

CONVENTIONS  
SCIENCES DE LA VIE  
AGROPÉDOLOGIE

N° 48

1999

Étude des risques de dégradation  
de la fertilité des sols et de pollution  
des lentilles d'eau douce.

Rapport récapitulatif des programmes conduits  
dans le cadre de la quatrième tranche de l'opération  
« Sol et nappe phréatique des Îles Loyauté »

Thierry BECQUER  
Céline DUWIG  
Bernard BONZON

Convention N° 04/94 entre  
la Province des Îles Loyauté et l'ORSTOM  
notifiée le 09/05/94

Avenant n° 4 du 26/11/97

**CONVENTIONS**  
**SCIENCES DE LA VIE**  
**AGROPÉDOLOGIE**

**N° 48**

**1999**

**Étude des risques de dégradation  
de la fertilité des sols et de pollution  
des lentilles d'eau douce.**

**Rapport récapitulatif des programmes conduits  
dans le cadre de la quatrième tranche de l'opération  
« Sol et nappe phréatique des Îles Loyauté »**

**Thierry BECQUER  
Céline DUWIG  
Bernard BONZON**

**Convention N° 04/94 entre  
la Province des Îles Loyauté et l'ORSTOM  
notifiée le 09/05/94**

**Avenant n° 4 du 26/11/97**



**Institut de recherche  
pour le développement**

© IRD, Nouméa, 1999

/Becquer, T.  
/Duwig, C.  
/Bonzon, B.

Étude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Rapport récapitulatif des programmes conduits dans le cadre de la quatrième tranche de l'opération « Sol et nappe phréatique des Îles Loyauté »

Nouméa : IRD. Mai 1999. 40 p.  
*Conventions : Sci. Vie ; Agropédol. ; 48*

SOL FERRALLITIQUE ALLITIQUE ; AZOTE ; NITRATE ; MINERALISATION ; SORPTION ; FLUX HYDRIQUE ; FLUX MINERAL ; FERTILISATION DU SOL ; POLLUTION ; INTENSIFICATION AGRICOLE / NOUVELLE CALEDONIE ; LOYAUTE ; MARE

## RESUME

Le but principal de ce programme est la détermination des risques de pollution de l'eau souterraine dus à des pratiques agricoles intensives sur l'île de Maré.

Une partie importante de ce travail a consisté à suivre le devenir des engrais azotés dans le sol de Maré. Pour calculer le drainage et la lixiviation du nitrate en dessous de la zone racinaire, une métrologie non destructive a été mise en oeuvre sur plusieurs parcelles soumises à différentes pratiques culturales. Les caractéristiques hydrauliques du sol ont été obtenues par infiltrométrie et les paramètres de transfert de solutés grâce à des expériences réalisées au laboratoire, sur colonnes de sol. Environ  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$  ont été apportés sur une parcelle sol nu, de maïs et de graminées. Bien que la saison 1996 fut plus humide qu'en 1995, la quantité de nitrate livixié sous maïs a diminué de 130 % (1995) à 48 % (1996) du nitrate apporté. En 1996, l'engrais a été apporté en deux fois alors qu'en 1995, il a été apporté en totalité le jour du semis. Malgré sa capacité d'échange anionique, la perméabilité du sol ainsi que les fortes intensités de pluie concourent à rendre le nitrate facilement lixiviable. Cependant, le risque de pollution peut être fortement réduit avec des applications fractionnées d'engrais de manière à ce que la consommation du nitrate par les plantes soit améliorée. Les paramètres du sol déterminés sur le terrain et au laboratoire nous ont permis d'utiliser le modèle mécaniste WAVE et d'évaluer sa capacité de reproduction et de prédiction des données. Les mesures lors des trois saisons aux conditions climatiques différentes ont été reproduites avec satisfaction. Ces résultats sont présentés en détail dans la thèse de Céline Duwig (1998).

Par ailleurs, le suivi de la minéralisation et de la nitrification nettes réalisé sur trois parcelles (maïs, graminées, légumineuses) a montré que la matière organique du sol pouvait être une source importante d'azote pour les cultures. Une production de 1 à  $1,5 \text{ kg d'N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$  peut être escomptée pendant les périodes humides. Cette production est plus réduite en saison sèche, mais elle peut toutefois se maintenir à des niveaux de l'ordre de  $0,5 \text{ kg d'N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ . Cette production doit également être prise en compte dans le calcul des apports d'engrais azotés.

