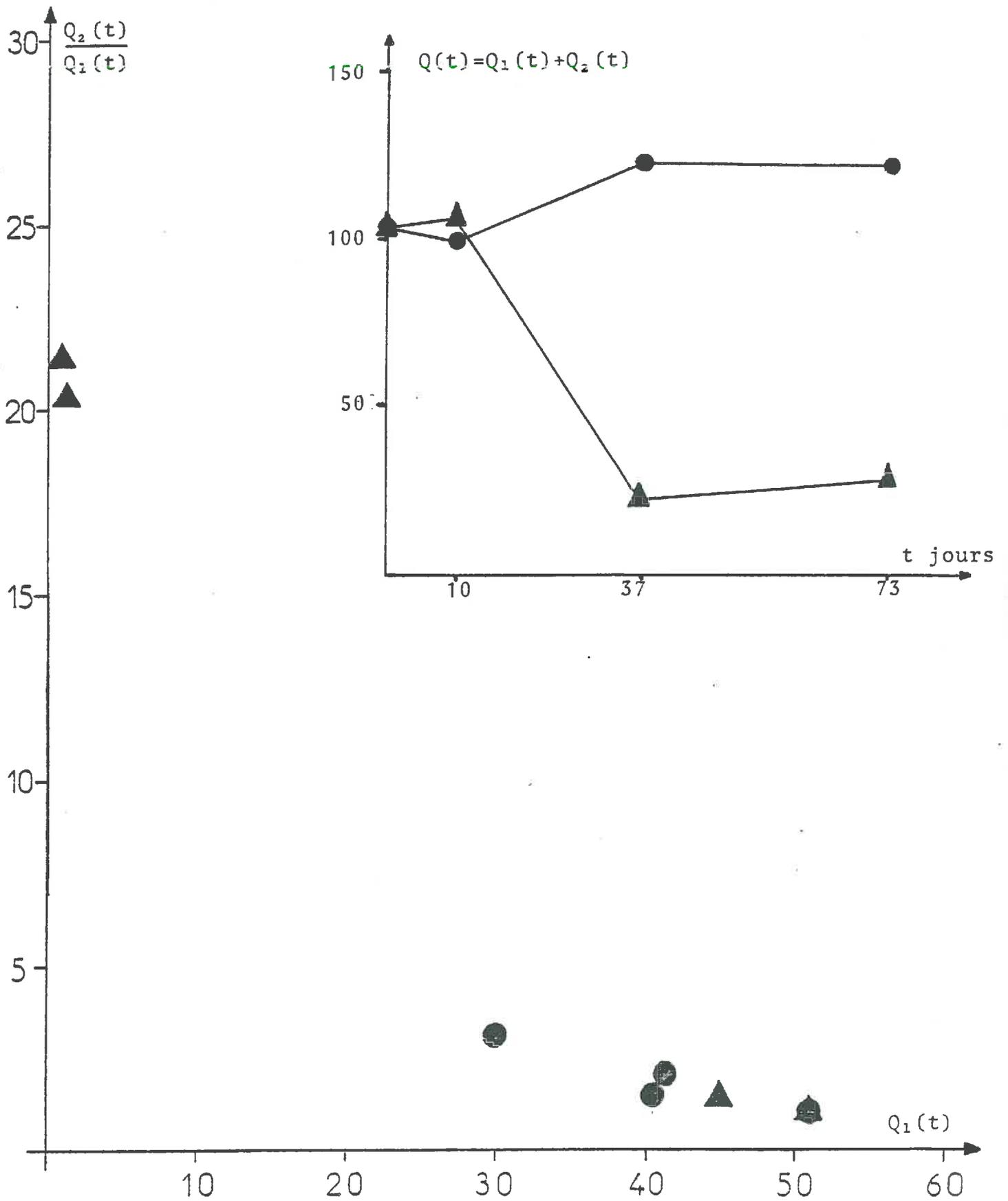


Figure 11.6 : Graphes d'incubation et d'analyse compartimentale

(A : résidus de luzerne, sols C A F ● et C A O ▲)

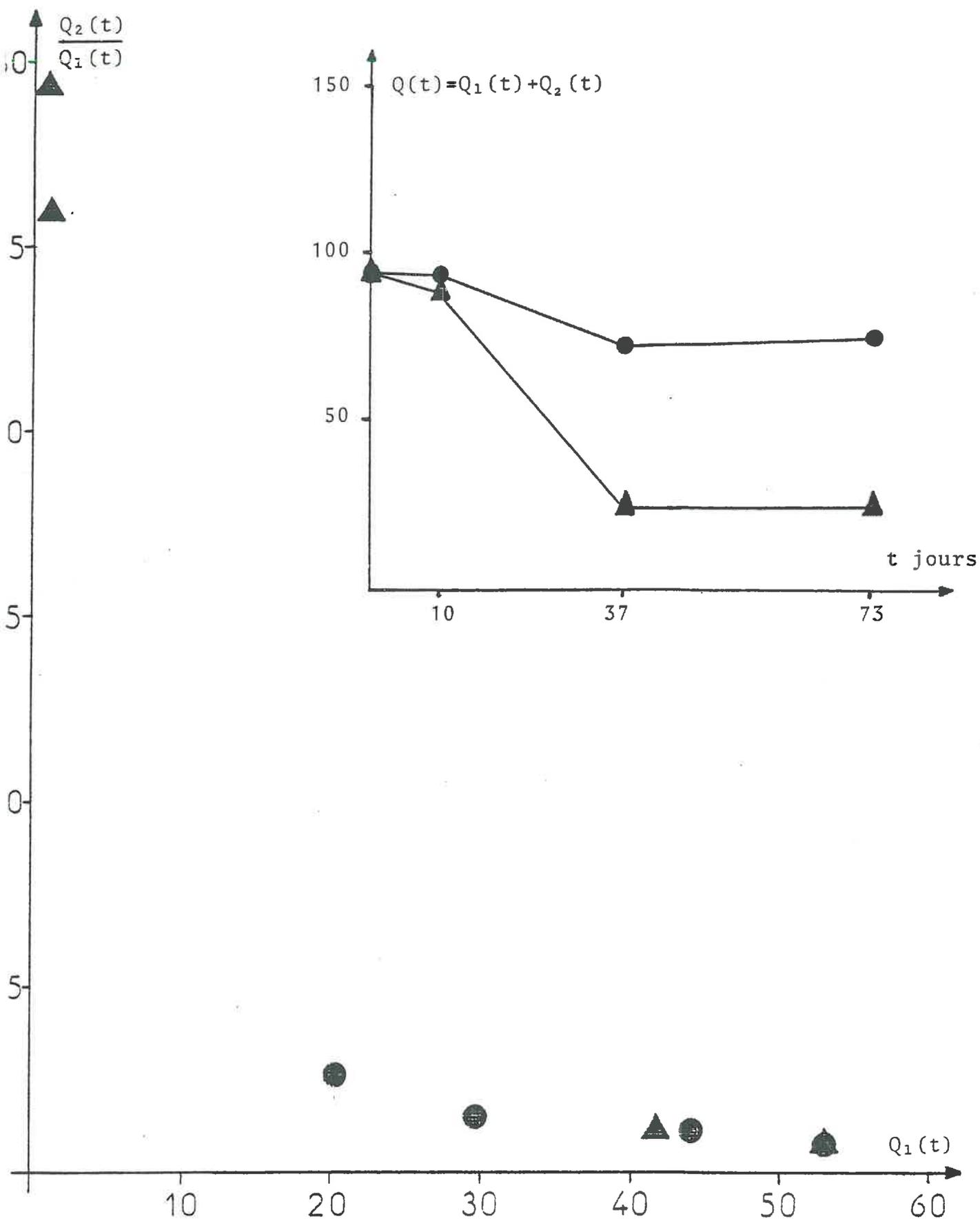


Figure 11.7 : Graphes d'incubation et d'analyse compartimentale  
 (C : pailles de blé, sols C C F ● et C C O ▲)

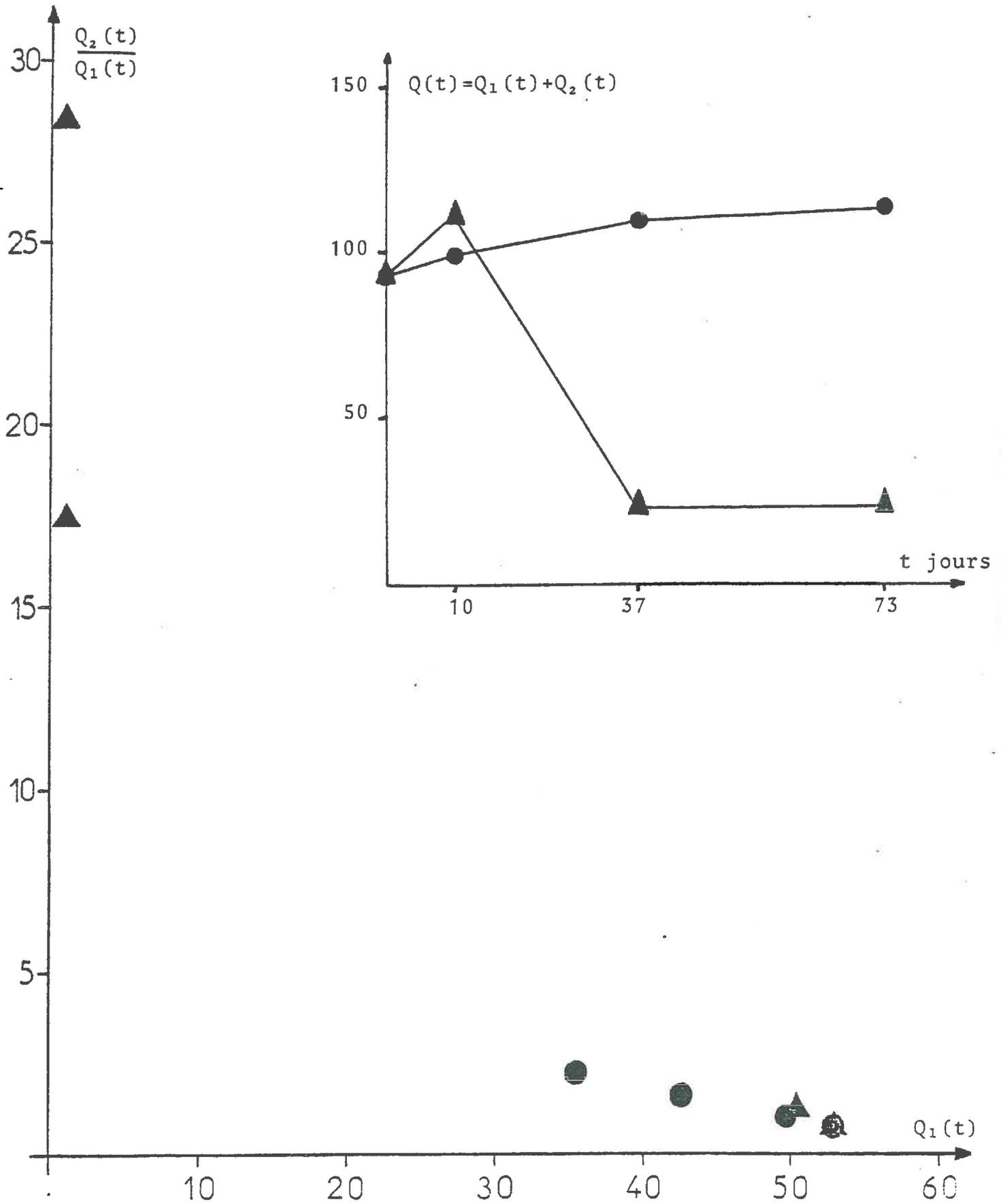


Figure 11.8 : Graphes d'incubation et d'analyse compartimentale  
 (- : pas d'amendement, sols C - F ● et C - O ▲)

Les valeurs numériques des transferts de minéralisation et de réorganisation calculées par l'application du modèle compartimental sont présentées sous forme de bilans en Annexe III (tableaux III 1. à 24.).

## 11.2. - VASES SANS CULTURE

### 11.2.1. - Calcul des transferts

Les bilans des ENTREES-SORTIES pour chacune des 3 périodes (0-10, 10-37, et 37-73 jours) sont établis dans les tableaux III 1. à III 6. pour chacun des 6 traitements. Ces bilans sont équilibrés à partir des solutions de l'intégrale de fuite calculées par itération sur ordinateur.

Pour tester la validité du modèle proposé, nous avons comparé les résultats obtenus par "divers cheminements" de cette intégrale :

- Addition des valeurs calculées pour chaque période
  - . des fuites brutes de N naturel
  - . des minéralisations brutes
- Intégration directe en "ignorant les mesures" faites aux temps intermédiaires.

Ainsi, les bilans suivants sont comparés dans les tableaux III 7. à III 12. :

- (0 - 10) + (10 - 37) à (0 - 37 jours)

La différence relative moyenne des estimations de l'intégrale de fuite est 3,5 p. 100 .

- (0 - 10) + (10 - 37) + (37 - 73) à (0 - 73 jours)

La différence relative moyenne est 1 p. 100 .

La comparaison des bilans ainsi obtenus montre une convergence remarquable qui confirme l'intérêt de l'intégrale proposée et la confiance qui doit être accordée à ces estimations numéri-

ques des transferts de l'azote minéral.

11.2.2. - Comparaison avec les résultats des auteurs

HILTBOLD et al. ont proposé trois hypothèses de calcul dont nous retiendrons simplement la première qui est plus proche de nos conceptions.

Dans les tableaux ci-dessous sont indiquées les minéralisations brutes et les réorganisations totales (somme N naturel + N engrais) pour les deux périodes 0-37 jours et 0-73 jours. Les valeurs données par HILTBOLD sont entre parenthèses. Nos estimations leurs sont en moyenne supérieure de 19 p. 100.

Traitement	Minéralisation brute	Réorganisation totale
0 - 37 jours		
M A F	41,6 (39)	17,0 (14)
M C F	29,6 (22)	37,0 (29)
M - F	42,9 (41)	13,0 (11)
C A F	41,3 (37)	22,0 (17)
C C F	28,7 (18)	49,9 (39)
C - F	38,4 (34)	22,1 (18)
Moyenne	37,1 (32)	26,9 (21)
0 - 73 jours		
M A F	85,8 (79)	50,0 (43)
M C F	90,4 (74)	95,6 (79)
M - F	83,2 (76)	46,2 (39)
C A F	79,4 (69)	61,0 (51)
C C F	57,5 (40)	77,4 (60)
C - F	62,5 (55)	42,9 (36)
Moyenne	76,5 (66)	62,2 (51)

11.3. - VASES AVEC VEGETATION (0 - 37 jours)

11.3.1. - Période 0-10 jours

Les auteurs donnent seulement les valeurs de N minéral dans les extraits de sol, car l'avoine n'a pratiquement pas levé au dixième jour. Les mesures indiquées pour les pots avec ou sans végétation sont très voisines et nous avons donc appliqué le modèle proposé (tableaux annexe III 13. à 18.).

11.3.2. - Période 10-37 jours

Il nous est apparu illusoire de calculer de la même façon l'intégrale de fuite pendant cette période. En effet, les rapports  $Q_2/Q_1$  dans les extraits de sol entre les points I = 10 et F = 37 jours sont très éloignés : 1,23 et 18,6 en moyenne contre 1,23 et 1,69 pour les vases sans végétation (tableau 11.9).

Nous avons levé cette difficulté en faisant les remarques suivantes sur les tableaux 11.1, 11.2 et 11.9. Pour les 6 traitements on a, au 37ème jour, les égalités suivantes précisées dans le tableau ci-dessous (les valeurs indiquées sont les moyennes de tous les traitements).

Jour n° 37	V A S E S			
	avec cult.		sans cult.	
Q <sub>2</sub>	plante + sol	63,6	≈ sol	67,0
Q <sub>1</sub>	plante + sol	36,3	≈ sol	39,6
Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub>	plante + sol	1,75	≈ sol	1,69

TRAITEMENT	V A S E S C U L T I V E S						N U S	
	$\frac{Q_2(10) \text{ sol}}{Q_1(10) \text{ sol}}$	$\frac{Q_2(37) \text{ sol}}{Q_1(37) \text{ sol}}$	$\frac{Q_2(37) \text{ plante}}{Q_1(37) \text{ plante}}$	$\frac{Q_2(37) \text{ plante} + \text{sol}}{Q_1(37) \text{ plante} + \text{sol}}$	$\frac{Q_2(10) \text{ sol}}{Q_1(10) \text{ sol}}$	$\frac{Q_2(37) \text{ sol}}{Q_1(37) \text{ sol}}$	$\frac{Q_2(10) \text{ sol}}{Q_1(10) \text{ sol}}$	$\frac{Q_2(37) \text{ sol}}{Q_1(37) \text{ sol}}$
M A O	1,34	16,9	1,61	2,11	1,41	2,07		
M C O	1,12	15,3	0,81	1,42	1,06	1,49		
M - O	1,22	17,3	1,31	1,74	1,34	1,55		
C A O	1,36	21,4	1,72	2,28	1,45	1,96		
C C O	1,11	25,9	0,78	1,48	1,11	1,45		
C - O	1,20	17,5	1,05	1,48	0,99	1,56		
Moyenne	1,23	18,6	1,22	1,75	1,23	1,69		
Intégrale	I	I → F			I	I → F		

Tableau 11.9 : R A P P O R T S  $Q_2(t)/Q_1(t)$  A U X J O U R S 10 E T 37

L'observation de ce tableau invite à calculer l'intégrale de fuite entre les bornes suivantes :

I :  $Q_1$  (10, sol) ,  $Q_2/Q_1$  (10, sol)  
 F :  $Q_1$  (37, sol + plante),  $Q_2/Q_1$  (37, sol + plante)

Le résultat obtenu correspond donc uniquement à la fuite de N naturel par réorganisation comme dans le cas des vases sans culture. Les bilans ainsi obtenus sont donnés dans l'annexe III (tableaux 13 à 18).

Les deux cheminements suivants de l'intégrale, 0-10 + 10-37 jours et 0-37 jours ont également été effectués (tableaux Annexe III 13. à 18.).

L'erreur relative moyenne est de 3 p. 100 confirmant encore la validité du modèle compartimental choisi.

### 11.3.3. - Comparaison avec les résultats des auteurs

Dans le tableau ci-dessous sont indiquées les minéralisations brutes et les réorganisations totales (somme N naturel + N engrais) pour la période 0-37 jours. Les valeurs données par HILTBOLD sont entre parenthèses. Nos estimations leurs sont en moyenne supérieures de 15 p. 100.

Traitement	Minéralisation brute	Réorganisation totale
	0 - 37 jours	
M A O	40,5 (42)	39,4 (38)
M C O	27,6 (18)	46,4 (37)
M - O	51,7 (50)	21,3 (20)
C A O	52,7 (50)	40,8 (38)
C C O	29,6 (16)	43,6 (34)
C - O	35,9 (34)	24,4 (21)
Moyenne	39,7 (35)	36,0 (31)

#### 11.4. - VASES AVEC VEGETATION (37-73 jours)

##### 11.4.1. Calcul des bilans (37-73 jours)

Nous avons calculé les intégrales de fuite comme il est expliqué dans les paragraphes précédents en prenant comme bornes d'intégration :

$$I : Q_1 (37, \text{ plante + sol}), \frac{Q_2}{Q_1} (37, \text{ plante + sol})$$

$$F : Q_1 (73, \text{ plante + sol}), \frac{Q_2}{Q_1} (73, \text{ plante + sol})$$

Les bilans ainsi établis sont donnés dans les tableaux III.19 à III.24.

Le test de validité de cette analyse compartimentale a été effectué en comparant les 2 cheminements de l'intégrale de fuite :

- .(0 - 10) + (10 - 37) + (37 - 73) jours
- .(0 - 73) jours

La différence relative moyenne des deux chemins d'intégration est de 18 %. Cette erreur qui apparaît importante n'est due, en fait, qu'à un seul traitement M - O. Si on le retire, l'erreur relative devient de l'ordre de 1 % seulement, ce qui confirme encore l'intérêt de nos hypothèses.

##### 11.4.2. Restitution d'azote au sol par le végétal

Les auteurs n'ont pas donné d'interprétation des valeurs numériques mesurées durant cette période de végétation. Ceci est, sans doute, dû au fait que N engrais dans la plante diminue, alors que N naturel augmente. Cette observation est la preuve d'une restitution d'azote organique de la plante vers le sol (racines mortes, exsudat racinaire, chute de feuilles...) que l'on peut calculer directement par différence pour N engrais (tableau ci-après).

Traitement Jour	N engrais dans le végétal		Restitution organique de N engrais
	37	73	
M A O	32,8	29,1	3,7
M C O	29,6	29,6	0
M - O	42,9	34,6	8,3
C A O	34,1	28,5	5,6
C C O	31,2	24,5	6,7
C - O	41,0	39,2	1,8
Moyenne	35,3	30,9	4,4

A l'évidence, cette restitution de N engrais est accompagnée de N naturel que nous avons estimée par rapport à la quantité moyenne de N naturel dans le végétal aux jours 37 et 73 (tableau ci-dessous).

Traitement Jour	N engrais dans le végétal		Restitution organique de N engrais
	37	73	
M A O	52,8	55,1	6,5
M C O	24,0	30,6	0
M - O	56,1	52,1	11,6
C A O	58,5	53,0	10,0
C C O	24,2	27,3	6,2
C - O	43,1	48,3	2,1
Moyenne	43,1	44,4	6,1

La valeur numérique de chaque transfert d'azote peut alors être calculée pour cette période 37-73 jours. Un exemple en est donné dans la figure 11.10. pour le traitement MAO. Il s'agit d'un modèle à 3 compartiments et 2 niveaux (plante et sol) dont les équations sont les mêmes que celles établies au paragraphe 10.2.3. (régime de remontée).

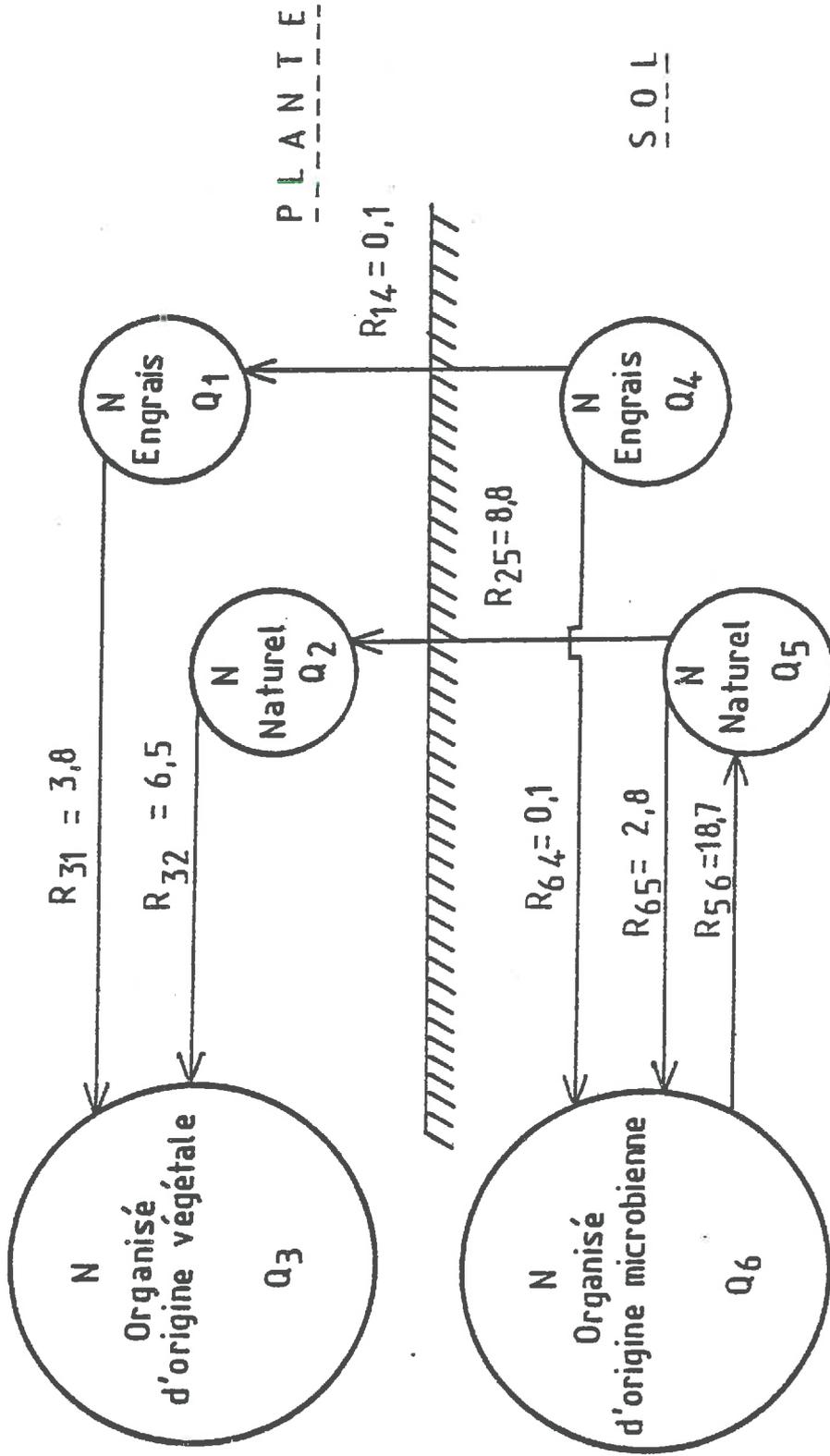


Schéma 11.10

ANALYSE COMPARTIMENTALE DE LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE

DANS LE COMPLEXE SOL-VEGETAL

MODELE A 3 COMPARTIMENTS ET 2 NIVEAUX

(Exemple: Traitement MAO)

Il faut remarquer sur cette figure que :

- dans la minéralisation ( $R_{56} = 18,7$ ), on peut faire la part de l'absorption par le végétal ( $R_{25} = 8,8$ )
- dans l'organisation, on distingue celle d'origine microbienne ( $R_{65} = 2,8$ ) et celle d'origine végétale ( $R_{32} = 6,5$ ).

#### 11.5. - CONCLUSIONS

##### 11.5.1. Ampleur réelle des processus biochimiques dans le sol

Les résultats numériques, calculés dans ce chapitre, des minéralisations brutes et des fuites brutes par réorganisation sont donnés, pour chaque période, dans les tableaux 11.11 à 11.15.

Les schémas 11.16 et 11.17 en présentent les valeurs moyennes pour chacune des trois restitutions organiques (luzerne A, maïs C, témoin -) en vases nus (traitement F) et cultivés (traitement O).

Nous nous intéresserons simplement aux conclusions montrées par ces schémas au 73ème jour.

Il faut remarquer la différence considérable entre les valeurs brutes et nettes mise ainsi en évidence. Par exemple, on obtient pour le témoin sans restitution humique :

	Vases nus	Vases cultivés
Minéralisation brute	72,9	58,0
Réorganisation brute	44,6	38,2
Minéralisation nette	28,3	19,8

Dans une expérimentation effectuée sans l'isotope  $^{15}N$  seules les valeurs nettes pourraient être abordées sans prendre conscience de l'ampleur réelle de ces processus microbiens.

Comme il fallait s'y attendre, l'enfouissement des cannes de maïs provoque une réorganisation importante qui se traduit par un déficit net :

Traitement	MINERALISATION brute	FUITES brutes		Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> Fuites	Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> N minéral sol	
		totale	engrais naturelle		I	F
<u>Soil M</u>						
M A	12,1	10,3	4,6	5,7	1,24	1,12
M C	15,4	26,4	13,9	12,5	0,90	0,75
M -	29,8	5,0	2,5	2,5	1,00	0,70
moyenne	19,1	13,9	7,0	6,9	0,99	0,85
<u>Soil C</u>						
C A	16,6	16,0	7,3	8,7	1,18	1,02
C C	16,4	19,4	10,1	9,3	0,92	0,77
C -	17,8	5,6	2,9	2,7	0,91	0,75
moyenne	16,9	13,7	6,8	6,9	1,01	0,84
<u>Amendement</u>						
A	14,3	13,2	6,0	7,2	1,20	1,07
C	15,9	22,9	12,0	10,9	0,91	0,76
-	23,8	5,3	2,7	2,6	0,95	0,73
moyenne générale	18,0	13,8	6,9	6,9	1,00	0,85

Tableau 11.11 :

MINERALISATION ET FUITES BRUTES DE O à 10 JOURS

(Vases avec et sans culture)

Traitement	MINERALISATION brute	FUITES brutes		Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> Fuites	Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> N minéral sol	
		totale	engrais naturelle		I	F
<u>So1 M</u>						
M A F	41,7	17,1	9,9	1,38	1,12	2,07
M C F	29,6	37,0	18,2	0,97	0,75	1,49
M - F	42,9	13,0	7,1	1,20	0,70	1,55
moyenne	38,1	22,3	11,7	1,10	0,85	1,71
<u>So1 C</u>						
C A F	41,3	22,0	12,2	1,25	1,02	1,96
C C F	28,7	49,9	26,5	1,13	0,77	1,45
C - F	38,4	22,1	11,8	1,15	0,75	1,56
moyenne	36,1	31,3	16,8	1,16	0,84	1,68
<u>Amendements</u>						
A F	41,5	19,6	11,1	1,30	1,07	2,02
C F	29,2	43,5	22,4	1,06	0,76	1,47
- F	40,7	17,6	9,5	1,17	0,73	1,55
moyenne générale	37,1	26,9	14,3	1,14	0,85	1,69

Tableau 11.12 : MINERALISATION ET FUITES BRUTES DE 0 à 37 JOURS

(Vases sans culture)

Traitement	MINERALISATION brute	FUITES brutes		Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> Fuites	Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> N minéral sol	
		totale	engrais naturelle		I	F
<u>Sol M</u>						
M A F	85,8	50,0	16,3	33,7	2,07	1,12
M C F	90,4	95,6	35,7	59,9	1,68	0,75
M - F	83,2	46,2	17,0	29,2	1,72	0,70
moyenne	86,5	63,9	23,0	40,9	1,78	0,85
<u>Sol C</u>						
C A F	79,4	61,0	21,1	39,9	1,89	1,02
C C F	57,5	77,4	32,7	44,7	1,37	0,77
C - F	62,5	42,9	17,6	25,3	1,44	0,75
moyenne	66,5	60,4	23,8	36,6	1,54	0,84
<u>Amendements</u>						
A F	82,6	55,5	18,7	36,8	1,97	1,07
C F	74,0	86,5	34,2	52,3	1,53	0,76
- F	72,9	44,6	17,3	27,3	1,58	0,73
moyenne générale	76,5	62,2	23,4	38,8	1,66	0,85

Tableau 11.13 : MINERALISATION ET FUITES BRUTES DE 0 à 73 JOURS

(Vases sans culture)

Traitement	MINÉRALISATION brute	FUITES brutes		Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> Fuites	Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> Plante	Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> Fuites + Plante	Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> N minéral sol		
		totale	engrais naturelle				I	F	
<u>So1 M</u>									
M A O	40,5	39,4	15,3	24,1	1,58	1,61	1,60	1,12	16,9
M C O	27,6	46,4	22,5	23,9	1,06	0,81	0,92	0,75	15,3
M - O	51,7	21,3	9,0	12,3	1,37	1,31	1,32	0,70	17,3
moyenne	39,9	35,7	15,6	20,1	1,29	1,26	1,27	0,85	16,4
<u>So1 C</u>									
C A O	52,7	40,8	16,0	24,8	1,55	1,72	1,66	1,02	21,4
C C O	29,6	43,6	20,9	22,7	1,09	0,78	0,90	0,77	25,9
C - O	35,9	24,4	10,9	13,5	1,24	1,05	1,09	0,75	17,5
moyenne	39,4	36,2	15,9	20,3	1,28	1,18	1,21	0,84	21,3
<u>Amendement</u>									
A O	46,6	40,1	15,7	24,4	1,56	1,66	1,63	1,07	19,0
C O	28,6	45,0	21,7	23,3	1,07	0,79	0,91	0,76	19,6
- O	43,8	22,9	10,0	12,9	1,30	1,18	1,20	0,73	17,3
moyenne générale	39,7	36,0	15,8	20,2	1,28	1,22	1,24	0,85	18,7

Tableau 11.14 : MINÉRALISATION ET FUITES BRUTES DE 0 à 37 JOURS

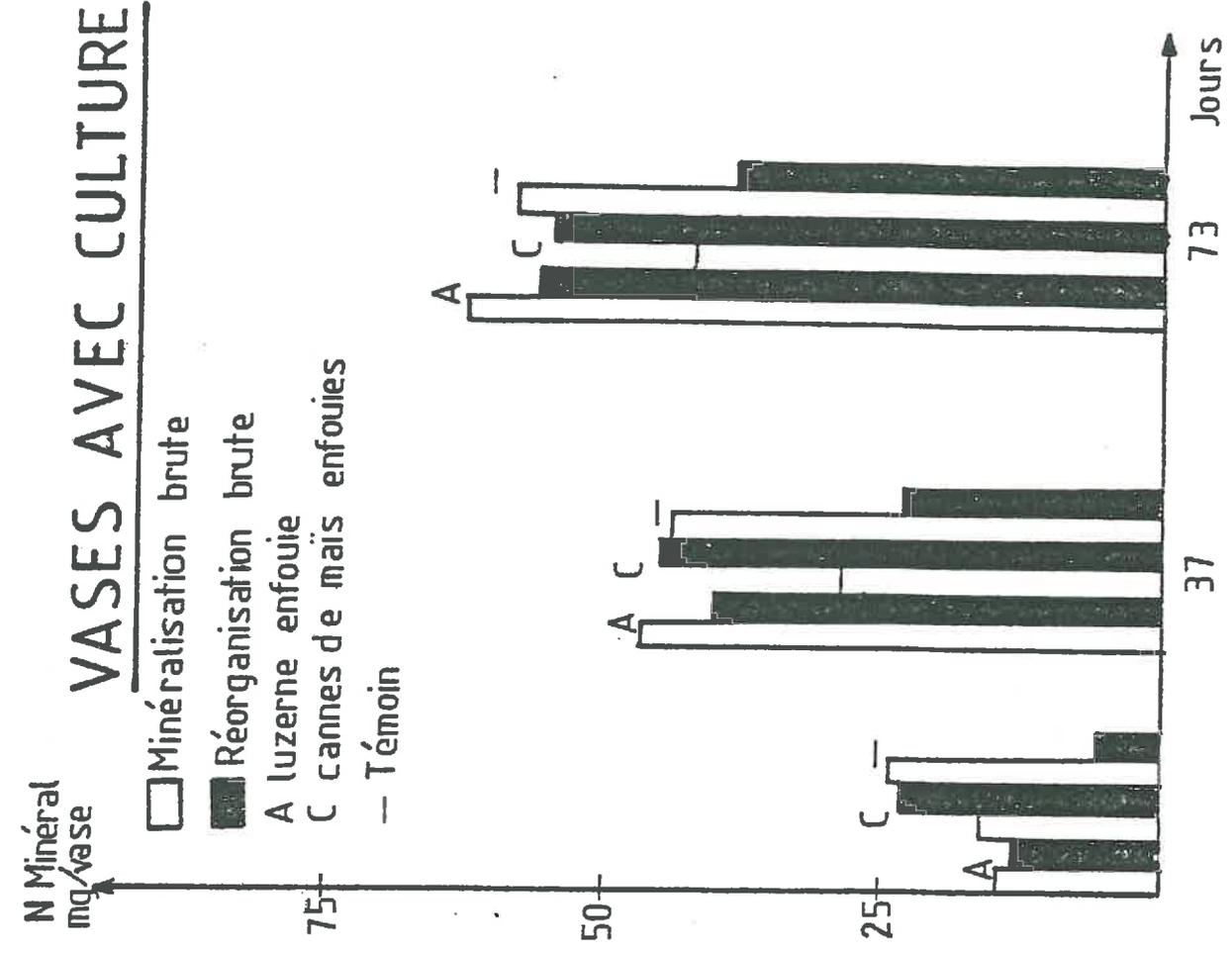
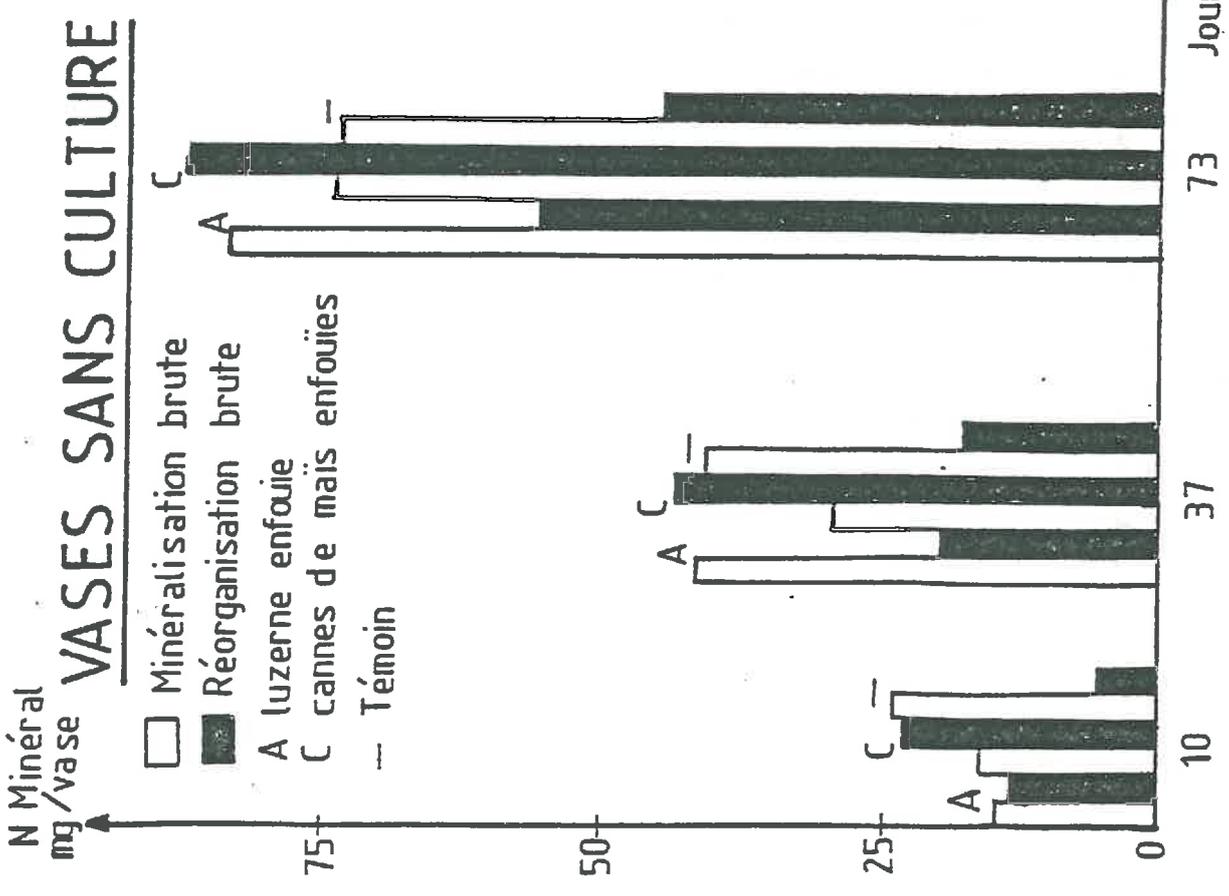
(Vases avec culture)

Tableau 11.14 :

Traitement	MINÉRALISATION brute	FUITES brutes		Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> Fuites	Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> Plante	Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> Fuites + Plante	Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub> N minéral sol		
		totale	engrais naturelle				I	F	
<u>So1 M</u>									
M A O	59,2	52,6	19,2	33,4	1,74	1,89	1,83	1,12	28,6
M C O	39,6	47,2	22,8	24,4	1,07	1,03	1,05	0,75	24,8
M - O	68,0	46,5	17,6	28,9	1,64	1,51	1,55	0,70	27,1
moyenne	55,6	48,8	19,9	28,9	1,46	1,48	1,47	0,85	26,8
<u>So1 C</u>									
C A O	65,3	59,2	21,3	37,9	1,78	1,86	1,83	1,02	20,3
C C O	44,6	62,1	27,7	34,4	1,24	1,11	1,18	0,77	29,4
C - O	48,0	29,9	13,0	16,9	1,30	1,23	1,25	0,75	28,4
moyenne	52,6	50,4	20,7	29,7	1,44	1,40	1,41	0,84	25,0
<u>Amendement</u>									
A O	62,3	55,9	20,3	35,6	1,76	1,88	1,83	1,07	23,7
C O	42,1	54,7	25,3	29,4	1,16	1,07	1,12	0,76	26,8
- O	58,0	38,2	15,3	22,9	1,50	1,36	1,40	0,73	27,7
moyenne générale	54,1	49,6	20,3	29,3	1,45	1,44	1,44	0,85	25,9

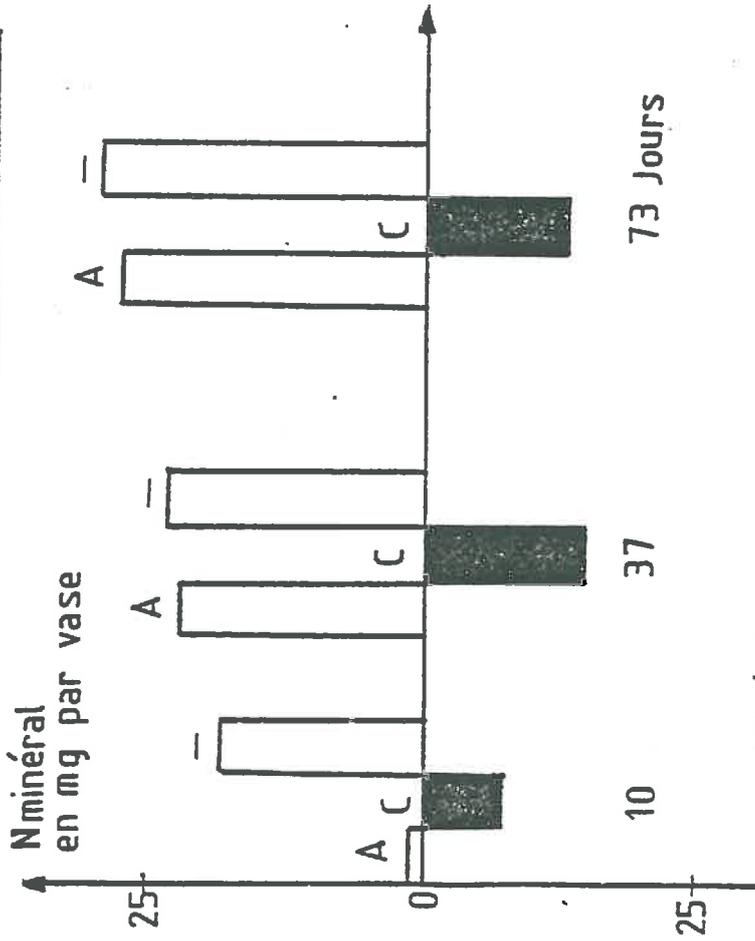
Tableau 11.15 : MINÉRALISATION ET FUITES BRUTES DE 0 à 73 JOURS

(Vases avec culture)

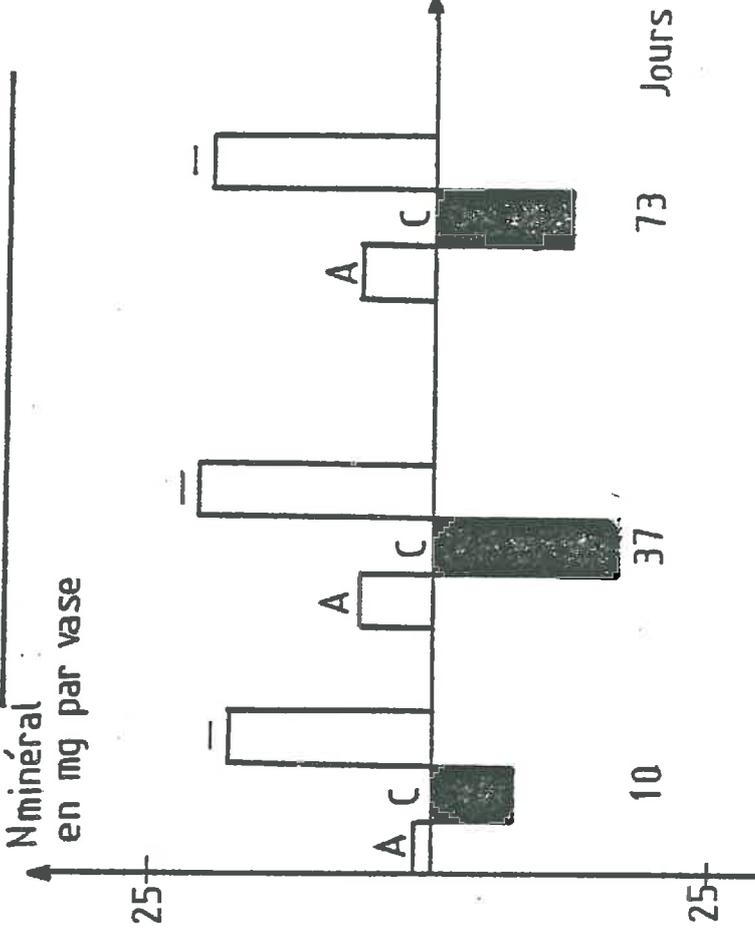


SCHEMA 11.16 EFFET DES RESTITUTIONS SUR LES TRANSFERTS BRUTS

### VASES SANS CULTURE



### VASES AVEC CULTURE



SCHEMA 11.17 EFFET DES RESTITUTIONS SUR LES TRANSFERTS NETS

	Vases nus	Vases cultivés
Minéralisation brute	74,0	42,1
Réorganisation brute	86,5	54,7
Réorganisation nette	12,5	12,6

Par contre, la restitution de luzerne entraîne, par rapport au témoin, une augmentation sensible des deux processus d'entrée et de sortie brutes. La minéralisation nette est identique au témoin sans culture mais largement inférieure au témoin avec culture. Cette observation confirme tout-à-fait l'intérêt de la culture des engrais verts :

	Vases nus	Vases cultivés
Minéralisation brute	82,6	62,3
Réorganisation brute	55,5	55,9
Minéralisation nette	27,1	6,4

Enfin, par rapport aux vases nus, la végétation a pour effet de diminuer sensiblement la minéralisation nette disponible après satisfaction des besoins de la plante. C'est une preuve du peu de risque de pollution azotée sous sol cultivé :

	Vases nus	Vases cultivés
Minéralisation brute	76,5	54,1
Réorganisation brute	62,2	49,6
Minéralisation nette	14,3	4,5

#### 11.5.2. Coefficients réels d'utilisation

Les C.R.U. % sont données dans le tableau 11.18. Les calculs ont été faits de deux manières :

- Par rapport à N engrais apporté : 73 mg par vase

En effet, l'apport a été fait sous forme de sulfate d'ammonium dont nous pensons que le tiers environ a été immédiatement rétrogradé dans les argiles et n'a donc pas participé, de ce fait, aux transferts biologiques. C'est l'une des hypothèses envisagées par les auteurs ; elle nous semble tout à fait

TRAITEMENT	N engrais = 73 mg		N engrais = Q <sub>1</sub> (0) mesuré	
	0-37 jours	0-73 jours	0-37 jours	0-73 jours
M A O	44,9	39,9	66,7	59,2
C A O	46,7	39,0	66,7	55,8
moyenne A	45,8	39,5	66,7	57,4
M C O	40,6	40,6	55,4	55,4
C C O	42,7	33,6	58,9	46,2
moyenne C	41,6	37,1	57,1	50,9
M - O	58,8	47,4	80,8	65,2
C - O	56,2	53,7	77,4	74,0
moyenne -	57,5	50,6	79,1	69,6
moyenne M	48,1	42,6	67,6	59,9
moyenne C	48,5	42,1	67,7	58,7
moyenne générale	48,3	42,4	67,7	59,3

Tableau 11.18 : COEFFICIENTS REELS D'UTILISATION (C.R.U. %)

justifiée car les C.R.U. % ainsi calculés (moyennes : 48,3 % au jour 37 et 42,4 % au jour 73) sont à rapprocher de ceux que nous avons mesuré en plein champ sous betterave sucrière, dans la région Dijonnaise en 1981 (paragraphe 9.5.) après apport de sulfate d'ammonium (39,2 % début août et 25,9 % à la récolte).