Un travail est également en cours de développement sur les pesticides. Les premiers résultats de l'étude de la minéralisation de deux pesticides, le 2,4-D et l'atrazine, montrent que leur minéralisation est lente : respectivement 23 % et 0,3 % de l'apport initial des pesticides ont été dégradés. Cette faible biodégradation est probablement liée aux caractéristiques d'échange très particulières de ce sol. Des études vont être entreprises pour préciser ces points.



## AVANT-PROPOS

Ce rapport récapitulatif présente les principaux résultats acquis dans le cadre de la tranche 1996 de la convention de recherche entre la Province des Iles Loyauté et l'ORSTOM portant sur "**l'étude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce**". Cette opération menée dans le cadre des Contrats de Développement Etat-Province des Iles Loyauté (opération N° 6-DEF "Sol et nappe phréatique des Iles Loyauté") bénéficie du soutien financier du Fond de la Recherche et de la Technologie (Convention N° 2013/DRT/4022/MI du 15/11/93 entre l'état et la Province des Iles Loyauté concernant le financement de l'opération 6-DEF). Celle-ci vise à évaluer les risques liés à l'intensification de l'agriculture et à préciser les conditions pour obtenir une agriculture durable et respectueuse de l'environnement.

L'ensemble de ces travaux a été mené à bien grâce à une collaboration étroite avec le CIRAD et à l'appui du Service du Développement Economique de Maré et du GIE CORAWAGURO.

Les analyses chimiques ont été réalisées par le personnel du Laboratoire Commun d'Analyse de l'ORSTOM-Nouméa sous la responsabilité de J.L. Duprey.

La duplication de ce rapport a été confiée à l'atelier de reprographie du Centre ORSTOM de Nouméa (responsable : J.P. Mermoud).



# SOMMAIRE

<b>RÉSUMÉ</b>	<b>1</b>
<b>AVANT-PROPOS</b>	<b>3</b>
<b>SOMMAIRE</b>	<b>5</b>
<b>1 - CADRE ET OBJECTIFS DES RECHERCHES</b>	<b>7</b>
<b>2 - TRAVAUX RÉALISÉS</b>	<b>8</b>
<b>3- SUIVI DES FLUX HYDRIQUES ET MINÉRAUX</b>	<b>9</b>
<b>3-1. Les caractéristiques hydriques et hydrodynamiques du sol</b>	<b>9</b>
3-11. Etalonnage de la TDR	9
3-12. Courbes de rétention d'eau	11
3-13. Conductivité hydraulique	13
<b>3-2. La rétention du nitrate</b>	<b>14</b>
3-21. Les caractéristiques d'échange du sol	14
3-22. Détermination du facteur retard du transfert du nitrate	16
<b>3-3. Suivi des transferts d'eau et de nitrate pour l'année 1997</b>	<b>16</b>
3-31. Le drainage	16
3-32. La lixiviation de nitrate	19
<b>3-4. Comparaison de la lixiviation du nitrate pour les années 1995-1997</b>	<b>20</b>
<b>3-5. Modélisation des transferts</b>	<b>22</b>
3-51. La modélisation du drainage	23
3-52. La modélisation de la lixiviation du nitrate	25
3-53. Simulation	26
3-54. Intérêts et limites de la modélisation	26
<b>4- ÉVALUATION DE LA MINÉRALISATION ET DE LA NITRIFICATION</b>	<b>27</b>
<b>4-1. Rappels sur le cycle de l'azote</b>	<b>27</b>



<b>4-2. Méthode de mesure de la minéralisation</b>	<b>28</b>
<b>4-3. Evaluation de l'ammonification et de la nitrification nettes sous divers systèmes de culture</b>	<b>30</b>
<i>4-31. Ammonification et nitrification nettes journalières</i>	<i>30</i>
<i>4-32. Ammonification et nitrification nettes moyennes journalières</i>	<i>32</i>
<i>4-33. Comparaison avec la méthode du bilan d'azote</i>	<i>33</i>
<b>4-4. Conclusion</b>	<b>34</b>
<b>5- ETUDE DU DEVENIR DES PESTICIDES</b>	<b>34</b>
<b>5-1. Les méthodes d'étude</b>	<b>35</b>
<i>5-11. La biodégradation des pesticides</i>	<i>35</i>
<i>5-12. La rétention des pesticides</i>	<i>36</i>
<b>5-2. Premiers résultats sur la biodégradation du 2,4-D et de l'atrazine</b>	<b>36</b>
<b>CONCLUSION</b>	<b>38</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE</b>	<b>39</b>

## 1 - CADRE ET OBJECTIFS DES RECHERCHES

Les pressions économiques et démographiques que subissent les Iles Loyauté ainsi qu'une certaine volonté de fixer les populations locales conduisent les agriculteurs à abandonner progressivement les techniques d'exploitation traditionnelles pour une agriculture plus intensive utilisant des engrais et des produits phytosanitaires. Ce type d'agriculture peut présenter un danger pour les écosystèmes insulaires particulièrement fragiles. En effet, l'utilisation en continu des sols risque de provoquer une diminution de leur teneur en matière organique et par suite une baisse de la fertilité, leur stabilité structurale et leur capacité d'échange cationique étant essentiellement liées à la matière organique (Becquer et al., 1993). De plus, la mauvaise rétention par le sol de l'ion nitrate et des pesticides est susceptible d'induire une contamination de la lentille d'eau douce sous-jacente, qui constitue souvent la seule ressource en eau de ces atolls coralliens surélevés.

L'étude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce a donc été entreprise en 1994, dans le cadre d'une convention de recherche entre la Province des Iles Loyauté et l'ORSTOM, avec le soutien financier du Fond de la Recherche et de la Technologie (F.R.T.), afin d'évaluer les risques liés à l'intensification de l'agriculture et de préciser les conditions pour obtenir une agriculture durable et respectueuse de l'environnement.

L'objectif de ce programme, qui doit durer 5 ans, est :

1°/ de mieux connaître l'évolution de la fertilité des sols au cours du temps et sous l'action de diverses pratiques agricoles. En particulier, nous analyserons, d'une part, l'évolution des caractéristiques morphopédologiques à la suite des travaux agricoles et les conséquences sur les propriétés hydrodynamiques du sol et l'enracinement des plantes, d'autre part, le fonctionnement du complexe d'échange et son évolution afin d'améliorer les nutriments potassique et phosphatée des plantes ;

2°/ de déterminer les conditions de nutrition optimale des végétaux afin de lever les carences en phosphore, silice et oligo-éléments (ou de limiter leurs effets) et d'apprécier les conséquences de ces amendements et fertilisations sur les coefficients d'utilisation de l'azote et de la potasse ;

3°/ de quantifier les risques de contamination des ressources en eau par les engrais azotés. Ceci nécessite de pouvoir établir à la fois des bilans d'eau et d'azote dans le système sol-plante. Les études précédentes et la comparaison des flux hydrochimiques sous différents systèmes de culture devraient permettre d'évaluer les risques liés à diverses pratiques et de proposer des solutions techniques les réduisant ;

4°/ d'estimer les risques de contamination par quelques pesticides. Ces études seront entreprises dans un second temps sur la base des connaissances acquises sur les transferts d'ions minéraux et sur les propriétés d'échange de ces sols.

## 2 - TRAVAUX REALISES

L'objectif principal du programme en cours (opérations n° 1 et 3) consistait à déterminer les principales caractéristiques hydrodynamiques et physico-chimiques des sols ferrallitiques allitiques des îles Loyauté et à suivre les flux d'eau et d'azote minéral sous divers systèmes de culture afin de pouvoir estimer le risque de contamination des lentilles d'eau douce par les engrais azotés. L'approche méthodologique et les résultats des deux premières années de suivi (1995 et 1996) ont été présentés antérieurement (Becquer et al., 1995, 1996, 1997 ; Duwig et al., 1996, 1998). Au cours de l'année 1997-1998 (avenant n°4, tranche 1996 de la convention), divers travaux complémentaires ont été réalisés sur ce thème. En particulier :

- un suivi des flux d'eau et d'azote minéral a été réalisé sur 6 parcelles cultivées au cours de la saison des pluies (janvier à juin) de 1997 ;
- divers paramètres hydrodynamiques et physico-chimiques (notamment les phénomènes de sorption) agissant sur le transfert des solutés ont été déterminés au laboratoire sur des colonnes de sol grâce à une collaboration établie avec le HortResearch Institute de Palmerston North (Nouvelle-Zélande) ;
- la modélisation des données acquises au laboratoire et lors des suivis de terrain au cours des années 1995, 1996 et 1997 a été entreprise au HortResearch Institute en utilisant le modèle WAVE.