- Par rapport à N engrais dosé dans les vases de végétation au jour 0

Les C.R.U. % ainsi calculés (moyennes : 67,7 % au jour 37 et 59,3 % au jour 73) sont également à rapprocher de ceux trouvés lors de cette même récolte de betterave pour un apport d'azote sous forme de nitrate (77,5 % début août et 65,8 % à la récolte).

Ces rapprochements de C.R.U. % ne sont faits qu'à titre indicatif car il est, bien entendu, difficile de comparer une culture d'avoine menée en vase de végétation sur 73 jours avec celle d'une betterave poursuivie en plein champ jusqu'à la récolte. Mais, il nous a semblé que l'analogie des résultats obtenus méritait d'être signalée.

En tous les cas, il faut remarquer que le concept d'utilisation de l'azote minéral apporté ne doit pas simplement être traduit par la mesure du C.R.U. % à la récolte. Il existe un moment, en cours de végétation, où ce coefficient passe par une valeur plus grande. Puis, les restitutions organiques par le végétal tendent à le faire diminuer.

Les restitutions de luzerne et de maïs ont entraîné des C.R.U. % plus faibles que ceux du témoin (c.f. tableau ci-dessous). Par contre, l'absorption d'azote par le végétal a été déficitaire seulement dans le cas de l'enfouissement de maïs. Ceci indique bien que la notion de coefficient réel d'utilisation n'est pas à rapprocher directement de la satisfaction des besoins en azote du végétal.

Jours	C. R. U. %		Absorption de N (en mg par pot)	
	37	73	37	73
Témoin (-)	79,1	69,6	91,6	87,1
Luzerne (A)	66,7	57,4	89,1	82,9
Maïs (C)	57,1	50,9	54,5	56,0

### 11.5.3. Coefficients de fuite ou d'organisation

Sous les hypothèses faites au début de ce chapitre, les fuites totales de N engrais et N naturel sont supposées être immobilisées sous forme organique.

La notion de ce coefficient d'organisation, pourtant classique, n'est pas facile à préciser. Dans le cadre du modèle compartimental, trois définitions peuvent être proposées :

$$\frac{\text{Organisation N engrais}}{\text{N engrais initial}} \times 100$$

$$\frac{\text{Réorganisation brute N naturel}}{\text{N naturel initial} + \text{Minéralisation brute}} \times 100$$

$$\frac{\text{Organisation et réorganisation brutes}}{\text{N initial} + \text{Minéralisation brute}} \times 100$$

Nous avons retenu ce dernier rapport dont les valeurs sont données dans le tableau 11.19. Il faut noter la grande variation de ce coefficient en fonction du temps et du traitement : 4,6 à 51,6 %. Le concept d'organisation ne peut donc pas être traduit par un taux fixe, pas plus que celui de C.R.U. %. Il semblerait, au vu du tableau, évoluer vers une moyenne générale de l'ordre de 35 %, valeur généralement admise. Pour les vases cultivés, les coefficients sont sensiblement complémentaires à 100 des C.R.U. %. Pour les vases nus, dont les taux ne sont pas très différents de ceux avec culture, la minéralisation de la matière organique n'est absolument pas compensée par la réorganisation (tableau ci-dessous). L'azote minéral qui reste alors

TRAITEMENT	0 - 10 JOURS	0 - 37 JOURS	0 - 73 JOURS
A F	11,2	13,5	29,8
A O	"	26,7	33,7
moyenne A	"	20,2	31,6
C F	20,9	35,4	51,6
C O	"	36,8	40,3
moyenne C	"	36,1	46,6
- F	4,6	13,3	30,4
- O	"	16,9	25,5
moyenne -	"	15,1	27,9
moyenne F	12,0	20,1	37,3
moyenne O	"	26,5	33,0
moyenne générale	12,0	23,3	35,2

Tableau 11.19 : COEFFICIENTS DE FUITE OU D'ORGANISATION (exprimés en p. 100)

disponible est en quantité 4 à 5 fois plus importante que dans les vase avec culture. Ceci illustre bien le danger de pollution azotée par lessivage que représentent les sols laissés nus sans couvert végétal. L'enfouissement des cannes de maïs a un effet bénéfique, à cet égard, puisque le coefficient d'organisation dépasse 50 %.

Jours	Coeff. d'organisation % vases nus		N minéral dans les vases nus (en mg par pot)	
	37	73	37	73
Témoin (-)	13,3	30,4	114,9	120,1
Luzerne (A)	13,5	29,8	125,6	130,7
Maïs (C)	35,4	51,6	79,3	81,1

C H A P I T R E 12

=====

ANALYSE COMPARTIMENTALE DE DEUX EXPERIMENTATIONS

EN PLEIN CHAMP SUR SOL NU

(MODELE EN FONCTION DU TEMPS)

12.1. - INTRODUCTION

L'interprétation des expérimentations en plein champ est plus délicate car il faut prendre en compte les fuites par lessivage. Nous avons suivi en 1972 la dynamique de l'azote nitrique, avec l'isotope  $^{15}\text{N}$ , en sol nu (couche arable 0-20 cm), sur une parcelle du dispositif DEHERAIN de l'I.N.A.P.G. L'observation de la courbe (12.1) d'évolution du taux d'engrais en fonction du temps,  $e(t) = f(t)$ , dont l'allure est exponentielle, a suscité notre réflexion. Ceci nous a conduit à présenter une autre étude, "en fonction du temps", de l'analyse compartimentale.

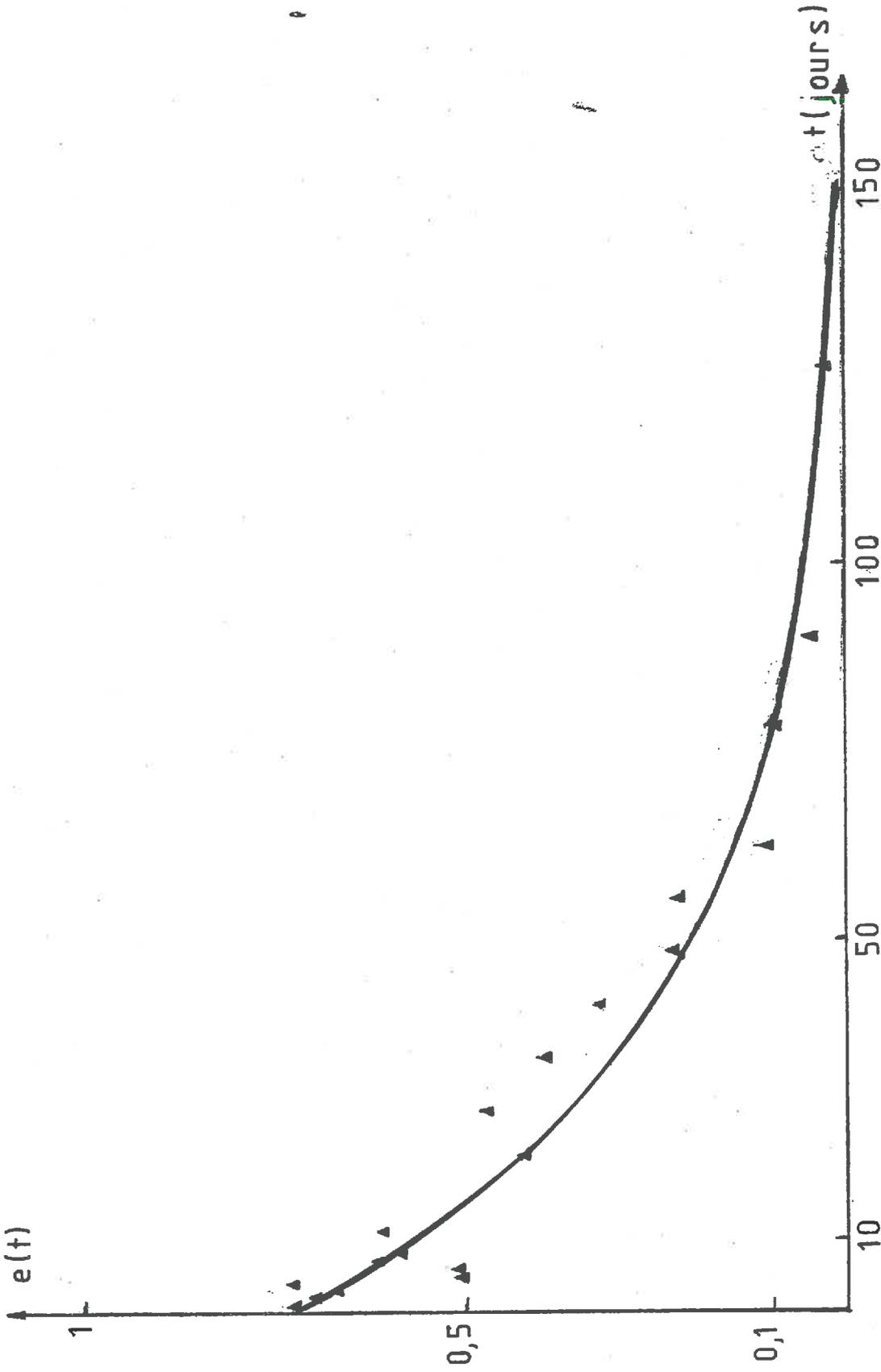
La solution est une conséquence directe de nos conclusions sur l'hétérogénéité des répartitions de l'azote nitrique dans le sol. Nous avons développé cette solution dans deux publications (LINDEMANN et GUIRAUD, 1978 ; MOREL et al., 1984) dont nous reprenons sommairement les termes. Nous rappelons également les définitions données et les hypothèses faites au chapitre 10 ainsi que les conclusions explicitées au chapitre 7.

12.2. - MODELE COMPARTIMENTAL

Le modèle (fig. 12.2) est constitué de trois compartiments dont les pools sont notés :

$Q_1(t)$  Azote nitrique provenant de l'engrais épandu,

$Q_2(t)$  Azote nitrique provenant de la minéralisation de la matière organique,



Courbe 12.1 : Evolution du taux d'engrais  $e(t)$  en fonction du temps  
(parcelle nue du dispositif DEHERAIN)

$Q_3(t)$  Azote organique.

Pour caractériser la dynamique, il faut effectuer à chaque temps  $t$ , depuis  $t = 0$ , date d'épandage de l'engrais nitrique, les déterminations analytiques suivantes :

- Mesure chimique de N nitrique  $Q(t)$  présent dans le profil étudié,

$$Q(t) = Q_1(t) + Q_2(t) \quad (1)$$

- Mesure physique de l'excès isotopique  $E(t)$  à partir duquel on calcule le taux d'engrais  $e(t)$ ,

$$e(t) = \frac{Q_1(t)}{Q(t)} \quad (2)$$

Ce modèle présente la qualité de ne pas tenir compte des valeurs numériques du pool  $Q_3(t)$ . En effet, ces mesures ne sont pas exploitables car les variations au cours d'une saison de l'azote organique sont de l'ordre de grandeur de l'incertitude de la méthode de dosage (KJELDAHL).

La description de ce modèle est volontairement limitée au "régime de Sortie de N engrais" à l'exclusion de celui "d'Entrée de N engrais".

Les Entrées et Sorties de l'azote des trois compartiments sont représentées (fig. 12.2) par des flèches. L'unité de temps choisie est "la journée".

La nature de ces transferts est une conséquence directe de l'étude de l'hétérogénéité. Soit au temps  $t$ , une répartition  $Q_i(t)$  de moyenne  $Q(t)$ . Le coefficient de variation peut s'écrire sous la forme :

$$CV. = \sqrt{\frac{\sum \left( \frac{Q_i(t)}{Q(t)} - 1 \right)^2}{n - 1}}$$

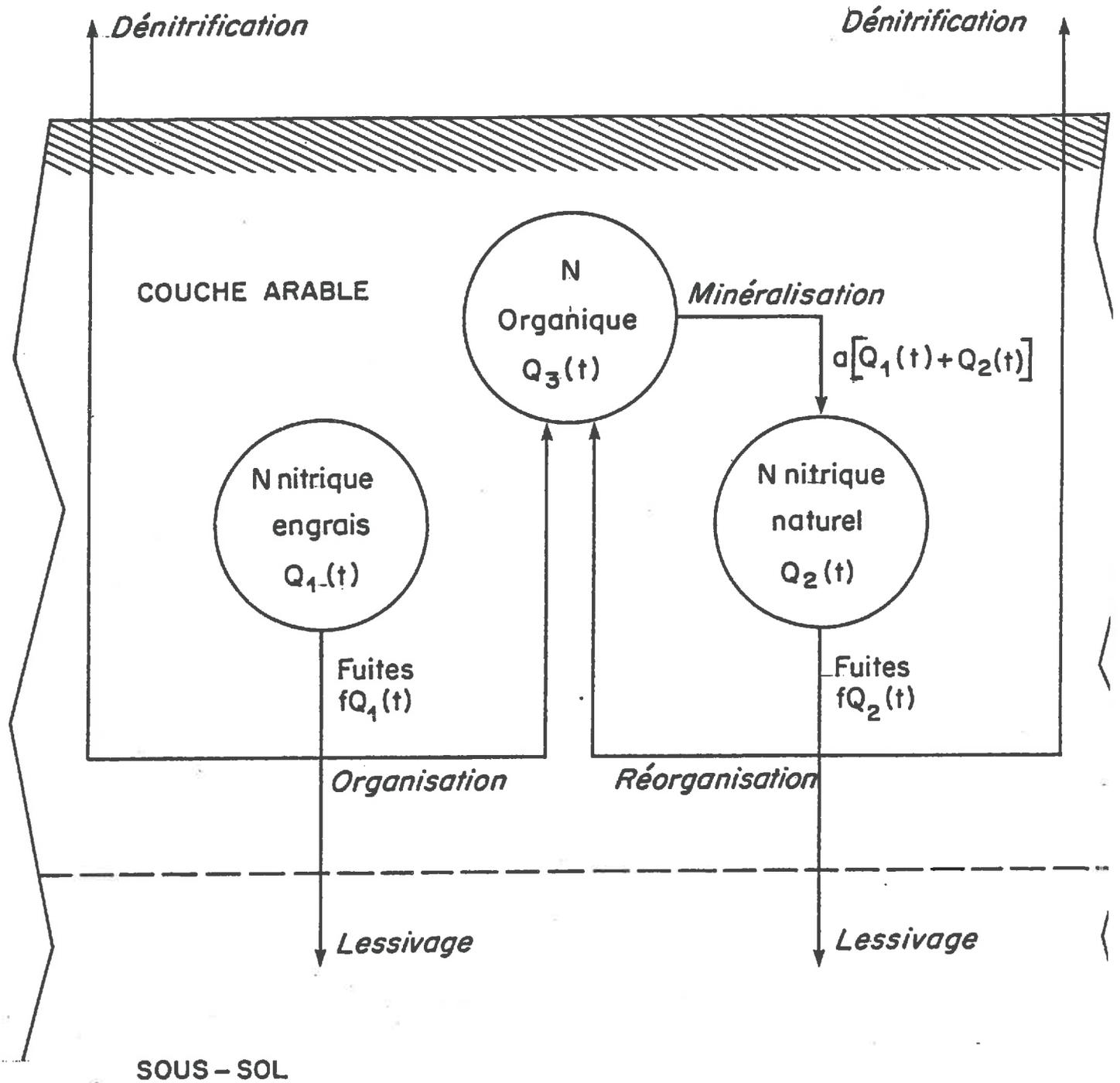


Fig. 12.2 : Modèle compartimental décrivant les transferts de l'azote nitrique en sol nu et en régime de lessivage.

- a   taux journalier de minéralisation
- f   taux journalier de fuite

La constance de C.V. ne peut être assurée que si les divers rapports  $\frac{Q_i(t)}{Q(t)}$  restent eux-mêmes voisins au cours du temps.

L'ensemble des facteurs susceptibles d'agir sur les nitrates est donc de "type proportionnel" aux quantités présentes  $Q_i(t)$ . Désignons par  $k$  ce taux global de variation :  $k$  est un nombre algébrique exprimé en jour<sup>-1</sup> :  $-1 \leq k$   
L'évolution de la moyenne en fonction du temps s'écrit alors :

$$\dot{Q}(t) = \frac{dQ(t)}{dt} = kQ(t) \quad (3)$$

Ces transferts, qui se matérialisent soit par une perte, soit par un gain, peuvent se décomposer comme il suit :

- des Sorties : fuites par lessivage dans le sous-sol, par réorganisation et par dénitrification. Il faut y ajouter les prélèvements racinaires dans le cas d'un sol cultivé. Soit  $f$ , le taux de fuite en jour<sup>-1</sup>.  $0 \leq f \leq 1$
- des Entrées : il s'agit essentiellement de la minéralisation de la matière organique.

Soit  $a$ , le taux de minéralisation en jour<sup>-1</sup>.  $0 \leq a$

Le taux global de variation s'écrit alors,

$$k = a - f \quad (4)$$

Les taux  $k$ ,  $a$  et  $f$  sont, bien entendu, des variables aléatoires. Ils sont de plus susceptibles de prendre des valeurs différentes au cours du temps  $t$ .

Les équations (1), (3) et (4) s'écrivent :

$$\dot{Q}(t) = \dot{Q}_1(t) + \dot{Q}_2(t) = (a - f) (Q_1(t) + Q_2(t)) \quad (5)$$

Nous avons déjà expliqué que les quantités de N engrais susceptibles de se réorganiser, au cours de la saison, sont faibles par rapport à la fraction minéralisable du pool organique  $Q_3(t)$ . La probabilité de minéralisation de N engrais, précédemment immobilisé, reste faible devant celle de N naturel. Nous avons considéré que cette probabilité est nulle : les deux pools

$Q_1(t)$  et  $Q_2(t)$  diffèrent donc par la "nature de leur comportement" ce qui justifie le modèle proposé.

Le compartiment  $Q_2(t)$  de l'azote naturel restant seul susceptible d'être alimenté par minéralisation, l'équation (5) devient équivalente au système suivant :

$$\begin{cases} \dot{Q}_1(t) = -f Q_1(t) & (6) \\ \dot{Q}_2(t) = a(Q_1(t) + Q_2(t)) - f Q_2(t) & (7) \end{cases}$$

### 12.3. - SOLUTION DU SYSTEME D'EQUATIONS

La résolution du système d'équation (6) et (7), que nous ne pouvons développer ici, permet :

- d'exprimer les lois d'évolution en fonction du temps des pools  $Q_1(t)$  et  $Q_2(t)$  ainsi que du taux d'engrais  $e(t)$  :

$$Q_1(t) = Q_1(o) \exp(-f t)$$

$$Q_2(t) = [Q_2(o) + Q_1(o)(1 - \exp(-at))] \exp[(a - f)t]$$

$$Q(t) = Q(o) \exp[(a - f)t]$$

$$e(t) = e(o) \exp(-at)$$

- de calculer les transferts de minéralisation et de fuite :

$$\text{Minéralisation } \int_0^t aQ(t)dt = \frac{a}{a-f} Q(o) [\exp((a-f)t) - 1]$$

$$\text{Fuite totale } -\int_0^t fQ(t)dt = -\frac{f}{a-f} Q(o) [\exp(a-f)t - 1]$$

$$\text{Fuite N Engrais } -\int_0^t fQ_1(t)dt = Q_1(o) [\exp(-ft) - 1]$$

$$\text{Fuite N Naturel } -\int_0^t fQ_2(t)dt = \text{Fuite totale} - \text{Fuite N engrais}$$

- de calculer les paramètres  $a$  et  $f$  du système :

$$\begin{cases} - e(t) \text{ ne dépend que du taux de minéralisation} \\ - Q_1(t) \text{ ne dépend que du taux de fuite.} \end{cases}$$

$$\begin{cases} \text{Log } e(t) = \text{Log } e(o) - at \\ \text{Log } Q_1(t) = \text{Log } Q_1(o) - ft \end{cases}$$

Les taux journaliers  $a$  et  $f$  peuvent être alors estimés par régression linéaire sur les courbes expérimentales.

#### 12.4. - EXEMPLES D'APPLICATION

##### 12.4.1 - Dispositif DEHERAIN

Après épandage de nitrate marqué (30 %) sur une parcelle nue, l'évolution de N nitrique a été suivie pendant 148 jours. Une vingtaine de séries de prélèvements a été effectuée.

En outre, l'excès isotopique du pool organique a été mesuré à  $t = 148$  pour déterminer, dans les fuites, la part de la réorganisation de N engrais.

Les estimations de  $a$  et  $f$  sont indiquées sur les figures 12.3 et 12.4. Le bilan exprimé en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  des Entrées-Sorties de la période est donné au tableau 12.5. Les caractéristiques climatiques sont précisées sur les figures 12.6, 12.7 et 12.8.

Le bilan du tableau 12.3 fait apparaître une disparition de 55,9 unités d'azote du profil (20 cm) par lessivage et dénitrification. L'apport d'engrais ayant été de 21, la diminution réelle pendant cette période a donc été de 35 unités. Ce résultat est à rapprocher de ceux donnés par MOREL (1984) qui a mesuré sur ces parcelles une chute de la teneur en azote organique de 1,47 à 1,32 p. mille entre 1964 et 1980 (soit 30 Kg/ha/an). Il est à noter que ces parcelles laissées nues reçoivent également du fumier d'étable à l'automne qui ne contribuerait pratiquement pas au maintien du niveau organique.