Les résultats acquis sur ce thème sont présentés de façon détaillée dans la thèse que Céline Duwig a soutenue le 8 septembre 1998 à l'Université de Grenoble (Duwig, 1998). Nous nous contenterons de présenter ici les résultats les plus marquants.

L'étude des flux d'azote dans le système sol-plante nécessite de prendre en compte le rôle de la matière organique du sol dans le bilan d'azote et la lixiviation du nitrate. Des mesures de la minéralisation et de la nitrification de l'azote organique ont été réalisées au cours de diverses années sous trois systèmes de culture (culture de maïs, prairie de graminées et prairie de légumineuses), à l'aide de méthodes d'incubation *in situ* (Opération n° 2). Les principaux résultats de cette étude seront présentés.

Les pesticides représentent également un risque majeur de contamination des lentilles d'eau douce (Opération n° 4). Leur devenir dans les sols est conditionné par deux processus clés : la rétention par la phase organo-minérale et la biodégradation. Des travaux sur ces deux points sont en cours de développement. Les premiers résultats d'une étude visant à évaluer la biodégradation de

deux herbicides utilisés sur maïs, le 2,4-D (acide 2,4 Dichlorophenoxyacétique) et l'atrazine, seront présentés.

### **3- SUIVI DES FLUX HYDRIQUES ET MINERAUX**

Un suivi du devenir des engrais apportés aux cultures a été entrepris depuis 1995 sur divers systèmes de culture. La première année d'observation (Duwig et al., 1996, 1998) avait mis en évidence l'importance et la rapidité de la lixiviation du nitrate à la suite de précipitations importantes. Ces observations avaient conduit à une modification des pratiques d'apport des engrais sur les parcelles pour l'année 1996 avec, notamment, un fractionnement de l'apport. Malgré une pluviométrie abondante au cours de cette période et, par conséquent, un drainage important, la lixiviation de  $\text{N-NO}_3^-$  avait alors été plus réduite qu'en 1995 (Duwig *et al.*, 1997).

Le suivi de la lixiviation du nitrate a été poursuivi pour une troisième année au cours de la saison des pluies de 1997. Les pluies ont été très peu abondantes au cours de ce cycle de culture et les résultats acquis peu nombreux (§ 3-3.).

Le suivi hydro-chimique réalisé au cours des années 1995, 1996 et 1997 ainsi que diverses expérimentations réalisées au laboratoire nous ont permis de définir divers paramètres hydrauliques, hydrodynamiques ou physico-chimiques qui régulent les transferts d'eau et de solutés dans ce sol. Les principaux résultats obtenus sont présentés dans les paragraphes 3-1 et 3-2.

Ces différents paramètres, ainsi que le suivi *in situ*, nous ont permis de calculer le drainage et la lixiviation du nitrate. Les données acquises au cours des trois années de suivi sont synthétisées dans le paragraphe 3-4. Elle ont en outre servi à tester le modèle WAVE et à réaliser quelques simulations sur les données (§ 3-5).

L'ensemble de ces travaux est présenté en détail dans la thèse de Céline Duwig (Duwig, 1998).

#### **3-1. Les caractéristiques hydriques et hydrodynamiques du sol**

##### *3-1-1. Etalonnage de la TDR*

Pour pouvoir calculer le drainage et établir un bilan de l'eau sur une parcelle, il est nécessaire de suivre l'évolution des teneurs en eau à différentes profondeurs dans le sol. La méthode par prélèvements gravimétriques n'est pas envisageable pour réaliser un suivi car c'est une méthode destructive. La mesure par TDR (Time Domain Reflectometry), qui est une des méthodes les

constante diélectrique du milieu,  $K_a$ , mesurée par l'appareil, en teneur en eau volumique  $\theta$ . Nous avons calé un polynôme du troisième degré sur les couples de mesures ( $K_a, \theta$ ) de la forme :