##### 12.4.2 - Dispositif de TROGNY

L'expérimentation suivante a été réalisée sur le dispositif expérimental de longue durée de TROGNY décrit au chapitre 9. Après le blé récolté en 1980, la culture prévue pour 1981 était

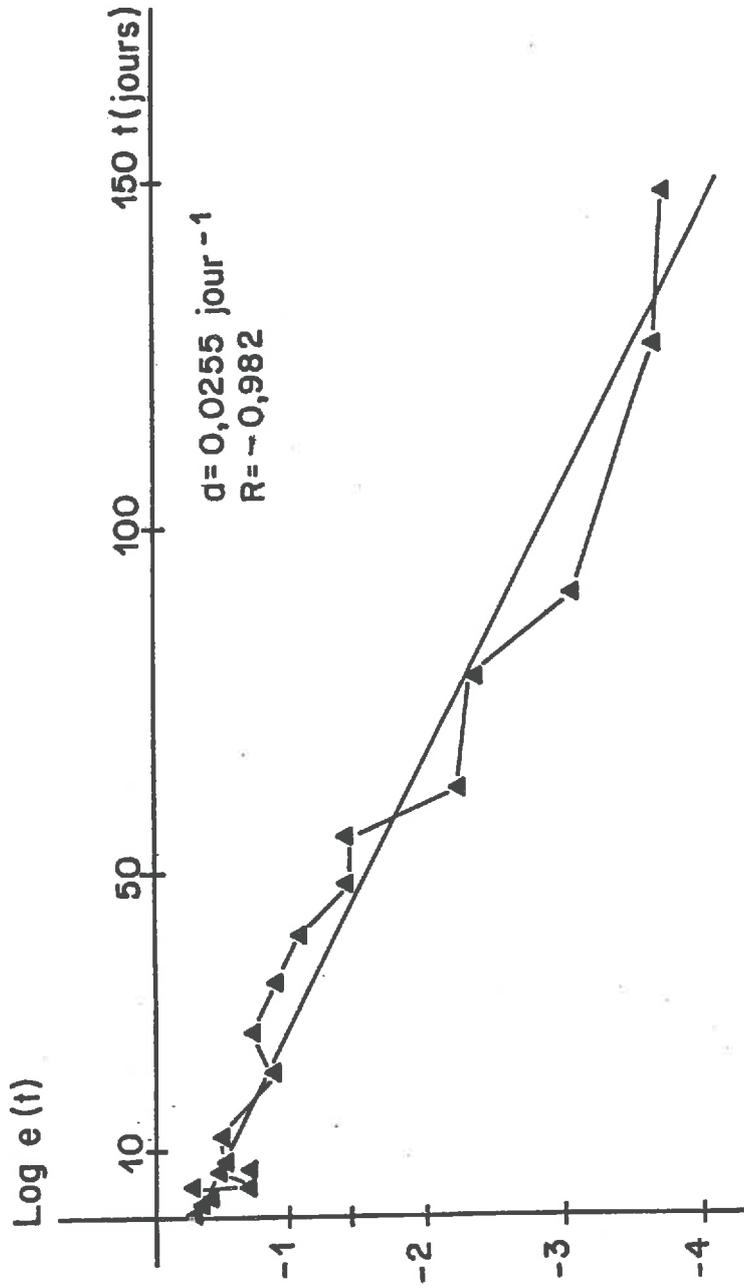


Fig. 12.3 : Estimation du taux journalier moyen a de minéralisation  
 $\text{Log } e(t) = \text{Log } e(0) - at$

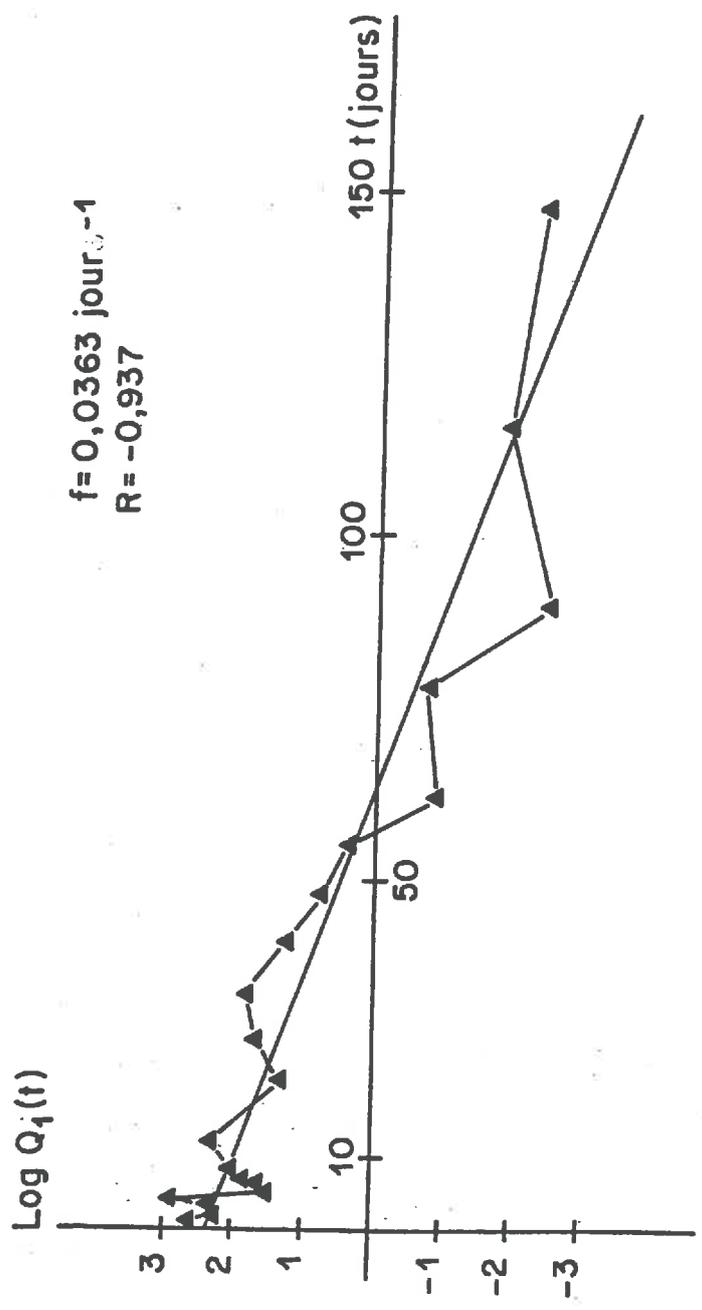


Fig. 12.4 : Estimation du taux journalier moyen f de fuite.  
 $\text{Log } Q_1(t) = \text{Log } Q_1(0) - ft$   
 $Q_1(t)$  exprimé en mg par kg de terre sèche

Entrées ou crédit	Sorties ou débit
Apport N engrais $Q_1(o)$	0,1 N engrais final
N naturel initial $Q_2(o)$	5,7 N naturel final
Minéralisation	Fuites N engrais
	5,7 . Réorganisation
	15,2 . Lessivage et dénitrification
	Fuite N naturel
	15,3 . Réorganisation
	40,7 . Lessivage et dénitrification
82,7	82,7

Tableau 12.5 : Bilan exprimé en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  des entrées et sorties de la période

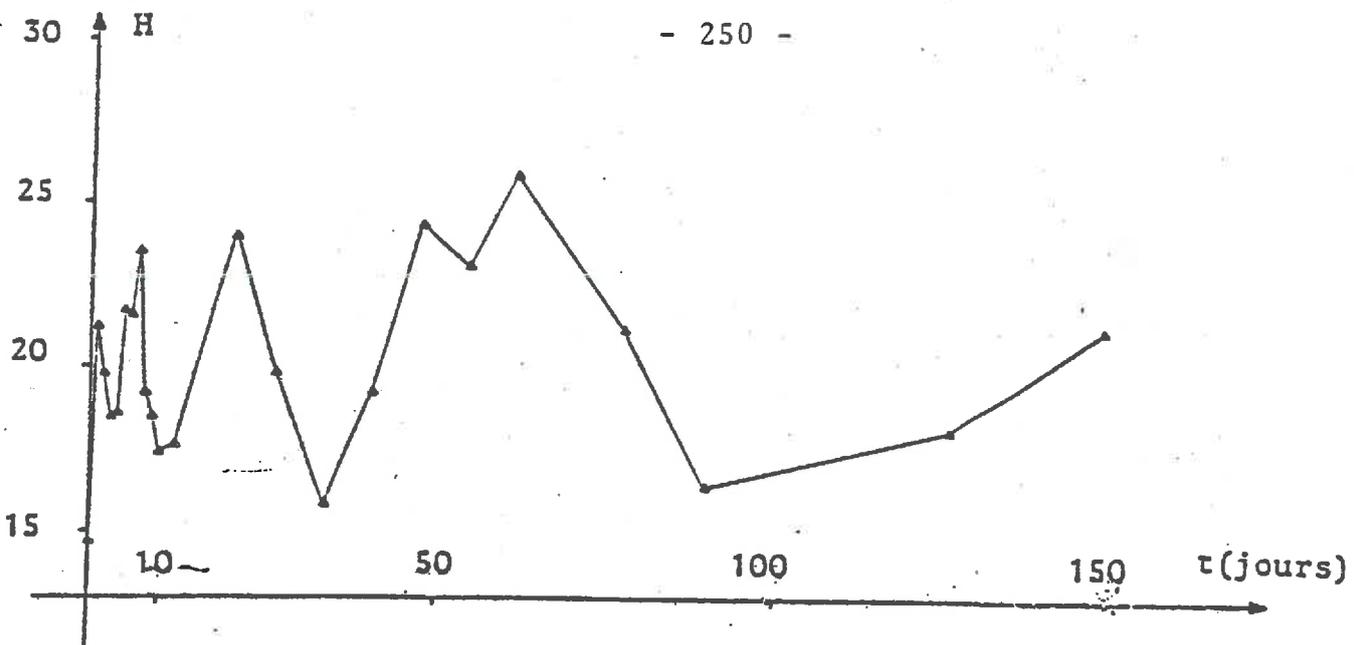


Fig. 12.6 : Humidité exprimée en g pour 100 g de terre sèche

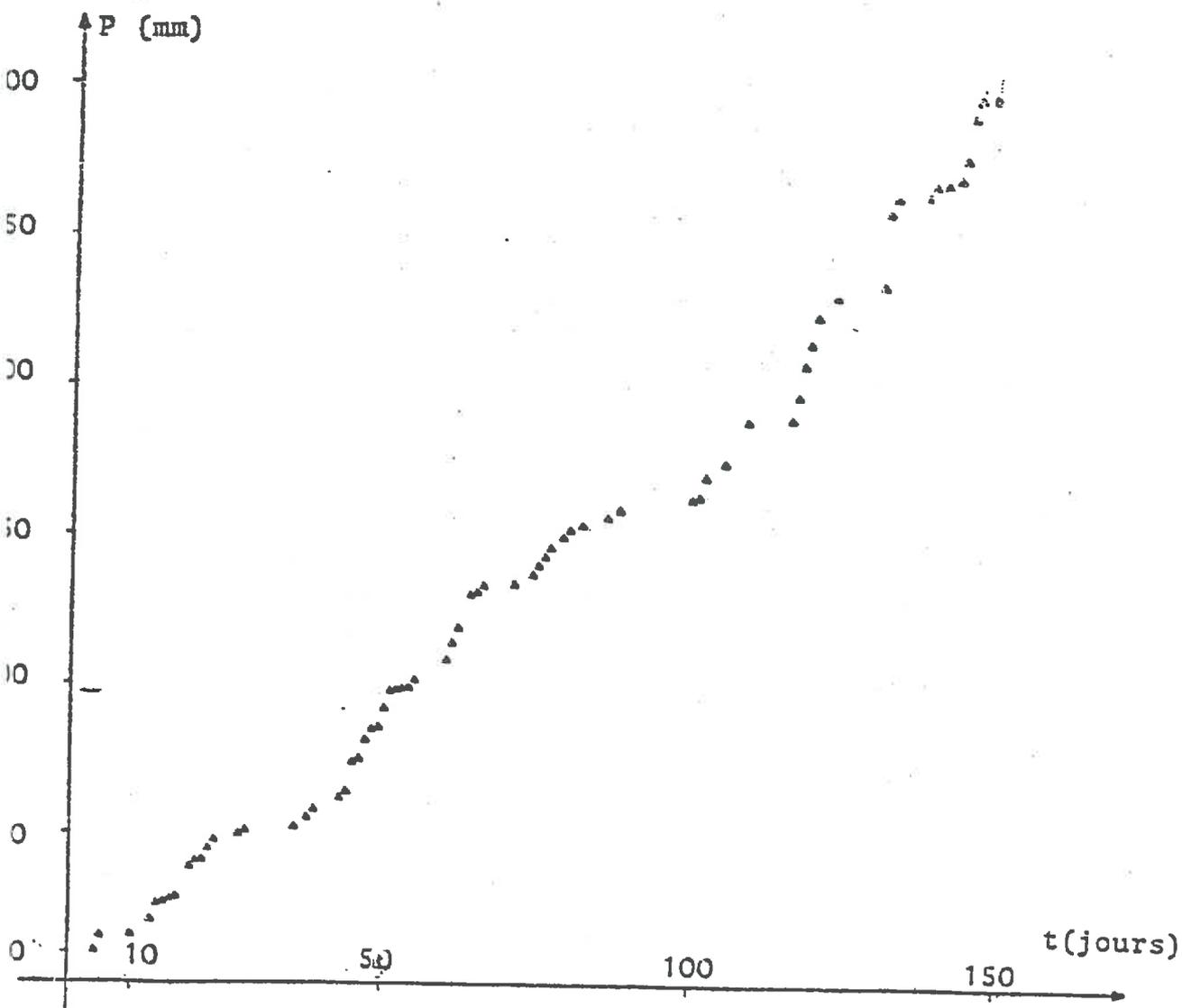
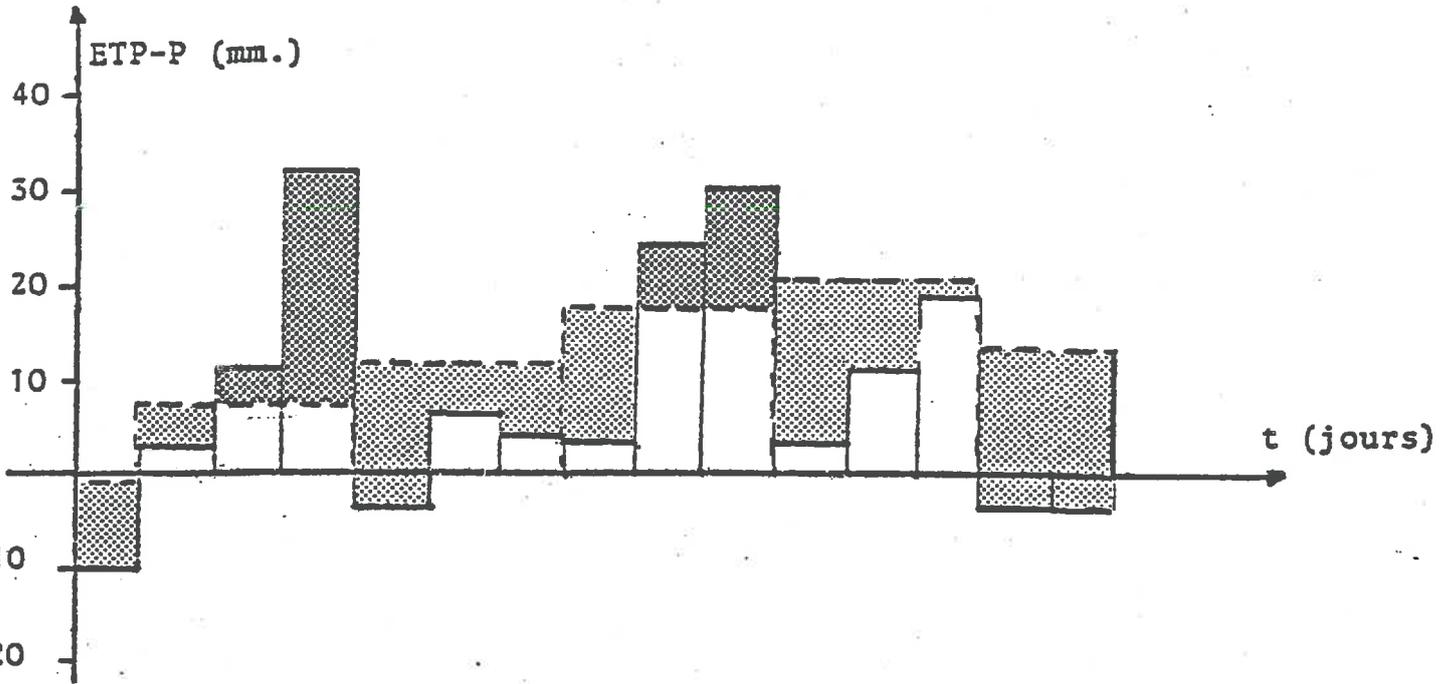


Fig. 12.7 : Pluviométrie cumulée de la période



	A			M			J <sup>n</sup>			J <sup>t</sup>			A		
ETP.	26	23	37	23	22	37	22	31	34	29	45	31	30	19	
P.	10	23	12	7	27	16	32	19	7	3	26	35	11	34	31

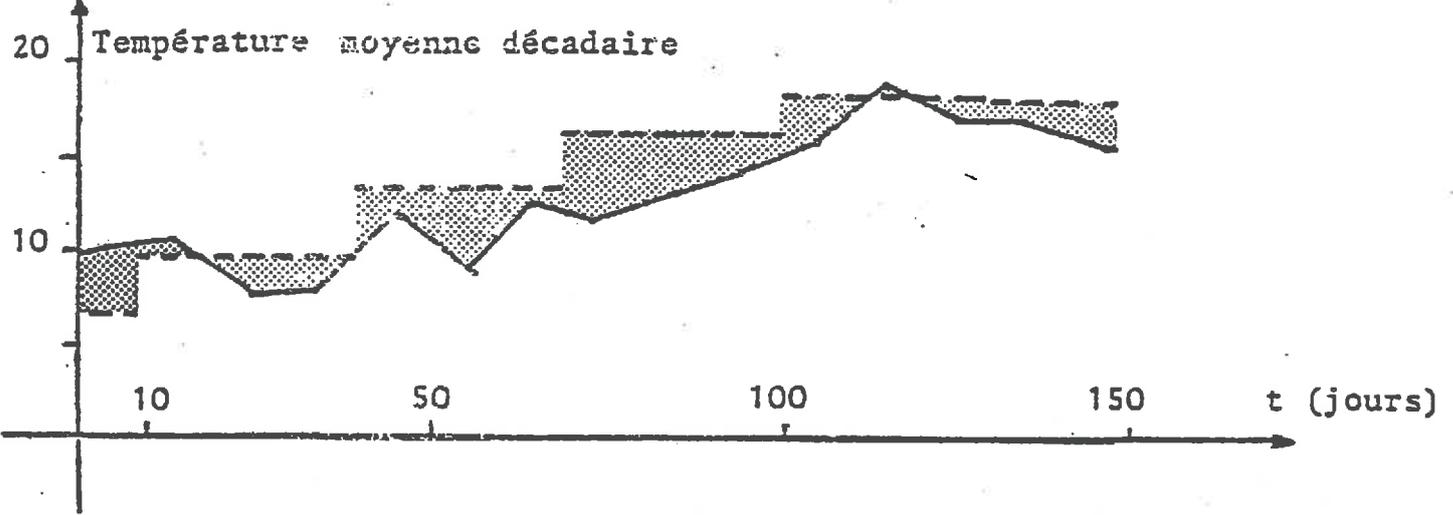


Tableau 12.8 - Caractéristiques climatiques de la période

- P Pluviométrie
- E.T.P. Evapotranspiration potentielle
- Caractéristiques normales (moyennes sur 20 ans)
- ▨ Période excédentaire
- ▩ Période déficitaire

(Relevés du Service d'Expérimentation et d'Information, I.N.R.A.-GRIGNON)

un maïs. Cette succession laisse le sol nu pendant 9 mois environ, soit un risque de pollution des nappes d'eau par lessivage des nitrates pendant cette longue période.

Pour estimer ce risque, une parcelle a été installée le 19/11/1980 sur laquelle  $900 \text{ g.ha}^{-1}$  d'azote 15 ont été épandus. Plusieurs prélèvements de sol ont été effectués à trois niveaux de profondeur (0-30, 30-60 et 60-90 cm) jusqu'en juillet 1981. Les résultats sont donnés au tableau 12.9 et sur les figures 12-10 à 12-12.

L'allure des courbes de variation des quantités d'azote 15 indiquées sur ces figures est tout à fait caractéristique des modèles à compartiments multiples en série : une exponentielle pour l'horizon 0-30 cm, somme de deux et trois exponentielles pour les deux autres profils 30-60 et 60-90 cm.

La période du 19/11/1980 au 18/03/1981 est un "régime de Sortie" durant laquelle les valeurs du taux de fuite  $f$  sont les suivantes :

Horizons	$f \times 10^2$	R	Signification
0-30	4,70	0,977	S
30-60	4,00	0,990	HS
60-90	3,46	0,997	THS

Pour cette même période, les fuites d'azote Naturel exprimés en  $\text{hg.ha}^{-1}$  ont été calculées à l'aide de "l'intégrale de fuite" définie au chapitre 10. Cette intégration a été effectuée sous les deux hypothèses hyperbolique et linéaire. On remarquera que la différence des résultats obtenus peut être considérable. Cet exemple illustre bien le fait que l'hypothèse hyperbolique que nous avons proposée conduit à un résultat minimal.

Date de prélèvement	Niveaux (en cm)	N minéral		E %	Pluies cumulées (en mm)
		en p.p.m.	en kg/ha (d = 1,2)		
19 Novembre 1980	0 - 30	9,14	32,9	2,735	0
	30 - 60	5,80	20,9	-	
	60 - 90	3,46	12,5	-	
10 Décembre 1980	0 - 30	7,88	28,4	1,772	29,8
	30 - 60	7,61	27,4	0,353	
	60 - 90	4,35	15,7	0,144	
22 Janvier 1981	0 - 30	12,53	45,1	0,055	167,2
	30 - 60	4,50	16,2	0,216	
	60 - 90	6,28	22,6	0,221	
26 Février 1981	0 - 30	3,41	12,3	0,045	200,8
	30 - 60	3,37	12,1	0,076	
	60 - 90	3,57	12,9	0,148	
18 Mars 1981	0 - 30	6,78	24,4	0,025	269,3
	30 - 60	5,85	21,1	0,026	
	60 - 90	3,88	14,0	0,037	
8 Avril 1981	0 - 30	9,51	34,2	0,032	297,8
	30 - 60	5,74	20,7	0,052	
	60 - 90	4,34	15,6	0,197	
21 Avril 1981	0 - 30	12,31	44,3	0,048	316,2
	30 - 60	6,63	23,9	0,051	
	60 - 90	6,07	21,9	0,124	
3 Juin 1981	0 - 30	17,84	64,2	0,032	452,6
	30 - 60	20,27	73,0	0,038	
	60 - 90	8,13	29,3	0,035	
6 Juillet 1981	0 - 30	15,37	55,3	0,031	510,4
	30 - 60	24,88	89,6	0,026	
	60 - 90	18,21	65,6	0,021	

DOSAGE de N Minéral et  $^{15}\text{N}$  du sol de la "placette de lessivage"

- Apport  $^{15}\text{N}$  le 19 Novembre :  $0,900 \text{ kg. ha}^{-1}$

- Apport engrais le 21 Avril :  $140 \text{ kg. ha}^{-1}$

(après le prélèvement de sol)

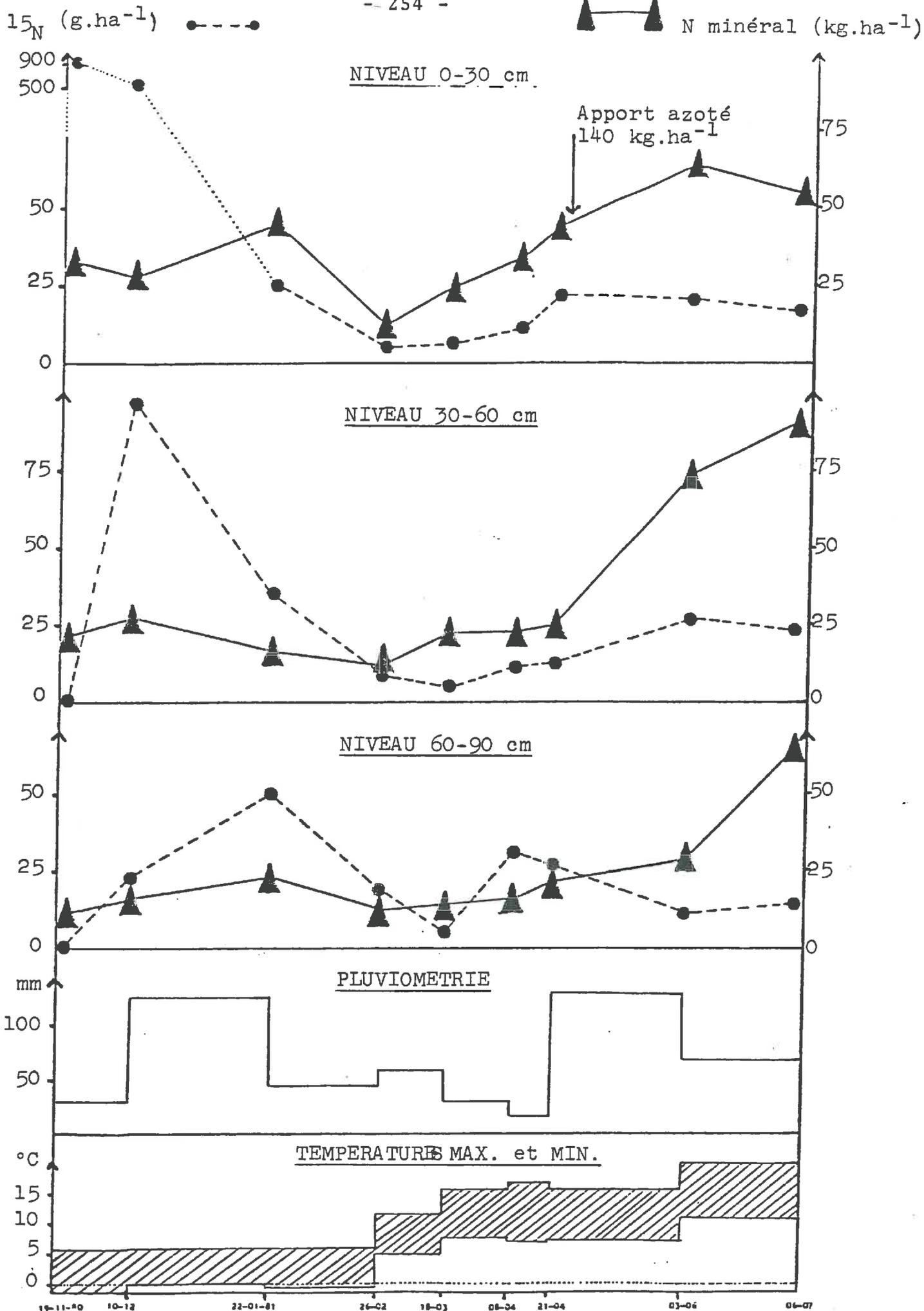
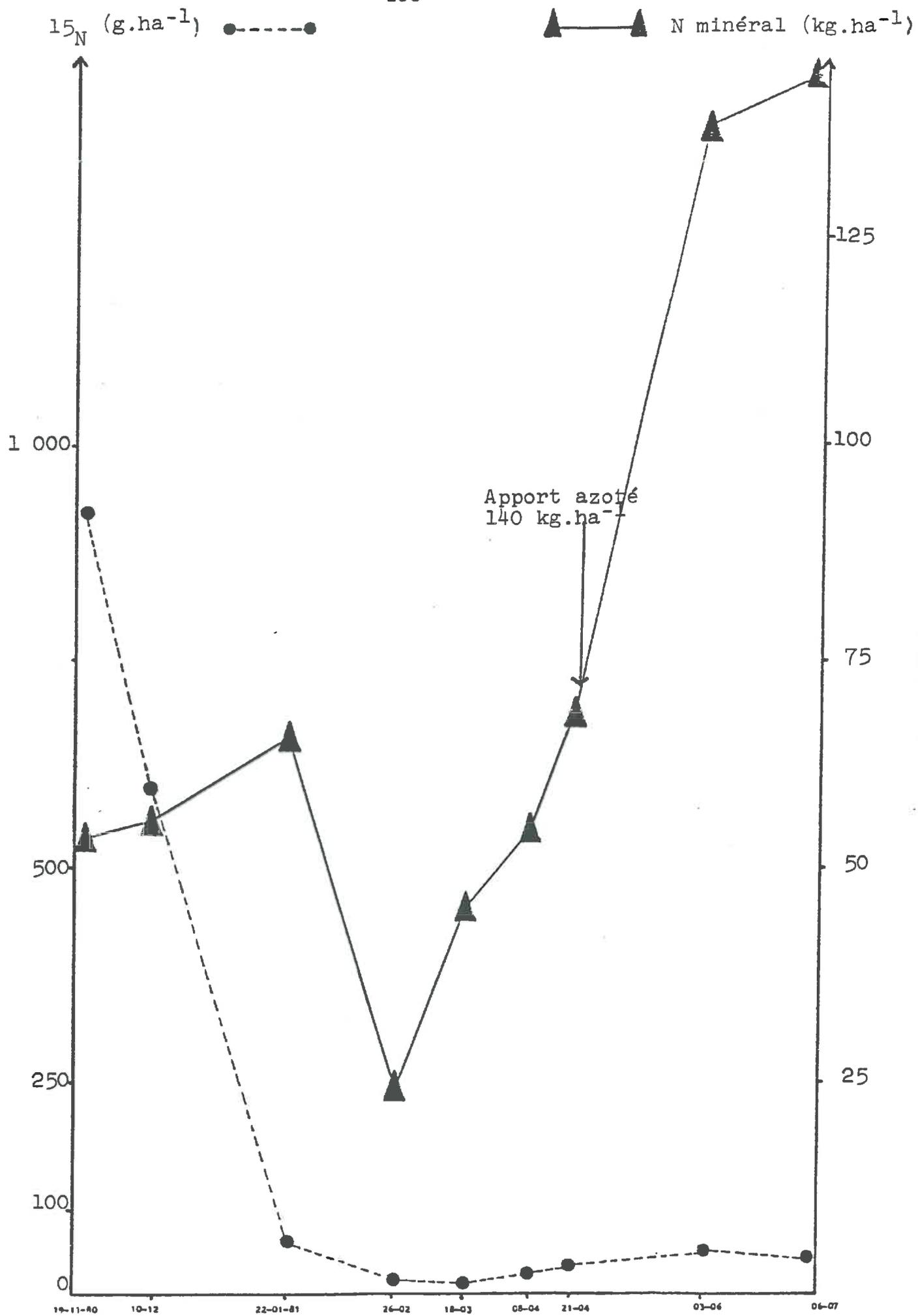
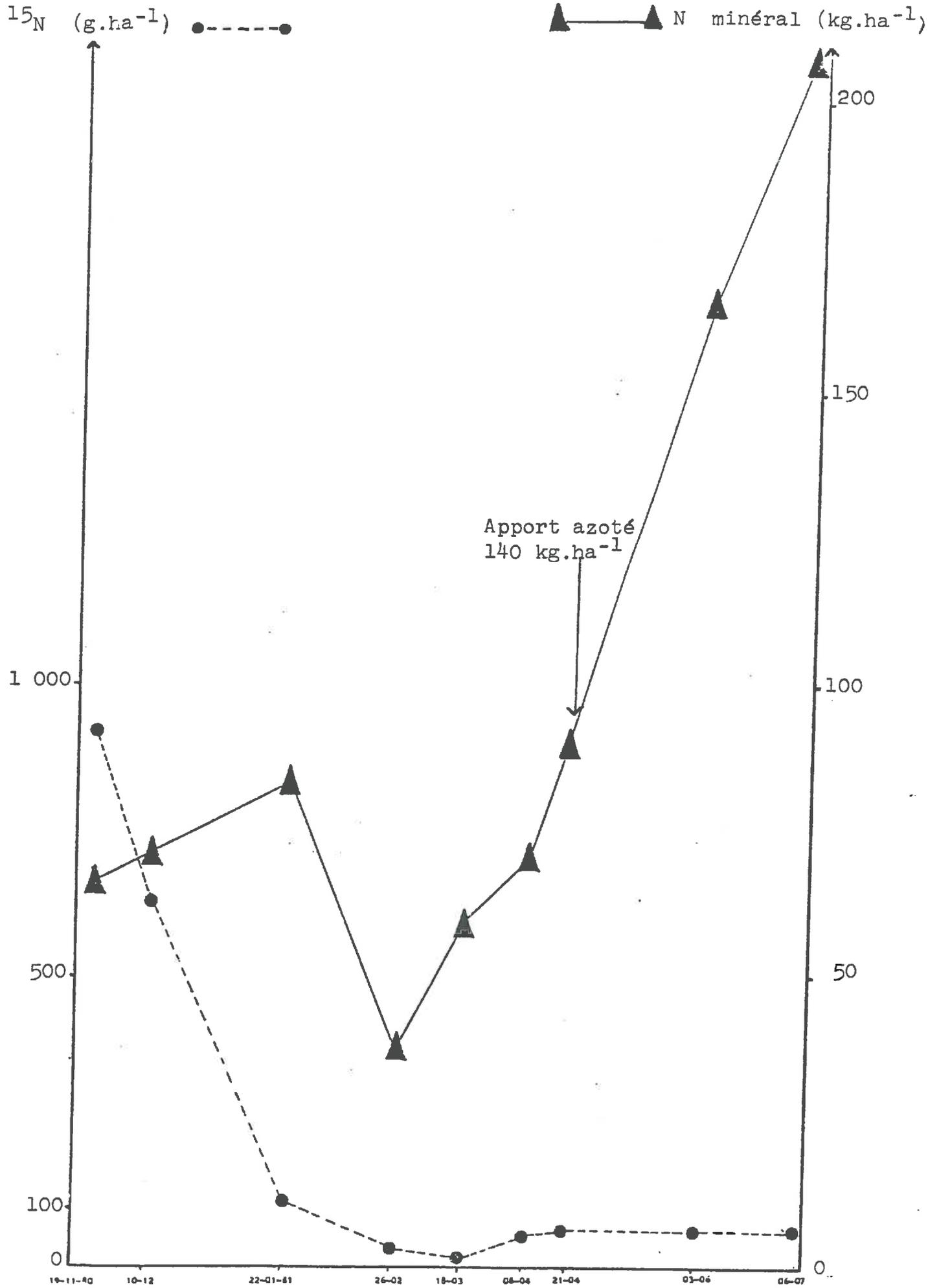


Figure 12 - 10 EVOLUTION DE L'AZOTE SUIVANT LES NIVEAUX



EVOLUTION DE L'AZOTE SUR LE NIVEAU 0-60 cm



EVOLUTION DE L'AZOTE SUR LE NIVEAU 0-90 cm

Figure 12-12

Fuites brutes de N naturel (hg.ha<sup>-1</sup>)

Hypothèses	Hyperbolique			Linéaire		
	0-30	0-60	0-90	0-30	0-60	0-90
Horizons						
19/11 au 10/12	17,3	21,9	25,2	18,0	22,6	25,9
10/12 au 22/01	121,2	136,7	137,3	448,0	301,5	225,0
22/01 au 26/02	37,1	54,1	66,0	38,9	60,4	70,8
26/02 au 18/03	0,0	8,5	34,9	0,0	8,8	39,7
TOTAL	175,6	221,2	263,4	504,9	393,2	361,4

Le calcul sous loi linéaire classe les sorties des trois horizons dans un ordre illogique et impossible (période 10/12 au 22/01) :

$$0-90 < 0-60 < 0-30$$

Au contraire, l'hypothèse hyperbolique rétablit un ordre normal :

$$0-90 > 0-60 > 0-30$$

Au 18 Mars 1981, fin de la période de fuite, le bilan des transferts de l'azote minéral, exprimé en hg.ha<sup>-1</sup>, s'établit comme il suit (0-90 cm) :

ENTREES		SORTIES	
Q <sub>1</sub> (I)	0,90	0,0	Q <sub>1</sub> (F)
Q <sub>2</sub> (I)	65,4	59,5	Q <sub>2</sub> (F)
Minéralisation brute	256,6	263,4	Fuite brute
	<hr/>	<hr/>	
	322,9	322,9	

Il est également possible de calculer la minéralisation brute pour chacun des profils :

0-30 cm	167,1 kg.ha <sup>-1</sup>
30-60 cm	45,8 kg.ha <sup>-1</sup>
60-90 cm	43,7 kg.ha <sup>-1</sup>
	<hr/>
Total	256,6 kg.ha <sup>-1</sup>

L'activité microbienne de la couche arable est ainsi bien mise en évidence. Mais, celle des deux autres niveaux n'est pas négligeable puisqu'elle intervient pour le tiers environ de la quantité minéralisée.

En lisant le bilan ci-dessus, on observe que du point de vue des "valeurs nettes" il n'y aurait eu que 6 kg.ha<sup>-1</sup> d'azote minéral disparus, soit 10 % de la quantité initiale  $Q_2(I) = 65,4$ . On prend conscience, au contraire, d'une réalité totalement différente, c'est-à-dire une ampleur considérable des phénomènes de minéralisation et de fuites brutes qui s'équilibrent sensiblement : soit 260 unités par hectare pendant cette période.

Il faut alors se poser la question du devenir de ces fuites brutes. Nous ferons l'hypothèse que la diminution de 10 % de N naturel initial peut être attribuée au lessivage et qu'elle s'applique aussi à la minéralisation brute, soit en définitive une estimation du lessivage des nitrates pendant cette période de 32 unités.

Ce résultat est à rapprocher des calculs effectués sur ce même fichier par DUGAST (Comm. pers.) à partir d'un modèle de convection-dispersion hydrodynamique mono-dimensionnel (CALVET et GRAFFIN, 1974) qui aboutit à 35 unités environ.

Les estimations du risque de pollution par les nitrates dans cette région de Beauce par de SOUMAGNAT (Comm. pers.) sont tout à fait comparables.

Le complément des fuites brutes (90 % soit 230 unités environ) aurait donc été réorganisé. Cette hypothèse est confirmée par le fait que les quantités maximales d'azote 15 observées dans les profils 30-60 ( $100 \text{ g. ha}^{-1}$  au 10/12/80) et 60-90 ( $50 \text{ g. ha}^{-1}$  au 22/01/81) sont faibles devant l'apport initial ( $900 \text{ g. ha}^{-1}$ ). Cette capacité intense de réorganisation de ce sol de TROGNY doit être attribuée à l'effet bénéfique de l'enfouissement régulier des résidus des récoltes et particulièrement des pailles de blé 1980.

#### 12.5. - CONCLUSIONS

Dans les chapitres 10 à 12, l'étude du cycle de l'azote dans le sol a été faite par la théorie des compartiments. Ce terme de modèle est couramment employé dans de nombreuses disciplines, en particulier biologiques.

La résolution du système d'équations obtenues par l'analyse compartimentale a tout d'abord été faite par "iteration" à l'aide d'une intégrale hyperbolique, Les résultats successifs sont ainsi calculés pas à pas.

Dans une deuxième approche, on a défini des équations différentielles linéaires du premier ordre à coefficients constants.

Il ne peut y avoir équivalence numérique de ces solutions que si les mesures sont effectuées à des unités de temps petites. "Aucun modèle mathématique ne remplace totalement une connaissance insuffisante" (TOMASSONE, 1981).

Nous avons souligné longuement cette difficulté de disposer de mesures numériques en nombre suffisamment important et qui serait levée si on pouvait disposer de capteurs.

TRAITEMENTS	a x 10 <sup>3</sup>	R	SIGNIFICATION	f x 10 <sup>3</sup>	R	SIGNIFICATION
<u>So1 M</u>						
M A F	9,38	-0,999	T H S	5,02	-0,969	S
M C F	14,21	-0,979	S	13,75	-0,968	S
M - F	8,70	-0,948	-	5,03	-0,971	S
Moyenne	10,23	-0,989	S	7,34	-0,971	S
<u>So1 C</u>						
C A F	9,00	-0,989	S	6,16	-0,918	-
C C F	9,29	-0,989	S	13,03	-0,994	T S
C - F	8,03	-0,990	T S	5,52	-0,999	T H S
Moyenne	8,76	-0,994	T S	7,88	-0,992	T S
<u>Amendements</u>						
A F	9,21	-0,995	T S	5,58	-0,944	-
C F	11,58	-0,986	S	13,34	-0,992	T S
- F	8,37	-0,978	S	5,27	-0,994	T S
Moyenne générale	9,53	-0,993	T S	7,61	-0,986	S

Tableau 12.13: Taux de minéralisation a et de fuites f brutes de 0 à 73 jours

(Vases sans culture.)

TRAITEMENTS	a x 10 <sup>3</sup>	R	SIGNIFICATION	f x 10 <sup>3</sup>	R	SIGNIFICATION
<u>So1 M</u>						
M A O	7,68	-0,982	S	6,98	-0,968	S
M C O	5,87	-0,955	S	6,97	-0,861	-
M - O	7,68	-0,934	-	5,63	-0,998	T S
Moyenne	7,12	-0,962	S	6,50	-0,969	S
<u>So1 C</u>						
C A O	8,10	-0,951	S	7,26	-0,979	S
C C O	6,79	-0,976	S	9,54	-0,973	S
C - O	5,50	-0,914	-	3,96	-0,951	S
Moyenne	6,74	-0,953	S	6,68	-0,971	S
<u>Amendements</u>						
A O	7,89	-0,968	S	7,12	-0,975	S
C O	6,30	-0,966	S	8,20	-0,931	-
- O	6,57	-0,925	-	4,77	-0,993	T S
Moyenne générale	6,93	-0,958	S	6,59	-0,970	S

Tableau 12.14 Taux de minéralisation a et de fuites f brutes de 0 à 73 jours

(Vases avec culture.)

Les taux de minéralisation  $a$  et de fuite  $f$ , définis dans ce chapitre sont des paramètres susceptibles de caractériser l'activité biologique d'un sol, c'est-à-dire la capacité de minéralisation et de réorganisation. De telles estimations pourraient être faites en vases de végétation. Ainsi, nous donnons aux tableaux 12.13 et 12.14 ces valeurs correspondant à l'expérimentation décrite au chapitre 11.

Il nous a semblé intéressant d'indiquer ci-dessous le rapport  $a/f$  de ces taux :

Traitements	Sans culture	Avec culture
Luzerne enfouie	1,65	1,11
Cannes de maïs enfouies	0,87	0,77
Témoin	1,59	1,38

On remarquera, en particulier que dans les 3 cas ce rapport est diminué par l'influence de la culture qui favorise donc le taux d'organisation par rapport à celui de minéralisation.

CONCLUSIONS

GENERALES

C O N C L U S I O N S   G E N E R A L E S

=====

Un rapport publié en novembre 1985 par la Mission EAU-NITRATES des Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement met en évidence que, depuis 1980, on assiste à une mobilisation importante des scientifiques, des professionnels et de l'administration pour l'étude des problèmes dûs à la teneur excessive en nitrate des eaux souterraines qui semblent liés, en partie du moins, aux pratiques de la fertilisation azotée par les agriculteurs.

Le travail que nous présentons se rattache directement à ces préoccupations. Nous avons cherché à mesurer avec précision les quantités de nitrate présentes dans le sol ainsi que leurs variations au cours du temps.

L'établissement d'un bilan précis des flux de l'azote minéral dans le système sol- plante est très difficile à réaliser en plein champ. Il reste une "énigme" comme le considère GUIRAUD (1984) qui cite d'autres auteurs qui ont également employé cette expression (ALLISON, 1955, 1966 ; GREENLAND et WATANABE, 1982).

Nous avons travaillé presque exclusivement en plein champ, tant en sol nu que cultivé. Notre propos était d'étudier l'origine de ces difficultés et de proposer des méthodes pour les lever.

Par exemple, nous avons mis en évidence la grave contradiction suivante : une série de prélèvements effectués immédiatement après épandage dans le sol d'azote minéral marqué à l'azote 15 donne un résultat très largement surestimé. On retrouve une quantité d'isotope plus grande que celle qui a été apportée. Ce fait, à l'évidence absurde, nous a intrigué et tracassé plusieurs années.

C'est pourquoi, nous avons tout d'abord organisé des expérimentations dans le but d'estimer les moyennes des quantités de nitrate présentes, mais aussi leur incertitude. Cette étude fait l'objet de la première partie de ce mémoire.

La surface de prélèvement du sol par une tarière est de l'ordre de quelque  $\text{cm}^2$ . Il ne faut donc pas s'attendre à une bonne représentativité d'un tel échantillonnage. A cet égard l'azote minéral, particulièrement l'azote nitrique, présente un coefficient de variation de l'ordre de 30 pour cent largement supérieur à celui des autres éléments chimiques et physiques du sol (2 à 10 pour cent environ). Ce coefficient de variation reste constant car il y a une liaison linéaire entre l'écart-type et la moyenne des répartitions (coefficient de corrélation de 0,9).

Nous avons montré que cette grande variabilité provient, tout simplement, des techniques d'épandage des engrais azotés, de la répartition aléatoire des populations microbiennes et de la faible diffusion des ions nitriques dans la solution du sol.

Nous avons insisté sur les conséquences de cette grande hétérogénéité au niveau des applications agronomiques : la valeur du reliquat en sortie d'hiver (R.S.H.) qui sert actuellement de base au conseil de fumure azotée doit donc être simplement considérée comme une mesure indicative. Il serait souhaitable, pour l'avenir, que la marge d'incertitude fût précisée dans les résultats donnés par les organismes intervenant dans ces opérations de conseil.

Nous sommes même amenés, dans cette conclusion, à proposer que la technique des prélèvements de sol à l'aide des tarières soit améliorée. Nous avons développé dans ce but une méthode de test des matériels existants.

Au point de vue théorique, nous avons formulé l'hypothèse que le type de répartition de l'azote minéral dans le sol évolue au cours du temps sous l'influence des facteurs physiques et biochimiques provoquant des Entrées et des Sorties incessantes.

Dans la mesure où la population peut être considérée comme gaussienne ou même continue après un épandage, elle tend au cours du temps vers une dissymétrie gauche car les flux d'azote minéral sont proportionnels aux quantités présentes. Dans ces conditions, la notion de moyenne devrait laisser place à celle de médiane qui est une meilleure représentation. Mais la médiane est difficilement abordable car, dans la pratique courante, les échantillons de sol sont mélangés avant l'analyse chimique. Il faut savoir que la médiane est généralement inférieure de 10 % à la moyenne. Il en résulte, à l'évidence, que l'estimation numérique des divers flux ou transferts de l'azote minéral au cours du temps n'est pas aisée puisqu'il est déjà difficile de mesurer les quantités existantes à un instant donné. L'étude de cette dynamique fait l'objet de la deuxième partie de ce mémoire.

L'isotope 15 de l'azote a été utilisé comme traqueur. Il permet de distinguer, dans la solution du sol et dans le végétal, le pourcentage d'azote en provenance de l'engrais de celui produit par la minéralisation de l'azote organique. Il faut souligner l'intérêt de ce traqueur : le coefficient de variation des mesures du "taux d'engrais" est largement plus faible que celui de l'azote nitrique dans le sol (2 à 5 % contre 30 %).

La dynamique de l'azote minéral est tout d'abord abordée par de nombreuses expérimentations conduites en plein champ. Elles sont décrites au chapitre 9 avec le souci de préciser, sur un plan pratique, comment peut être mis en place un protocole d'expérimentation avec utilisation d'azote 15.

Les résultats obtenus sur plusieurs années, concernant les coefficients réels d'utilisation de l'azote minéral apporté, sont donnés en ce qui concerne la betterave sucrière.

Ainsi, le bilan moyen des transferts réels de l'azote dans le système sol-plante s'établit comme il suit. Il est fait l'hypothèse du même devenir de l'azote minéralisé et de celui apporté par l'engrais.

ENTREES		SORTIES	
		<u>Absorption betterave</u>	
N engrais	140	93	- N engrais
		157	- N naturel
<u>N minéralisé</u>		<u>N non utilisé</u>	
- utilisé	157	47	- N engrais
- non utilisé	81	81	- N naturel
	378	378	

Ce bilan fait apparaître un coefficient réel d'utilisation de 66 % et une minéralisation brute de 238 kg.ha<sup>-1</sup>.

Mais, il est également mis en évidence que les besoins en azote de la betterave sucrière sont très largement variables en fonction des conditions pédo-climatiques et même selon les quantités d'azote minéral apportées. Il n'est donc pas facile, comme pour le blé, de multiplier le besoin à peu près fixe nécessaire à la production d'un quintal de grain par le rendement espéré pour établir le conseil de fumure.

Nous pensons que sous couvert de betteraves, les pertes d'azote par lessivage sont négligeables. L'azote non utilisé par le végétal contribue dans sa quasi-totalité à l'entretien de la matière organique du sol par organisation microbienne et racinaire. D'ailleurs, cette culture est susceptible d'absorber des excès d'azote minéral en fin de végétation laissant ainsi le minimum de risque d'une pollution automnale et hivernale des nappes d'eaux.

Enfin (chapitres 10 à 12) il est développé un modèle décrivant les transferts de l'azote minéral dans le sol. Il s'agit d'une modélisation de type compartimental permettant de calculer les valeurs numériques des transferts d'Entrées et de Sorties, c'est-à-dire les flux de l'azote provenant de l'engrais et de la matière organique du sol. Deux solutions sont développées :

Dans la première, l'analyse compartimentale est matérialisée par une courbe tracée à partir des résultats des analyses chimiques et isotopiques. Il est démontré que ce graphe est une hyperbole. Dans cette représentation graphique, les aires délimitées sont égales à chacun des termes du bilan du cycle de l'azote dans le sol.

A l'opposé de cette première solution, la deuxième, plus classique, prend en compte la variable "temps". Deux coefficients sont définis :  $a$  et  $f$ , taux de minéralisation (Entrées) et de fuite (Sorties). Il serait intéressant de les mesurer sur des échantillonnages représentatifs de différents types de sol. Ces coefficients seraient peut-être susceptible de caractériser numériquement le fonctionnement biologique du cycle de l'azote dans le sol.

Chacune des deux parties de cette thèse aboutit à la présentation d'un modèle mathématique. Ces deux modèles, l'un de type statistique, étude spatiale, l'autre de type compartimental, étude dynamique, sont indépendants quant à leurs prémisses et complémentaires quant à leurs résultats. Ils ne s'excluent pas l'un l'autre ; ils traduisent le fait que les transferts d'azote minéral dans le sol sont proportionnels aux quantités existantes.

Les travaux présentés dans ce mémoire sont susceptibles d'apporter quelques éléments de réponse aux problèmes posés par les transferts incessants de l'azote dans le système sol-plante. Les solutions proposées n'ont été appliquées qu'à un nombre limité de cas. Il est donc encore nécessaire, pour éprouver leur fiabilité, de répéter ces expérimentations dans un plus grand nombre de situations pédo-climatiques.

REFERENCES  
BIBLIOGRAPHIQUES

R E F E R E N C E S   B I B L I O G R A P H I Q U E S

=====

- AITCHISON J., BROWN J.A., 1973. The log normal distribution with special reference to its uses in economics. Cambridge University Press ed., 176 p.
- ALLIRAND P., 1984. Essai de fertilisation sur colza d'hiver (Beauce, 1983). Etude des transferts de l'azote dans le sol et le végétal par l'emploi de l'isotope  $^{15}\text{N}$ . Mémoire de fin d'études E.S.I.T.P.A., (CdF Chimie AZF, I.N.A.P.G., Chaire de Science du Sol, C.E.N., Service de Radio-Agronomie), 79 p.
- ALLISON F.E., 1955. The enigma of soil N balance sheets. Adv. in Agron., 7, 213-250.
- ALLISON F.E., 1966. The fate of nitrogen applied to soils. Adv. in Agron., 18, 219-258.
- ANNE P., 1945. Sur le dosage rapide du carbone organique des sols. Ann. Agron., 15, 161-172.
- ATKINS G.L., 1969. Modèles à compartiments multiples pour les systèmes biologiques. GAUTHIER-VILLARS, 181 p.
- BLANCHET R., MARTY J.R., 1973. Prévisions de plans de fertilisation à l'échelle de diverses rotations en culture irriguée ou non. Bull. A.F.E.S., Sci. du Sol, 3, 137-150.
- BOIFFIN J., 1975. Conservation des échantillons de sol avant dosage de l'azote nitrique. Document photocopié, Chaire d'Agronomie, I.N.A.P.G.
- BONIFACE R., FARDEAU J.C., GUIRAUD G., TROCME S., 1979. Utilisation du phosphore et de l'azote appliqués en couverture sur le blé. Agrochimie, 13 (3-4), 165-178.
- BORDES J.P., 1983. Etude de quelques facteurs influençant l'utilisation réelle des engrais azotés par des cultures de blé, maïs et sorgho. Mémoire de fin d'études ESAP (Toulouse), 117 p.
- BOTA Agnès, 1984. Expérimentation de plein champ sur la fertilisation azotée de la betterave sucrière avec l'utilisation de l'a-

zote 15 Rapport de stage C.N.P.R. (I.N.A.P.G., Chaire de Science du Sol), 69 p.

BREMNER J.M., 1965. Inorganic forms of nitrogen, 1179-1232. Isotope ratio analysis of nitrogen in nitrogen 15 tracer investigations, 1256-1283. in Black C.A. et al., Méthods of soil analysis. American Society of Agronomy, inc, Publisher. Madison, Wisconsin U.S.A.

BROADBENT F.E., RAUSCHKOLB R.S., LEWIS K.A., CHANG G.Y., 1980. Spatial variability of nitrogen 15 and total nitrogen in some virgin and cultivated soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 524-527.

BURNS I.G., 1974. A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. J. Soil Sci., 25(2), 165-178.

BURNS I.G., 1975. An equation to predict the leaching of surface applied nitrate. J. Agric. Sci., 85, 443-454.

BURNS I.G., 1976. Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly throughout a soil profile. J. Agric. Sci., 86, 305-313.

BURNS I.G., 1977. Nitrate mouvement in soil and its agricultural significance. Outlook on Agricult., 9, 144-148.

CALVET R., GRAFFIN Ph., 1974. Description mathématique des phénomènes de transport des solutions aqueuses dans les milieux poreux. Ann. Agron., 25 (2,3), 123-155.

CAMERON D.R., KOWALENKO C.G., CAMPBELL C.A., 1979. Factors affecting nitrate nitrogen and chloride leaching variability in a field plot. Soil Sci. Soc. Am. J., 43, 455-460.

CAVE B., 1973. La Matière Organique en Champagne Berrichonne, Document diffusé par le G.R.C.E.T.A. de Champagne Berrichonne, 97 p., p. 79.

CHABALIER P.F., GUIRAUD G., PICHOT J., REMY J.C., 1975. Evolution de l'azote des engrais dans les sols cultivés. Utilisation de l'azote 15. C.R. Recherches DGRST n° 72-7064.

CHABANNES J., BARBIER G., 1967. Stimulation de la minéralisation printanière de l'azote du sol par apport d'azote minéral. C.R.

Acad. Agric. Fr., 53, 96-102.

CHABANNES J., BARBIER G., DRIARD J., 1964. Nouvelles observations sur la minéralisation de l'azote dans le sol au printemps. C.R. Acad. Agric., Paris, 49, 874-881.

CHABANNES J., CHRISTMANN J., DRIARD J., 1979. Dix années de fertilisation azotée en Beauce. Conséquences pour le rendement et la qualité technologique de la betterave sucrière irriguée. C.R. Acad. Agric. Fr., 167-180.

CHAMPENOIS T., 1974. Incidence de divers facteurs sur la minéralisation de l'azote dans le sol. Doc. interne I.T.C.F.

CHARLOT G., 1961. Les méthodes de la chimie analytique, Analyse quantitative minérale. Paris, Masson, p. 1024.

CHRISTMANN J., LOILLIER M., 1980. La betterave et l'azote, efficacité de la fumure azotée. 43ème Congrès I.I.R.B., Bruxelles, 353-380.

CLOUET Y., 1970. Dynamique comparée de l'eau et de l'azote dans un sol brun argilo-limoneux sur marne de la région de Dijon, th. doct. 3ème cycle, Fac. Sc. Dijon.

COLLIER M.D., 1964. Evolution et dynamisme de l'azote minéral dans les sols argilo-calcaires de Limagne. C.R. Acad. Agric. Fr., 50, 1231-1251.

DAGNELIE R., 1965. A propos des transformations de variables. Biom. Praxim., 6(2), 59-78.

DAGNELIE P., 1968. A propos de l'emploi du test de KOLMOGOROV-SMIRNOV comme test de normalité. Biom. Praxim., 9, 3-13.

DAGNELIE P., 1969. Théorie et méthodes statistiques. 2 vol., 829 p., DUCULOT Edit., Gembloux.

DELAS J., MOLOT C., 1971. Stimulation de la minéralisation de l'azote par apport d'azote minéral dans un sol de touyas. C.R. Acad. Agric., Paris, 57(1), 502-511.

DEPARDON L., BURON P., 1954. Contribution à l'étude agronomique de la Beauce du Loiret. Ann. Agron., 3, 361-369.

DOMMERGUES Y., 1960. Précision des techniques d'analyse et d'é-

chantillonnage en biologie des sols. Ann. Agron., 11(4), 469-479.

DROUINEAU G., GOUNY P., 1947. Contribution à l'étude du dosage de l'azote nitrique par la méthode DEVARDA. Ann. Agron., 17, 154-164.

DROUINEAU G., LEFEVRE G., 1949. Première contribution à l'étude de l'azote minéralisable dans les sols. Ann. Agron., 19, 518-536.

DUTIL P., BALLIF J.L., 1971. Prévision de la fumure azotée du blé d'hiver en Champagne crayeuse. C.R. Acad. Agric., Paris, 57(1), 88-95.

ERABI G.H., 1966. Etude sur la variation de la teneur en éléments fertilisants dans les sols. Thèse Doct. Ing., Univ. de Paris, 199 p.

ESCHENBRENNER G., 1981. Expérimentation sur la fertilisation azotée. Exemples sur betterave sucrière et blé avec utilisation de l'azote 15. Rapport de stage C.F.P.P.A. (I.N.A.P.G., Chaire de Science du Sol), 138 p.

EVERT C.F., RANDALL M.J., 1970. Formulation and computation of compartment models. J. Pharm. Sci., 59(3), 403-409.

FELLER W., 1948. On the KOLMOGOROV-SMIRNOV limit theorems for empirical distribution. Ann. Math. Statist., 19, 177-189.

FERIGNAC P., 1962. Test de KOLMOGOROV-SMIRNOV sur la validité d'une fonction de distribution. Rev. Statist. Appl., 10(4), 13-32.

FERRARI Th.J., VERMEULEN F.H.B., 1955. Soil heterogeneity and soil testing, Neth. J. Agr. Sci., 3, 265-275.

FOSTER J.A., 1962. KOLMOGOROV-SMIRNOV test for goodness of fit : what it is, how to apply it. Industrial Quality Control, 18(7), 4-8.

FOURBET J.F., 1975. Effets à long terme des techniques simplifiées. In étude I.N.R.A.-S.E.I., 59, 145-204.

GACHON L., 1974. Réflexions sur l'utilisation des engrais. B.T.I., 839-849.

- GADET R., SOUBIES L., 1962. Expérimentation de longue durée en cases lysimétriques et utilisation de l'isotope stable de l'azote  $^{15}\text{N}$ . C.R. Acad. Agric. Fr., 145-153.
- GADET R., SOUBIES L., 1963. Bilan apparent et bilan réel de l'azote minéral appliqué au sol mesuré en cases lysimétriques avec utilisation de l'azote  $^{15}\text{N}$ . Congrès Pomologique Bordeaux, 61-69.
- GAUTHEYROU J., GAUTHEYROU M., 1965. Dosage simultané de l'azote ammoniacal et nitrique dans les sols. Contribution à l'étude de la dynamique de l'azote. Cah. Orstom, sér. Pédol. (Bondy), 3(4), 367-391.
- GIGOU J., 1982. Dynamique de l'azote minéral en sol nu ou cultivé de région tropicale sèche du Nord Cameroun. Thèse de Docteur-Ingénieur, Montpellier, Université du Languedoc, 171 p.
- GITTON Marie-Hélène, 1980. Estimation numérique des transferts de l'azote dans le sol avec utilisation de l'azote  $^{15}\text{N}$ . Exemple sur une culture de betterave sucrière (Beauce, 1979). Mémoire de fin d'études E.S.I.T.P.A. (G.E./s.a., I.N.A.P.G., Chaire de Science du Sol; C.E.N., Service de Radio-Agronomie), 174 p.
- GREENLAND D.J., WATANABE J., 1982. The continuing nitrogen enigma. C.R. 12ème Congrès International de Science du Sol, New-Delhi, 5, 123-137.
- GUIOT J., 1971. Evolution de l'azote minéral dans le sol et fumure azotée du blé d'hiver. Bull. Rech. Agron. de GEMBLoux, 6, 280-326.
- GUIOT J., 1975. Estimation des réserves azotées du sol par détermination de l'azote minéral. Rev. Agriculture, 5, 1117-1131.
- GUIRAUD G., 1979. Utilisation de  $^{15}\text{N}$  en agronomie. Cycle A.D.E. P.R.I.N.A., I.N.A.-P.G., 9 p.
- GUIRAUD G., 1984. Contribution du marquage isotopique à l'évaluation des transferts d'azote entre les compartiments organiques et minéraux dans les systèmes sol-plante. Thèse Doct. d'Etat, Univ. P.M. Curie, PARIS VI, 335 p.
- GUIRAUD G., BERLIER Y., 1968. Détermination chimique et isotopique de petites quantités d'azote dans le sol. Chimie Analytique 50, n° 7, 379-384.

GUIRAUD G., BERLIER Y., 1969. Etude avec l'aide d'azote 15 de la dénitrification dans le sol notamment en présence de paille enfouie. C.R. Acad. Ag. Fr., 55, 1000-1007.

GUIRAUD G., BERLIER Y., 1970. Détermination quantitative et isotopique par spectrométrie de masse de composés gazeux produits dans la dénitrification. Chim. Anal., 52, n° 1, 53-56.

GUIRAUD G., BERLIER Y., 1971. Etude au moyen de  $^{15}\text{N}$  de l'influence de la paille sur l'utilisation par les plantes des engrais azotés. Recent Advances in Plant Nutrition, Gordon and Breach Publ., vol. 2, 407-415.

GUIRAUD G., BERLIER Y., 1972. Influence de la paille enfouie sur l'évolution de l'azote du sol et des engrais. C.R. Acad. Ag. Fr. 58, 239-246.

GUIRAUD G., BUSCARLET L.A., 1975. Comparaison entre spectrométrie de masse et spectrométrie d'émission pour les analyses isotopiques d'azote. IJARI 26, 187-193.

GUIRAUD G., FARDEAU J.C., 1974. Détermination au moyen de  $^{15}\text{N}$  de l'utilisation, par une culture de ray-grass, d'azote provenant de matériel végétal enfoui. 10e Congrès International de Sciences du Sol, Moscou, IX, 106-116.

GUIRAUD G., FARDEAU J.C., 1977. Dosage par la méthode Kjeldhal des nitrates contenus dans les sols et les végétaux. Ann. Agron. 28(3), 329-333.

GUIRAUD G., FARDEAU J.C., 1980. Détermination isotopique par spectrométrie optique de composés faiblement enrichis en azote 15. Analisis 8 n° 4, 148-152.

GUIRAUD G., MAROL C., 1982. Utilisation de l'azote 15 en science du sol. Application à l'étude des transferts d'azote entre les formes minérales et organiques dans un sol calcaire. Science du Sol, n° 2, 125-144.

GUIRAUD G., PACCHIANI L., 1973. Acquisition et traitement en temps réel de données numériques d'analyses isotopiques d'azote par spectrométrie de masse. Analisis, vol. 2, n° 4, 282-286.

GUIRAUD G., FARDEAU J.C., LLIMOUS G., 1979. Effet d'une culture

sur l'évolution de paille marquée à l'azote 15 enfouie dans le sol. *Agrochimica*, 23, 1, 51-58.

GUIRAUD G., FARDEAU J.C., ROMERO J.J., 1981. Cinétique d'incorporation de nitrates marqués à l'azote 15 dans la matière organique d'un sol calcaire. Colloque International HUMUS-AZOTE, Reims (France), 7-10 juillet, 411-416.

GUIRAUD G., FARDEAU J.C., ROMERO J., 1982. Evolution après enfouissement en sol calcaire de l'azote d'un ray-grass marqué à l'azote 15. C.R. du 12ème Congrès de l'AISS New-Delhi, février 1982.

GUIRAUD G., GANRY F., LLIMOUS G., 1980. Etude au moyen de  $^{15}\text{N}$  de l'influence de l'enfouissement répété de compost de paille de mil sur la disponibilité de l'azote d'un sol sableux tropical.. Action de différents résidus de récolte en sol sableux tropical. Estimation au moyen de  $^{15}\text{N}$ . *Agron. Trop.*, 35, 3, 216-224.

GUIRAUD G., CHRISTMANN J., LINDEMANN Y., MAROL C., 1986. Utilisation de l'azote 15 dans les études de fertilisation sur betterave sucrière. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 76, 439-446.

HAUNOLD E., 1978. Nitrogen balance of sugar beets. C.R. 9e congrès annuel E.S.N.A., Brno, Tchécoslovaquie. 4 à 9 septembre, 30-37.

HEBERT J., 1960. Evolution hebdomadaire de l'azote minéral en sol nu et sans culture pendant deux années dans le Nord de la France. 7ème Congrès Sc. Sol, Madison, Vol. 2, 82-90.

HEBERT J., 1969. La fumure azotée sur blé tendre d'hiver. *B.T.I.*, n° 224, 755-756.

HEBERT J., 1973. Efficacité et rentabilité des engrais azotés. *Bull. A.F.E.S., Sci. du Sol*, 3, 199-206.

HEBERT J., 1974. Recommandations aux agriculteurs pour limiter l'enrichissement des nappes d'eaux en éléments fertilisants. *B.T.I.*, 851-854.

HEBERT J., 1978. La fumure azotée de la betterave à sucre. *Sucrierie Française*, mai, 239-246.

HEBERT J., 1980. Fumure azotée de la betterave. *Perspect. Agric.*, 43, 38-41.

HEBERT J., KOTTELANNE, 1965. Les fluctuations rapides de l'azote minéral dans le sol et leurs conséquences agronomiques. *Ann. Inst. Pasteur*, 109, suppl. au n° 3, 167-183.

HEBERT J., KOTTELANNE E., LEFEVRE G., HIROUX G., 1965. Observations de la minéralisation de l'azote en sol nu, *Compt. rend. Acad. Agr. Fr.*, 51, 852-858.

HENIN S., DUPUIS M., 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. *Ann. Agron.*, 15, 17-29.

HENRIKSEN A., SELMER-OLSON A.R., 1970. Automatic methods for determining nitrate and nitrite in water and soil extracts. *Analyst (Cambridge)*, 95, 514-518.

HILTBOLD A.E., BARTHOLOMEW W.V., WERKMAN C.H., 1950. The use of tracer techniques in the simultaneous measurement of mineralization and immobilization of nitrogen in soil. *Soil Sci. Soc. Proc.*, 15, 166-173.

HUET Ph., 1975. Effets à long terme des techniques simplifiées. In étude I.N.R.A.-S.E.I., 59, 57-100.

JAMAGNE M., 1966. Principes de classification régionale des sols. *Sci. Sol*, 2, 41-63.

JOLIVET P., 1976. Contribution à l'étude des variations de l'azote nitrique en sol nu. Mémoire de D.A.A., I.N.A.P.G. (Chaire de Science du Sol), C.E.N. (Service de Radio-Agronomie), 80 p.

KHANIF Y.M., VAN CLEEMPUT O., BAERT L., 1984. Evaluation of the Burns mode for nitrate movement in wet sandy soils. *J. Soil Sci.*, 35, 511-518.

KOLENBRANDER G.J., 1968. Size and nature of the variability of the mineral nitrogen content in soil. *Stikstof, Dutch. nitrogen. fertil. rew.*, 12, 125-130.

LEFEVRE G., 1967. Le bilan de l'azote dans les sols. *Bull. A.F. E.S.*, 2.

LEFEVRE G., DROUINEAU G., 1951. Variations saisonnières de la teneur en azote minéral dans un sol calcaire soumis au climat

méditerranéen. Ann. Agron., 1-12.

LEFEVRE G., HIROUX G., 1960. Considérations sur la minéralisation et l'utilisation des réserves azotées du sol. Ann. Agron., 2, 135-162.

LEFEVRE G., RIVIERE R., LECARDINAL G., 1970. Modèle de compartiments sur le métabolisme de l'iode. Phys. et Chim., n° spéc., 57-66.

LETERME P., 1979. Mesure de la quantité d'azote nitrique en sols nu et cultivé au Maroc : Distribution des résultats, conséquences pour l'échantillonnage. Doc. n° 13, Chaire d'Agriculture E.N.A. de Meknès (Maroc), 13 p.

LIBOIS A., 1968. Dynamique de l'azote minéral en sol nu. Ann. Agron., 19(2), 103-128.

LILLIERFORS H.W., 1967. On the KOLMOGOROV-SMIRNOV test for normality with the mean and variance unknown. J. Amer. Statist.Ass., 62, 399-402.

LINDEMANN Y., 1973. Analyse compartimentale simplifiée de la dynamique de l'azote dans le sol. In C.R. Contrat D.G.R.S.T. n°73-7-1017, 7 p.

LINDEMANN Y., 1974. Liaison stochastique entre écart-type et quantité d'azote nitrique en sol nu. In C.R. Contrat D.G.R.S.T. n° 73-7-1017, 7 p.

LINDEMANN Y., 1976. Conséquences sur le plan agronomique de l'hétérogénéité des répartitions de l'azote nitrique et du potassium dans les sols. In "Le Potassium en agriculture", pub. par centre de perfectionnement et Chaire d'Agronomie de l'I.N.A.P.G., 42-57.

LINDEMANN Y., 1977. Caractérisation de l'hétérogénéité des répartitions de l'azote nitrique en sol nu. C.R. Acad. Agric. Fr., 13, 915-924.

LINDEMANN Y., 1979. Hétérogénéité de l'azote minéral dans le sol. Echantillonnage au champ. Cycle A.D.E.P.R.I.N.A., 21 p.

LINDEMANN Y., 1979. Modélisation des transferts de l'azote minéral dans le sol. Cycle A.D.E.P.R.I.N.A., 16 p.

LINDEMANN Y., 1979. Premiers résultats d'une expérimentation por-

tant sur la dynamique de l'azote nitrique marqué à l'azote 15 sur parcelles nues et cultivées en betterave sucrière. Rapport intérieur I.T.B., Paris, 20 p.

LINDEMANN Y., 1981. Bilan des transferts de l'azote minéral dans le sol. Exemple sur une culture de betteraves sucrières en Brie avec utilisation d'azote 15. Sols, 1, 33-37.

LINDEMANN Y., 1984. Essais de fertilisation azotée sur betteraves sucrières avec utilisation de  $^{15}\text{N}$ , Années 1978 à 1983. Com. au groupe "AZOTE" du COMIFER, 29/11/84, 26 p.

LINDEMANN Y., MOREL R., 1974. Conduite optimale de la fertilisation des sols. C.R. de fin de contrat, Convention D.G.R.S.T. N° 73-7-1017.

LINDEMANN Y., GUIRAUD G., 1978. Variation de l'azote nitrique dans le sol. Quelques exemples en plein champ de l'hétérogénéité des répartitions et du calcul des transferts avec utilisation de l'azote 15. 41ème Congrès International de Recherches Betteravières, Bruxelles, 16 et 17/2/78, 15 p.

LINDEMANN Y., GUIRAUD G., CHRISTMANN J., 1979. La dynamique de l'azote nitrique marqué à l'azote 15 sur parcelles nues et cultivées en betteraves sucrières. Essais mis en place en 1978 et 1979. In Pub. de l'I.T.F.B.I., C.R. 1979, 185-195.

LINDEMANN Y., GUIRAUD G., CHRISTMANN J., 1980. Bilan de l'azote minéral dans le sol. In Pub. de l'I.T.F.B.I., C.R. 1980, 217-242.

LINDEMANN Y., GUIRAUD G., CHRISTMANN J., 1981. Utilisation en plein champ de l'isotope  $^{15}\text{N}$  sur betterave sucrière. Les essais de 1980 et 1981. In Pub. de l'I.T.F.B.I., C.R. 1981, 234-248.

LINDEMANN Y., GUIRAUD G., CHRISTMANN J., 1982. Essais de fertilisation azotée avec utilisation de l'isotope  $^{15}\text{N}$ , Années 1981 et 1982. In Pub. de l'I.T.F.B.I., C.R. 1982, 223-244.

LINDEMANN Y., GUIRAUD G., CHRISTMANN J., 1983. Essais de fertilisation azotée avec utilisation de l'isotope  $^{15}\text{N}$ , Années 1982 et 1983. In Pub. de l'I.T.F.B.I., C.R. 1983, 282-299.

LINDEMANN Y., GUIRAUD G., CHRISTMANN J., 1984. Essais de ferti-

- lisation azotée avec utilisation de l'isotope  $^{15}\text{N}$ , Années 1983 et 1984. In Pub. de l'I.T.F.B.I., C.R. 1984, 22 p.
- LINDEMANN Y., GUIRAUD G., CHRISTMANN J., AUGÉ G., 1981. Estimation en plein champ du coefficient d'utilisation par les betteraves sucrières de l'azote minéral apporté. Colloque International Humus-Azote, Reims, 7-10/7/81, 237-245.
- LINDEMANN Y., GUIRAUD G., Catherine CHABOUIS, CHRISTMANN J., MARIOTTI A., 1983. Cinq années d'utilisation de l'isotope 15 de l'azote sur betteraves sucrières en plein champ. Symposium Azote et Betterave sucrière, Bruxelles, 16-17/2/83, 99-115.
- LOROT B., 1981. Utilisation en plein champ de l'isotope  $^{15}\text{N}$  sur betterave sucrière (Beauce, 1980). Mémoire de fin d'études E.N. I.T.A.H. (I.N.A.P.G., Chaire de Science du Sol, C.E.N. Service de Radio-Agronomie), 145 p.
- LOROT B., LINDEMANN Y., GUIRAUD G., FOURBET J.F., CHRISTMANN J., 1982. Utilisation en plein champ de l'isotope  $^{15}\text{N}$  sur betterave sucrière (Beauce, 1980). Sols, 10, 149 p.
- LUDWICK A.E., SOLTAMPOUR P.N., REUSS J.O., 1977. Nitrate distribution and variability in irrigated fields of northeastern Colorado. Agron. J., 69, 710-713.
- MACHET J.M., 1984. Pour raisonner la fertilisation azotée : La méthode des bilans. Cahier des Engrais composés, n° 7 et 8.
- MARIOTTI A., 1982. Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. Thèse Doct. d'Etat, Univ. P. et M. Curie, Paris VI, 476 p. (Mém. Sc. Terre Univ. Curie, Paris, n° 82-13).
- MARIOTTI A., LETOLLE R., 1978. Analyse isotopique de l'azote au niveau des abondances naturelles. Analusis, 6, 10, 421-425.
- MARY B., 1978. Essai d'appréciation du pouvoir alimentaire du sol en azote. Mémoire de D.A.A., I.N.A.P.G. (Chaire de Science du Sol), I.N.R.A. (Station Agronomique de l'Aisne), 81 p.
- MARY B., REMY J.C., 1979. Essai d'appréciation de la capacité de minéralisation de l'azote des sols de grande culture : I - Signification des cinétiques de minéralisation de la matière or-

- ganique humifiée. Ann. Agron., 30(6), 513-527.
- MASSEY F.J. jr., 1950. A note on the estimation of distribution function by confidence limits. Ann. Math. Statist., 21, 116-119.
- MASSEY F.J. jr., 1951. The KOLMOGOROV-SMIRNOV test for goodness of fit. J. Amer. Statist. Ass., 46, 68-78.
- MAZOYER Rose, 1972. L'ionométrie : ses possibilités d'application au dosage de l'azote nitrique et de l'azote ammoniacal en agronomie. Ann. Agron., 23(6), 673-684.
- MORICE E., 1972. Tests de normalité d'une distribution observée. Rev. Statist. Appl., 20(2), 5-35.
- MULLER J., 1966. Observations sur les effets à long terme des fumures organiques et minérales sous climat méditerranéen. Ann. Agron., 17(1), 21-36.
- MULLER J.C., 1977. Minéralisation en sol de craie de l'azote des eaux résiduaires de féculerie. Ann. Agron., 28, 1, 95-111.
- MULLER J.C., MARNE E., 1981. Reliquats d'azote minéral à la sortie de l'hiver et fertilisation azotée du blé en Champagne crayeuse. Colloque Humus-Azote, Reims (France), 403-410.
- MOREL R., 1964. Arrière-effet des engrais azotés minéraux. C.R. Acad. Agric. Fr., 954-963.
- MOREL R., 1968. Evolution de l'azote et du carbone organiques du sol au cours d'une expérience de longue durée. Ann. Agron., 19(2), 153-174.
- MOREL R., 1969. Essai de déterminations quantitatives relatives à l'évolution de l'azote dans un sol cultivé en équilibre azoté. Ann. Agron., 20(2), 161-181.
- MOREL R., 1970. Propositions nouvelles relatives au problème de l'azote organique dans un sol en équilibre azoté. Ann. Agron., 21(2), 197-210.
- MOREL R., 1971. Evolution dans le temps de la quantité d'azote organique du sol. Sci. du Sol, 1, 121-129.
- MOREL R., 1976. Utilisation des résultats obtenus sur des essais de longue durée dans l'étude des transferts de l'azote dans le sol. Ann. Agron., 27(5-6), 567-582.

- MOREL R., 1977. Quelques aspects de la dynamique de l'azote dans le sol. C.R. Acad. Agric. Fr., 11, 687-699.
- MOREL R., 1978. Quelques aspects de la dynamique du carbone et de l'azote dans le sol. Ann. Agron., 29(4), 357-379.
- MOREL R., 1981. Essai d'évaluation de l'organisation et de la réorganisation de l'azote minéral du sol par la méthode des modèles compartimentaux, I - Cas d'un sol maintenu sans culture. Agronomie, 1(1), 19-26.
- MOREL R., 1984. Essai d'évaluation de l'organisation et de la réorganisation de l'azote minéral du sol par la méthode des modèles compartimentaux, II - Cas d'un sol cultivé : relations sol-végétal. Agronomie, 4(3), 295-303.
- MOREL R., MASSON P., 1958. Etude de la structure du sol du champ d'expérience de la Station Agronomique de GRIGNON. C.R. Acad. Agric., Paris, séance du 30 avril, 5 p.
- MOREL R., MASSON P., 1959. Relation entre l'humidité des sols en place et le taux de matière organique dans les parcelles du champ d'expériences de la Station Agronomique de GRIGNON. C.R. Acad. Agric., Paris, séance du 21 janvier, 5 p.
- MOREL R., RICHER A., MASSON P., 1956. Etude expérimentale de la variation du taux de matière organique du sol dans le champ d'expériences de la Station Agronomique de GRIGNON. Ann. Agron., 7, 183-204.
- MOREL R., CHABOUIS Catherine, BOURGEOIS S., 1976. Quelques résultats expérimentaux obtenus sur le champ Déhéraïn. Ann. Agron., 27(5-6), 855-879.
- MOREL R., CHABOUIS Catherine, BOURGEOIS S., 1981. Evolution des taux d'azote et de carbone organiques dans un sol nu après 15 ans d'enfouissement de paille sous différentes conditions. Agronomie, 1(1), 7-17.
- MOREL R., LASNIER Thérèse, BOURGEOIS S., CHABOUIS Catherine, LINDEMANN Y., 1984. Les essais de fertilisation de longue durée de la Station Agronomique de GRIGNON ; dispositif Dehéraïn et des 36 parcelles ; résultats expérimentaux (période 1938-1982).

I.N.A.P.G. et I.N.R.A., 335 p. I.N.R.A. publ. Rte de St Cyr, 78000 Versailles.

NIKITIN V.V., 1975. Procedure of soil sampling as connected with variation of nutrients in ordinary chernozem. *Agrokhimiya* 11, 126-131.

NIELS J.F., 1978. Application agronomique d'une cartographie pédologique, à la culture de la betterave à sucre dans le périmètre d'Artenay (Loiret). Mémoire de D.D.A., I.N.A.P.G. (Chaire de Géologie-Pédologie).

NOIRAULT M., 1983. Expérimentation agronomique de plein champ avec emploi de l'isotope  $^{15}\text{N}$ . Utilisation de l'azote par le blé et dynamique de l'azote minéral dans le sol (Beauce, 1982). Mémoire de fin d'études E.S.I.T.P.A. (A.P.C./G.E., I.N.A.P.G., Chaire de Science du Sol, C.E.N., Service de Radio-Agronomie), 80 p.

OLIVER R., 1978. Dosage par colorimétrie automatique des nitrates après réduction par l'alliage de DEVARDA. *Analisis*, 6(3), 126-131.

PAGE E.R., 1975. The location and persistence of ammonia (aqueous, anhydrous and anhydrous + "N-serve") injected into a sandy loam soil, as shown by changes in concentration of ammonium and nitrate ions. *J. Agric. Sci.*, 85, 65-74.

POCHON J., TARDIEUX P., 1962. Techniques d'analyses en microbiologie du sol. Ed. La Tourelle, Saint-Mandé, 112 p.

Van PRAAG H., MANIL G., 1965. Observations in situ sur les variations des teneurs en azote minéral dans les sols bruns acides. *Ann. Inst. Pasteur*, 109, suppl. au n° 3, 256-271.

RECOUS-PEUCH LESTRADE S., 1983. Fertilisation azotée du blé. 4 années d'utilisation du  $^{15}\text{N}$  au champ. Rapport dactylographié INRA-ITCF, 57 p.

REMY J.C., MARIN-LAFLECHE A., 1974. L'analyse de terre : Réalisation d'un programme d'interprétation automatique. *Ann. Agron.*, 25(4), 607-632.

REMY J.C., HEBERT J., 1977. Le devenir des engrais azotés dans

- le sol. C.R. Acad. Agric. Fr., 11, 700-714.
- REMY J.C., VIAUX P., 1980. Evolution des engrais azotés dans le sol. Perspectives Agricoles, 43, 5-9.
- REMY J.C., 1981. Etat actuel et perspectives de la mise en oeuvre des techniques de prévision de la fumure azotée. C.R. Acad. Agric. Fr., 67(10), 859-874.
- REMY J.C., REVILLON A., VIAUX Ph., 1983. Programme informatisé de calcul de la fumure azotée sur céréales à paille. Perspectives Agricoles, 72, 26-33.
- RENARD D., 1985. Vingt années de fertilisation phospho-potassique en sol de Beauce. Conséquences sur les rendements, les teneurs du sol et des végétaux, et sur les transferts de l'azote minéral. Mémoire de fin d'études E.S.I.T.P.A. (CdF Chimie AZF; I.N.A.P.G., Chaire de Science du Sol ; C.E.N., Service de Radio-Agronomie), 57 p.
- REUSS J.O., SOLTANPOUR P.N., LUDWICK A.E., 1977. Sampling distribution of nitrate in irrigated fields. Agron. J., 69, 588-592.
- RHONE C., 1981. Deux années d'utilisation de  $^{15}\text{N}$  sur un dispositif de longue durée. Rendements, exportation des éléments minéraux et bilans des transferts de l'azote. Mémoire de fin d'études, E.S.I.T.P.A. (G.E./s.a., I.N.A.P.G., Chaire de Science du Sol, C.E.N., Service de Radio-Agronomie), 144 p.
- RICHALET J., 1970. Méthode du modèle. Phys. et Chim., n° spec., 48-56.
- RICHALET J., 1973. Théorie des systèmes. Cours de 1ère année, I.N.A.P.G., 91 p.
- RICHALET J., LEFEVRE C., LECARDINAL G., BOISVIEUX J., POULIQUEN R., 1970. Etude et identification des systèmes compartimentés. Convention D.G.R.S.T. n° 6901 -824, 232 p.
- RICHALET J., RAULT A., POULIQUEN R., 1971. Identification des processus par la méthode du modèle. Ed. Gordon et Breach, Paris, 361 p.
- ROGER P.A., REYNAUD P.A., RINAUDO G.E., DUCERF P.E., TRAORE T.M., 1977. Mise en évidence de la distribution log-normale de l'acti-

tivité réductrice d'acétylène in situ. Cah. ORSTOM, sér. Biol., 12(2), 133-139.

RONCIN C., 1982. Utilisation en plein champ de l'isotope  $^{15}\text{N}$  sur maïs (Beauce, 1981). Mémoire de fin d'études E.S.I.T.P.A. (G.E. /s.a., I.N.A.P.G., Chaire de Science du Sol, C.E.N., Service de Radio-Agronomie), 149 p.

SHAPIRO S.S., WILK M.B., 1965. An analysis of variance test for normality. Biometrika, 52, 591-611.

SOUBIES L., GADET R., MAURY P., 1952. Migration hivernale de l'azote nitrique dans un sol limoneux de la région toulousaine. Ann. Agron., 3, 365-383.

TOMASSONE R., 1981. Systèmes et modèles. Cours de 1ère année, I.N.A.P.G., n° 11, 66 p.

VACHAUD G., DANCETTE C., SONKO S., THONY J.L., 1978. Méthodes de caractérisation hydrodynamique in situ d'un sol non saturé. Ann. Agron., 29(1), 1-36.

VESSEREAU A., 1974. Essais interlaboratoires pour l'estimation de la fidélité des méthodes d'essais. Rev. Statist. Appl., 22 (1), 5-48.

VIAUX P., 1980. Fumure azotée des céréales d'hiver. Perspectives Agricoles, 43, 10-26.

VIAUX P., 1981. Conservation des échantillons de sol en vue d'un dosage de l'azote minéral. Bull. A.F.E.S., Sci. du Sol, 1, 73-88.

VIAUX P., LESIRE C., 1981. Conservation des échantillons de sol en vue du dosage de l'azote minéral. Colloque International Humus-Azote, Reims (France), 7-10 juillet, 221-228.

VILADECAS R., 1971. Influence du travail minimum du sol sur les conditions de la nitrification. Doc. int. Chaire Agric. E.N.S.A. GRIGNON.

CONTRIBUTION À L'ÉTUDE STATISTIQUE DES RÉPARTITIONS  
ET À LA MODÉLISATION DE LA DYNAMIQUE DE  
L'AZOTE NITRIQUE DANS LE SOL

---

RÉSUMÉ

## RÉSUMÉ

Les quantités de nitrate présentes dans le sol ont deux origines : l'épandage des engrais azotés minéraux, source extérieure, et la minéralisation de l'azote organique, source in situ.

La valeur numérique de ces quantités est susceptible de nombreuses variations, en gain ou en perte, par des transferts :

- de type physique : la localisation de l'ion nitrique dans la solution du sol le rend sensible à toute évolution du régime hydrique : drainage par les pluies vers les niveaux inférieurs, ou au contraire remontée capillaire. Les eaux de pluie peuvent, par ailleurs, constituer un faible apport ;
- de type biochimique : parallèlement à la minéralisation, il y a organisation par assimilation microbienne, pertes par voie gazeuse et absorption racinaire par les plantes.

Il est mis en évidence que la difficulté majeure d'estimation de ces quantités et de leurs transferts est la grande dispersion des teneurs en azote minéral dans le sol.

Les autres éléments physiques et chimiques du sol ont une hétérogénéité beaucoup plus faible. L'observation de cette particularité des comportements spatial et temporel de l'ion nitrique est à l'origine du travail qui est présenté.

Le mémoire comprend deux parties.

### I - ÉTUDE STATISTIQUE DES RÉPARTITIONS DE L'AZOTE NITRIQUE DANS LE SOL

De nombreux prélèvements, effectués sur un dispositif ouvert à cet effet sur le champ d'essais de l'Institut National Agronomique (Centre de Grignon), montrent que l'étendue de la mesure des teneurs, dans la couche arable, de l'azote nitrique est comprise entre 1 et 5 en des points voisins. Cette hétérogénéité augmente avec la profondeur du sol.

On a mis en évidence une liaison linéaire entre l'écart-type et la moyenne de ces répartitions égale à 0,3 avec un coefficient de corrélation de 0,9.

La population des teneurs en azote nitrique est donc caractérisée par un coefficient de variation de l'ordre de 30 % ; cette valeur est très grande.

Les hypothèses de normalité des échantillonnages (test de KOLMOGOROV-SMIRVOV) et d'homogénéité de leurs variances (tests de COCHRAN et de BARTLETT) sont rejetées. Même après transformation logarithmique, ces hypothèses restent difficilement acceptables.

Les conclusions sont les suivantes :

- L'erreur sur l'estimation des quantités de nitrate est constante en valeur relative et non pas en valeur absolue. Par exemple, la moyenne des mesures faites sur une dizaine de prélèvements dans le sol a une incertitude de l'ordre de 20 % dans la couche arable et de 16 % sur l'ensemble du profil (85 cm). Ce fait rend difficile l'évaluation réelle des transferts entre deux séries de sondages, effectuées à des périodes successives au cours de la saison culturale, parce qu'ils sont probablement de l'ordre de grandeur de l'incertitude ;
- Les conditions de validité de l'interprétation par analyse de variance ne sont pas respectées. Il devient alors difficile d'organiser des expérimentations pour tester l'influence de tel ou tel traitement sur les quantités de nitrate et leurs transferts ; il est recommandé d'effectuer une transformation logarithmique des mesures et, surtout, de tester la stabilité des variances ;
- La constance du coefficient de variation doit être attribuée, en partie, au caractère négligeable de la diffusion des ions nitriques dans la solution du sol.

L'origine de cette grande hétérogénéité provient des techniques d'épandage des engrais azotés et du caractère aléatoire, dans l'espace et dans le temps, de l'activité microbienne.

Il est montré que l'ensemble des transferts doit être considéré comme de type proportionnel aux quantités présentes. Le modèle proposé explique la constance au cours du temps du coefficient de variation des répartitions, l'existence de corrélations

lation entre les quantités présentes à divers niveaux de profondeur du sol et le caractère évolutif vers une dissymétrie gauche de ces populations.

## II - ÉTUDE DE LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE NITRIQUE DANS LE SOL

Le coût énergétique, le risque de pollution des nappes d'eau et la conservation du patrimoine organique des sols incitent à optimiser la fumure azotée des végétaux cultivés. La dose conseillée à l'agriculteur résulte d'un bilan prévisionnel établi en tenant compte de la mesure du reliquat d'azote minéral présent dans le sol à la sortie de l'hiver.

Il est, tout d'abord, proposé une méthode de calcul en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de ce reliquat à partir de la teneur mesurée. On insiste sur le risque d'erreur systématique de surestimation dans le passage de l'une des expressions numériques, concentration ou variable intensive à l'autre, variable extensive ou de quantité. Un coefficient de transformation, homogène à une densité, est défini ; il dépend du taux d'humidité du sol.

Les autres termes de ce bilan de fumure sont mal connus. Seules leurs valeurs nettes sont prises en compte.

L'emploi d'azote 15 apporte une meilleure connaissance numérique sur le devenir de l'azote minéral dans le système sol-plante. De nombreux exemples sont donnés pour des cultures de blé et surtout de betterave sucrière : coefficients réel et apparent d'utilisation, minéralisation brute, organisation brute, faible risque de pollution sous couvert végétal. Le bilan des Entrées - Sorties est équilibré en faisant l'hypothèse du même devenir de l'azote minéralisé et de celui apporté par l'engrais.

Il est proposé un modèle compartimental décrivant la dynamique de l'azote minéral en sol nu ou cultivé. Les transferts, ou débits d'échange entre les compartiments, c'est-à-dire les inconnues du modèle, sont en nombre supérieur aux équations. Une solution du système est donnée par une intégrale calculée sous hypothèse hyperbolique.

Ce modèle est testé sur le fichier numérique d'une expé-

rimentation conduite en pots avec et sans culture. Les minéralisations et organisations brutes sont calculées ; leurs différences avec les valeurs nettes sont importantes. L'azote 15 permet donc de prendre conscience de l'ampleur réelle de ces processus microbiens.

Une autre étude du modèle compartimental est effectuée en fonction du temps. La solution proposée est une conséquence directe des conclusions sur l'hétérogénéité des répartitions de l'azote nitrique.

Chacune des deux parties aboutit à la présentation d'un modèle mathématique. Ces deux modèles, l'un de type statistique, étude spatiale, l'autre de type compartimental, étude dynamique, sont indépendants quant à leurs prémisses et complémentaires quant à leurs résultats. Ils ne s'excluent pas l'un l'autre ; ils traduisent le fait que les transferts d'azote minéral dans le sol sont proportionnels aux quantités présentes.

Mots clés : Azote nitrique ; Hétérogénéité ; Coefficient de variation ; Population dissymétrique ; Azote 15 ; Coefficient réel d'utilisation ; Betterave sucrière ; Modèle compartimental ; Minéralisation brute ; Organisation brute.

CONTRIBUTION TO THE STATISTICAL STUDY OF THE REPARTITION  
OF NITRATE NITROGEN IN THE SOIL AND  
TO MODELLING ITS DYNAMICS

---

SUMMARY

## SUMMARY

The nitrate nitrogen found in the soil has two origins : first, an external source, the input from the nitrogenous fertilizers supply, a second, in situ, from the mineralization of organic nitrogen.

The numerical value of these quantities of mineral nitrogen is subject to numerous variations, in gain or loss, from the following pathways :

- physical pathway : the localization of the nitrate ion in the soil solution makes it susceptible to all changes in the water regime : leaching by the rain water towards lower levels, or on the other hand, capillary movement raising it to higher levels by capillarity. Rain water itself, contributes only a small nitrogen input.

- biochemical pathway : parallel to mineralization there is microbial assimilation of nitrogen (immobilization), losses as gas and absorption by plant roots.

It is clearly proved that it is a main problem to estimate these quantities and their transfers because of the great variability in the amounts of mineral nitrogen in the soil.

Other physical and chemical characteristics of the soil are a much less heterogeneity. The origin of this work is based on observations of this particular spatial and temporal behaviour of the nitrate ion.

This work consist of two parts :

### I - STATISTICAL STUDY ON THE REPARTITIONS OF NITRATE NITROGEN

#### THE SOIL

It is shown by a lot of samples, taken from the experimental field layout at the National Institut of Agronomy (Grignon

Campus, France), that the range of the nitrate nitrogen measurements in the plough layer is between 1 and 5. This heterogeneity increases with soil depth.

A linear relationship has been found between the standard deviation and the mean of these repartitions equaling 0.3 with a correlation coefficient of 0.9.

Thus the population of the concentration values of nitrate nitrogen is characterized by a variation coefficient of the order of 30 per cent ; such a value is very high.

The assumptions of normal distribution (KOLMOGOROV-SMIRNOV test) and homogeneity of mean squares (COCHRAN and BARTLETT tests) are rejected. Even after logarithmic transformation, these assumptions are difficult to accept.

The conclusions are as follows :

- The error in estimation of the quantities of nitrate is constant in relative and not in absolute value. For example, the mean value carried out on ten soil samples has a confidence limit of about 20 per cent in the plough layer and 16 per cent in the whole profile (85 cm). Because of this it is difficult to give a real evaluation in the transfers between two series of borings carried out at successive time periods during the growing season. Indeed, it is quite sure that the confidence limit and the transfers are in the same range of value.
- The conditions used for the interpretation from the variance analysis are not respected. It therefore becomes difficult to carry out experiments to test any treatment on the quantities and transfers of nitrate. It is thus recommended to practise a logarithmic transformation of the data and to test the stability of variances.
- The constancy of the coefficient of variation should be attributed to the negligible diffusion of nitrate ions in the soil solution.

This great heterogeneity comes from the technics used for spreading nitrogenous fertilizers, and the variable nature

in space and time of the microbial activity.

It is shown that the whole of the transfers should be considered as a proportion of the quantities present in the soil. The proposed model explains with respect to time, the existence of correlations between the present quantities at various depths and the disymmetric evolutionary character towards the left side of the populations.

## II - STUDY OF THE DYNAMICS OF NITRATE NITROGEN IN THE SOIL

The cost in energy, the pollution risk to the water table and the need to conserve the organic content of soils call for the optimum use of nitrogenous fertilizers on crops. For farmers the recommended rate of application results in a balanced sheet established at the end of winter by considering the mineral nitrogen which remains in the soil.

A method of calculation in  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  is first proposed for that remaining part of nitrogen. An emphasis is laid on the over-estimation from systematic error on the passage from one numeric expression, concentration or intensive variable, to the other, quantity or extensive variable. A transformation coefficient, equivalent to a bulk density, is proposed ; it depends on the moisture rate of the soil.

The others terms in the manure balanced sheet are not precisely known. Only their net values are taken into consideration.

The use of labelled nitrogen ( $^{15}\text{N}$ ) gives a better numeric understanding of the fate of mineral nitrogen in the soil-plant system. Many examples are given for wheat and for sugarbeet mostly : real and apparent coefficients of utilization, gross mineralization, gross immobilization, the lower risks in water table pollution under a crop. The input - output budget is balanced by making the assumption that the mineralized nitrogen and the nitrogen provided by fertilizers have the same fate.

A compartmental model describing the dynamics of mineral nitrogen in bare or cultivated soil is proposed. The transfers, or exchangeable outflows, between the compartments i.e. the unknown quantities in the model are in number more than the equations. A solution to the system is given by an integral calculated by a hyperbolic hypothesis.

This model is tested with the numerical data from an experiment carried out in pots with and without a crop. The gross mineralizations and immobilizations are calculated ; their differences with corresponding net values are large.  $^{15}\text{N}$  permits to make the real extent of the microbial processus conspicuous.

Another study on the compartmental model is made with respect to time. The proposed solution is a direct consequence of the conclusions about heterogeneity of the repartition of mineral nitrogen.

In conclusion, each of the two parts of this work leads to a presentation of a mathematical model. These two models, one statistical, analyzing the spatial effect, the other of the compartmental type, analyzing the dynamic effect, are independant of each other because of the mind proceeding at the start ; but, they are complementary in terms of results. They do not exclude one another ; they justify that the transfers of mineral nitrogen in the soil are proportionnal to the quantities present in the soil.

Key words : Nitrate nitrogen ; heterogeneity ; variation coefficient ; disymmetric population ; labelled nitrogen  $^{15}\text{N}$  ; real coefficient of utilization ; sugarbeet ; compartmental model ; gross mineralization ; gross immobilization.

CONTRIBUCION AL ESTUDIO ESTADISTICO DE LAS REPARTICIONES  
Y A LA MODELIZACION DE LA DINAMICA DEL  
NITROGENO NITRICO EN EL SUELO

---

RESUMEN

## RESUMEN

Las cantidades de nitratos presentes en el suelo tienen dos orígenes : el abonado con fertilizantes minerales nitrogenados, fuente exterior, y la mineralización del nitrógeno orgánico, fuente in situ.

El valor numérico de estas cantidades es susceptible de numerosas variaciones, con ganancias o pérdidas, debidas a transferencias :

- de tipo físico : la localización del ión nítrico en la solución del suelo le vuelve sensible a toda evolución del régimen hídrico : drenaje por las lluvias hacia niveles inferiores, o al contrario ascensión capilar. Las aguas de lluvia pueden, por otra parte, constituir un débil aporte ;
- de tipo bioquímico : paralelamente a la mineralización, hay una organización por asimilación microbiana, pérdidas por vía gaseosa y absorción radicular por las plantas.

Se ha puesto en evidencia que la mayor dificultad de estimación de estas cantidades y de sus transferencias es la gran dispersión de las concentraciones de nitrógeno mineral en el suelo.

Los otros elementos físicos y químicos del suelo tienen una heterogeneidad mucho más débil. La observación de la particularidad de los comportamientos espacial y temporal del ión nítrico está al origen del presente trabajo.

La memoria comprende dos partes.

### I - ESTUDIO ESTADÍSTICO DE LAS REPARTICIONES DEL NITRÓGENO NÍTRICO EN EL SUELO

Numerosos muestreos, efectuados en un dispositivo instalado con este motivo en el terreno de ensayos del Instituto Nacional Agronómico (Centro de Grignon), muestran que la extensión de la medida de las concentraciones, en la capa arable, del nitrógeno nítrico está comprendida entre 1 y 5 en lugares vecinos. Esta heterogeneidad aumenta con la profundidad del suelo.

Se ha puesto en evidencia una interrelación lineal entre la desviación típica y la media de estas reparticiones igual a 0,3 con un coeficiente de correlación de 0,9.

El conjunto de las concentraciones en nitrógeno nítrico está por lo tanto caracterizado por un coeficiente de variación de alrededor 30 % ; este valor es muy grande.

Las hipótesis de normalidad de los muestreos (test de KOLMOGOROV-SMIRNOV) y de homogeneidad de sus variancias (tests de COCHRAN y de BARTLETT) son desechadas, estas hipótesis son difícilmente aceptables.

Las conclusiones son las siguientes :

- El error sobre la estimación de las cantidades de nitratos es constante en valor relativo y no en valor absoluto. Por ejemplo, la media de las medidas hechas sobre una decena de muestreos en el suelo tiene una incertidumbre del orden de 20 % en la capa arable y de 16 % en el conjunto del perfil (85 cm). Este hecho hace difícil la evaluación real de las transferencias entre dos series de muestreos, efectuados a intervalos sucesivos a lo largo del período agrícola, porque son probablemente del mismo orden de grandor que la incertidumbre.
- Las condiciones de validez de la interpretación por análisis de variancia no son respetadas. En estas condiciones resulta difícil organizar experiencias para testar la influencia de tal o tal tratamiento sobre las cantidades de nitratos y sus transferencias ; se recomienda efectuar una transformación logarítmica de las medidas y, sobre todo, testar la estabilidad de las variancias.
- La constancia del coeficiente de variación debe ser atribuido, en parte, al carácter despreciable de la difusión de los iones nítricos en la solución del suelo.

El origen de esta gran heterogeneidad proviene de las técnicas de aplicación de los abonos nitrogenados y del carácter aleatorio, en el espacio y en el tiempo, de la actividad microbiana.

Se ha mostrado que el conjunto de las transferencias de-

be ser considerado como de tipo proporcional a las cantidades presentes. El modelo propuesto explica la constancia a lo largo del tiempo del coeficiente de variación de las reparticiones, la existencia de una correlación entre las cantidades presentes a diferentes niveles de profundidad del suelo y el carácter evolutivo hacia una disimetría izquierda de estas poblaciones o colecciones de datos.

## II - ESTUDIO DE LA DINAMICA DEL NITROGENO NITRICO EN EL SUELO

El coste energético, el riesgo de polución de las capas de agua y la conservación del patrimonio orgánico de los suelos incitan a optimizar la fertilización nitrogenada de los vegetales cultivados. La dosis aconsejada al agricultor resulta de un balance previsional establecido teniendo en cuenta la medida del saldo de nitrógeno mineral presente en el suelo a la salida del invierno.

Ante todo, se ha propuesto un método de cálculo de este saldo en  $\text{Kg.Ha}^{-1}$  a partir de la cantidad medida. Se insiste sobre el riesgo de error sistemático de sobrestimación al pasar de una de las expresiones numéricas, concentración o variable intensiva, a la otra, variable extensiva o de cantidad. Se define un coeficiente de transformación con unidades de densidad que depende de la tasa de humedad del suelo.

Los otros términos de este balance de fertilización se conocen mal. Solamente sus valores netos son tomados en cuenta.

El empleo de nitrógeno  $^{15}$  aporta un mejor conocimiento numérico sobre el devenir del nitrógeno mineral en el sistema suelo-planta. Se dan numerosos ejemplos para cultivos de trigo y sobre todo de remolacha azucarera : coeficiente real y aparente de utilización, mineralización bruta, débil riesgo de polución bajo cubierta vegetal. El balance de Entradas - Salidas se equilibra haciendo la hipótesis del mismo devenir para el nitrógeno mineralizado y para el aportado con los abonos.

Se propone un modelo compartimental describiendo la dinámica del nitrógeno mineral en suelo desnudo o cultivado. Las

transferencias, o los flujos de traspaso entre los compartimentos, es decir las incógnitas del modelo, son más numerosas que las ecuaciones. Una solución del sistema viene dada por una integral calculada según una hipótesis hiperbólica.

Este modelo es testado sobre el fichero numérico de una experimentación conducida en macetas cultivadas o no ; las diferencias con los valores netos son importantes. El nitrógeno 15 permite por lo tanto darse cuenta de la amplitud real de estos procesos microbianos.

Otro estudio del modelo compartimental es efectuado en función del tiempo. La solución propuesta es una consecuencia directa de las conclusiones sobre la heterogeneidad de las reparticiones del nitrógeno nítrico.

Cada una de las dos partes desemboca en la presentación de un modelo matemático. Estos dos modelos, uno de tipo estadístico, estudio espacial, otro de tipo compartimental, estudio dinámico, son independientes en cuanto a sus premisas y complementarios en cuanto a sus resultados. No se excluyen el uno al otro; traducen el hecho de que las transferencias de nitrógeno mineral en el suelo son proporcionales a las cantidades presentes.

Mots clés : Nitrógeno nítrico ; Heterogeneidad ; Coeficiente de variación ; Población disimétrica ; Nitrógeno 15 ; Coeficiente real de utilización ; Remolacha azucarera ; Modelo compartimental ; Mineralización bruta ; Organización bruta.

SOMMAIRE

	<u>Pages</u>
INTRODUCTION GENERALE ET REMERCIEMENTS	3

1<sup>ère</sup> PARTIE

CONTRIBUTION A L'ETUDE STATISTIQUE  
DES REPARTITIONS DE L'AZOTE  
NITRIQUE DANS LE SOL

INTRODUCTION	10
CHAPITRE 1- <u>DISPOSITIF ET PROTOCOLE EXPERIMENTAL,</u> <u>PRESENTATION DES RESULTATS</u>	
1.1.- DISPOSITIF EXPERIMENTAL, CARACTERISTIQUES PEDOCLIMATIQUES	13
1.1.1.- Analyse granulométrique	
1.1.2.- Richesse en matière organique	
1.2.- PROTOCOLE EXPERIMENTAL	18
1.2.1.- Première série d'essais ou prélève- ments de type I	
1.2.2.- Deuxième série d'essais ou prélève- ments de type II	
1.2.3.- Analyse chimique	
1.2.4.- Mesure des humidités	
1.3.- PRESENTATION DES RESULTATS	21
1.3.1.- Propositions nouvelles concernant l'expression numérique des résultats	

1.3.2.- Hétérogénéité des répartitions de  
l'azote nitrique dans le sol

CHAPITRE 2- ESTIMATION DES VARIANCES TECHNIQUE  
ET CHIMIQUE

2.1.- DEFINITIONS	25
2.2.- VARIANCE TECHNIQUE	25
2.2.1.- Modèle mathématique n°1	
2.2.2.- Modèle mathématique n°2	
2.2.3.- Estimation de la variance technique	
2.3.-VARIANCE CHIMIQUE	30
2.3.1.- Solution d'extraction	
2.3.2.- Solution dans l'eau	
2.3.3.- Estimation de la variance chimique	
2.4.- CONCLUSIONS	33
2.4.1.- Incertitudes totale, technique et chimique	
2.4.2.- Difficultés liées à la technique de sondage	

CHAPITRE 3- ANALYSE DE QUELQUES RESULTATS DE LA PRE-  
MIERE SERIE DES ESSAIS

3.1.- ETENDUES ET COEFFICIENTS DE VARIATION DES DISTRIBUTIONS	36
3.2.- INFLUENCE NEGLIGEABLE DE LA VARIABILITE DES POIDS DE TERRE SECHE ET D'EAU	38
3.3.- COMPARAISON DES MOYENNES ET DES VARIANCES	39
3.3.1.- Poids moyen de terre sèche	
3.3.2.- Teneurs moyennes en azote nitrique	
3.3.3.- Influence de l'effectif des échan- tillons de sol	
3.4.- LOCALISATION VERTICALE DE L'AZOTE NITRIQUE	45
3.5.- CONCLUSIONS	48

CHAPITRE 4- LIAISON STATISTIQUE ENTRE L'ECART-TYPE ET LA  
MOYENNE DES TENEURS EN AZOTE NITRIQUE  
CONSEQUENCES AGRONOMIQUES

4.1.- INTRODUCTION	51
4.2.- REGRESSION LINEAIRE	52
4.2.1.- Régression $y = a + bx$	
4.2.2.- Régression par l'origine $y = bx$	
4.3.- DIAGRAMME DE DISPERSION	53
4.3.1.- Etudes préliminaires	
4.3.2.- Etude de la régression par l'origine	
4.4.- PREMIERES CONCLUSIONS SUR LE PLAN AGRO-NOMIQUE	58
4.4.1.- Incertitudes sur la teneur des sols en azote nitrique	
4.4.2.- Conditions de validité des plans d'expériences	
4.4.3.- Caractère négligeable de la diffusion latérale	

CHAPITRE 5- ANALYSE DES RESULTATS DE LA DEUXIEME SERIE DES ESSAIS

Liaisons entre écart-type et moyenne et corrélations entre les populations de chaque profil

5.1.- INTRODUCTION	68
5.2.- LIAISONS ENTRE L'ECART-TYPE ET LA MOYENNE DES REPARTITIONS DES DIVERS HORIZONS	70
5.3.- CORRELATIONS ENTRE LES QUANTITES PRESENTES DANS CHAQUE PROFIL	76
5.4.- CARACTERE NEGLIGEABLE DE LA DIFFUSION VERTICALE	80

CHAPITRE 6- ANALYSE DES RESULTATS DE LA DEUXIEME SERIE DES ESSAIS  
TYPE DES REPARTITIONS, HOMOGENEITE DES VARIANCES

6.1.- INTRODUCTION	82
6.1.1.- Nécessité d'une transformation des variables	

6.1.2.-	Choix de la transformation	
6.1.3.-	Application de la transformation logarithmique	
6.2.-	TYPE DES REPARTITIONS	84
6.2.1.-	Tests de validité d'une fonction de distribution	
6.2.2.-	Test de KOLMOGOROV	
6.2.3.-	Exécution du test de KOLMOGOROV	
6.3.-	HOMOGENEITE DES VARIANCES	92
6.3.1.-	Tests d'homogénéité	
6.3.2.-	Test de COCHRAN	
6.3.3.-	Test de BARTLETT	
6.4.-	RESULTATS OBTENUS ET CONCLUSIONS	96
6.4.1. -	Test de KOLMOGOROV	
6.4.2. -	Tests de COCHRAN et de BARTLETT	

CHAPITRE 7- ANALYSE DE QUELQUES RESULTATS BIBLIOGRA-  
PHIQUES

CONCLUSIONS DE LA PREMIERE PARTIE

7.1.-	INTRODUCTION	104
7.2.-	ESTIMATIONS DES COEFFICIENTS DE VARIATION DE L'AZOTE NITRIQUE DANS LES SOLS DE DIVERSES REGIONS	106
7.2.1.-	Sol limoneux de la région toulou- saine	
7.2.2.-	Sol sablo-limoneux profond du nord de la France	
7.2.3.-	Sol brun argilo-limoneux de la région dijonnaise	
7.2.4.-	Sol de rendzine brune de la Champa- gne berrichonne	
7.2.5.-	Sol de Tchernozem (U.R.S.S.)	
7.2.6.-	Sol limono-argileux du Canada	
7.2.7.-	Sols forestiers bruns acides de la Belgique	
7.3. -	EXEMPLES DE LA LIAISON LINEAIRE ENTRE L'ECART-TYPE ET LA MOYENNE	110

- 7.3.1. - Sols hollandais
- 7.3.2. - Autres exemples de la liaison  $S=bm$
- 7.3.3. - Sols sablo-limoneux et argilo-limoneux des Etats-Unis
- 7.4.- CONCLUSIONS DE LA PREMIERE PARTIE 114
  - 7.4.1. - Caractère spécifique de l'hétérogénéité de l'azote nitrique dans le sol
  - 7.4.2. - Origine de l'hétérogénéité
  - 7.4.3. - Propriétés de structure des populations
  - 7.4.4. - Nature des transferts de l'azote nitrique
  - 7.4.5. - Proposition d'un modèle décrivant les types de répartition de l'azote nitrique dans le sol
  - 7.4.6. - Le dispositif de KAPTEYN

2<sup>ème</sup> PARTIE

Pages

CONTRIBUTION A LA MODELISATION  
DE LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE  
NITRIQUE DANS LE SOL

INTRODUCTION	126
CHAPITRE 8- <u>NOUVELLE METHODE D'EVALUATION EN KILO-</u> <u>GRAMME PAR HECTARE DE LA QUANTITE D'UN</u> <u>ELEMENT PRESENT DANS LE SOL</u>	
8.1.- INTRODUCTION	128
8.2.- EXEMPLE DE CALCUL	130
8.3.- METHODE PROPOSEE	133
8.3.1.- Technique de prélèvement	
8.3.2.- Calcul du coefficient $\delta$	
8.3.3.- Equivalent en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ d'un mg de N dans le sondage	
8.4.- TEST DE JUSTIFICATION DE LA METHODE PRO- POSEE	135
8.4.1.- Protocole expérimental	
8.4.2.- Mesure des excès isotopiques	
8.4.3.- Dosage des chlorures	
8.4.4.- Présentation des résultats	
8.4.5.- Résultats des prélèvements de type I (couche arable)	
8.4.6.- Evolution des excès isotopiques et mi- néralisation	
8.4.7.- Evolution du rapport Cl/N et réorgani- sation	
8.4.8.- Résultats des prélèvements de type II (0-85 cm)	
8.5.- VARIATION DU COEFFICIENT $\delta$ AVEC L'HUMIDITE DU SOL	150
8.6.- CONCLUSIONS	154

CHAPITRE 9- BILAN DES TRANSFERTS DE L'AZOTE MINERAL  
DANS LE SOL DURANT LA SAISON CULTURALE

9.1.- INTRODUCTION	156
9.2.- DESCRIPTION DU CHAMP D'ESSAI	158
9.3.- RESULTATS DE LA BETTERAVE SUCRIERE 1979	161
9.3.1.- Protocole	
9.3.2.- Coefficients apparents d'utilisation	
9.3.3.- Coefficients réels d'utilisation	
9.3.4.- Bilans azotés réels	
9.4.- RESULTATS DU BLE D'HIVER 1979-1980	168
9.4.1.- Protocole	
9.4.2.- Coefficients apparents d'utilisation	
9.4.3.- Coefficients réels d'utilisation	
9.4.4.- Arrière effet	
9.4.5.- Bilans réels azotés	
9.4.6.- Remarques méthodologiques	
9.5.- RESULTATS DES CAMPAGNES SUIVANTES	176
9.6.- AZOTE MINERAL ET BETTERAVES SUCRIERES	179
9.6.1.- Présentation des essais	
9.6.2.- Bilan moyen des transferts de l'a- zote dans les essais de 1978 à 1982	
9.6.3.- Mise en réserve dans le sol de l'a- zote minéral par organisation micro- bienne	
9.6.4.- Risque de pollution des nappes d'eau	
9.6.5.- Variations du coefficient d'utili- sation	
9.7.- CONCLUSIONS	190

CHAPITRE 10- ANALYSE COMPARTIMENTALE DE LA DYNAMIQUE DE  
L'AZOTE MINERAL DANS LE SOL

10.1.- CARACTERISATION D'UN MODELE A 3 COMPARTI- MENTS ET 3 NIVEAUX	192
10.1.1.- Introduction	
10.1.2.- Débits d'échange	

10.2.- EQUATIONS DU MODELE	197
10.2.1.-Introduction	
10.2.2.-Equations du niveau supérieur A en régime de drainage	
10.2.3.-Equations du niveau A en régime de remontée	
10.3.- RESOLUTION NUMERIQUE	201
10.3.1.-Etude des niveaux inférieurs B, C ....	
10.3.2.-Régimes de Sortie ou d'Entrée de N engrais	
10.3.3.-Calcul numérique des débits	
10.3.4.-Chemin d'intégration proposé	
10.4.- CONCLUSIONS	205
CHAPITRE 11- <u>ANALYSE COMPARTIMENTALE D'UNE EXPERIENCE EN VASES DE VEGETATION</u>	
11.1.- INTRODUCTION	208
11.2.- VASES SANS CULTURE	218
11.2.1.-Calcul des transferts	
11.2.2.-Comparaison avec les résultats des auteurs	
11.3.- VASES AVEC VEGETATION (0-37 jours)	220
11.3.1.-Période 0-10 jours	
11.3.2.-Période 10-37 jours	
11.3.3.-Comparaison avec les résultats des auteurs	
11.4.- VASES AVEC VEGETATION (37-73 jours)	223
11.4.1.-Calcul des bilans (37-73 jours)	
11.4.2.-Restitution d'azote au sol par le végétal	
11.5.- CONCLUSIONS	226
11.5.1.-Ampleur réelle des processus bio-chimiques dans le sol	
11.5.2.-Coefficients réels d'utilisation	
11.5.3.-Coefficients de fuite ou d'organisation	

CHAPITRE 12 - ANALYSE COMPARTIMENTALE DE DEUX EXPERIMENTATIONS  
EN PLEIN CHAMP SUR SOL NU  
MODELE EN FONCTION DU TEMPS

12.1 - INTRODUCTION	240
12.2 - MODELE COMPARTIMENTAL	240
12.3 - SOLUTION DU SYSTEME D'EQUATIONS	245
12.4 - EXEMPLES D'APPLICATION	246
12.4.1 - <u>Dispositif DEHERAIN</u>	
12.4.2 - <u>Dispositif de TROGNY</u>	
12.5 - CONCLUSIONS	259
<u>CONCLUSIONS GENERALES</u>	263
<u>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</u>	269
<u>RESUME</u>	286
<u>SUMMARY</u>	291
<u>RESUMEN</u>	296

## ANNEXES

### ANNEXE I

1. - PRESENTATION	311
2. - TECHNIQUE DE PRELEVEMENT DE TERRE	
3. - SERIES DE PRELEVEMENTS n° I.1 à I.6	
4. - SERIES DE PRELEVEMENTS n° I.7 à I.11	
FICHER DES RESULTATS DE LA PREMIERE SERIE DES ESSAIS	316

### ANNEXE II

1. - PRESENTATION	361
2. - METHODE NOUVELLE DE CALCUL DE LA TENEUR MOYENNE DES ELEMENTS DANS L'ENSEMBLE DU PROFIL DU SOL	
2.1. - Méthode classique	
2.2. - Méthode nouvelle proposée	
2.3. - Comparaison des deux méthodes	
2.3.1. - Eau exprimée en g pour 100 g de terre sèche	
2.3.2. - Azote nitrique exprimé en mg par kg de terre sèche	
2.3.3. - Variances	
2.4. - Conclusion	
FICHER DES RESULTATS DE LA DEUXIEME SERIE DES ESSAIS	369

### ANNEXE III

1. - PRESENTATION	420
2. - VASES SANS CULTURE	
3. - VASES AVEC VEGETATION, 0 - 37 jours	
4. - VASES AVEC VEGETATION, 37 - 73 jours	
FICHER DES BILANS ETABLIS AU CHAPITRE 11	423