$$\theta = a + bK_a + cK_a^2 + dK_a^3$$

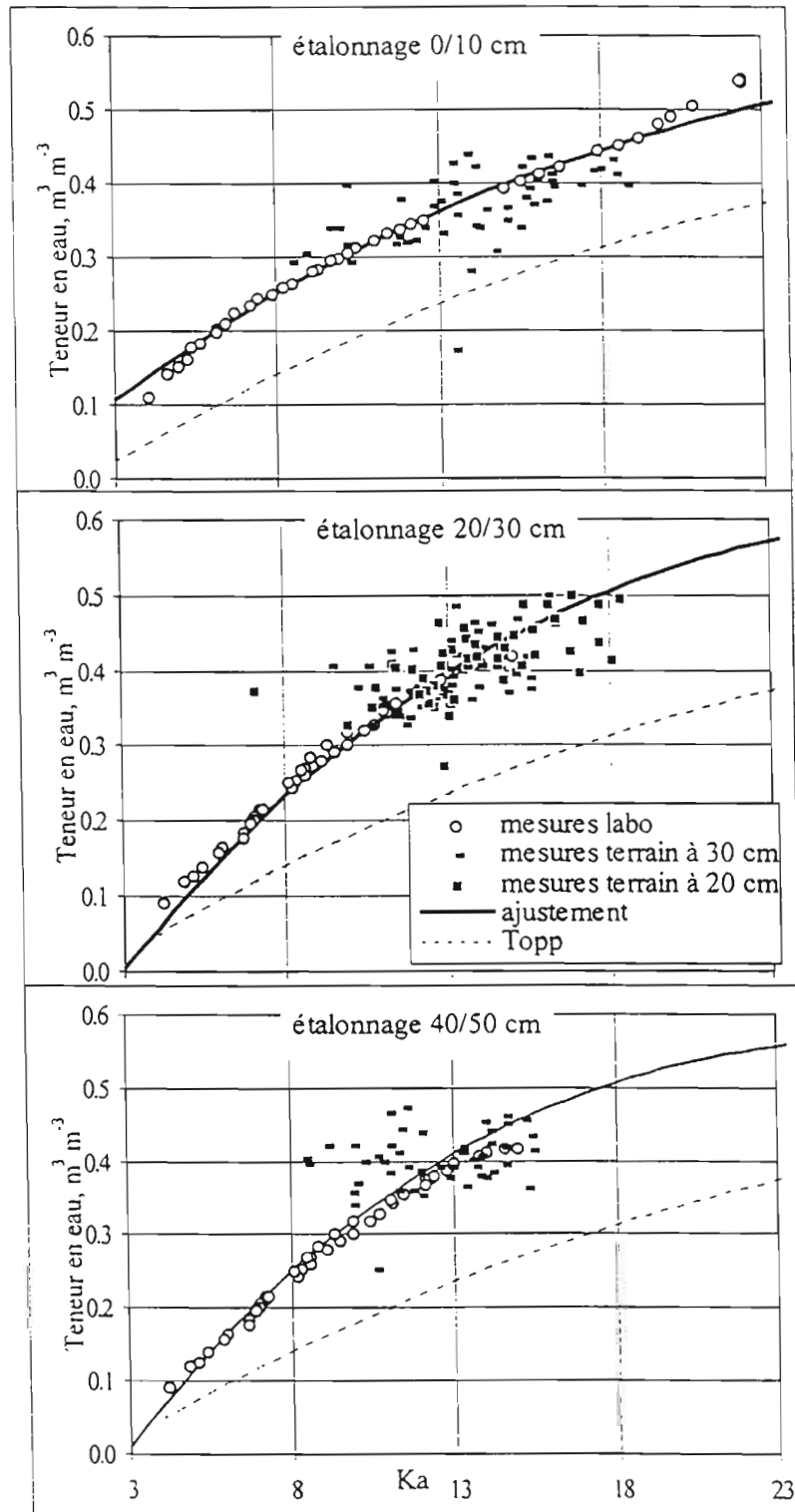


Figure 1 : Etalonnage de la TDR pour les trois horizons du sol.

Cette calibration est d'autant plus nécessaire car le sol ferrallitique allitique des Iles Loyauté semble présenter des particularités par rapport aux autres sols étudiés, comme l'indique la divergence entre la calibration la plus couramment utilisée (Topp) et nos données (Figure 1).

L'ajustement des données par une fonction polynomiale permet de déterminer les paramètres  $a$ ,  $b$ ,  $c$ ,  $d$  pour chacun des horizons de sol. Les valeurs de ces paramètres et le coefficient de détermination des relations ajustées sont présentés dans le tableau 1. L'ensemble des teneurs en eau obtenues au cours des trois années de suivi ont donc été obtenues en convertissant les valeurs de  $K_a$  obtenues par la TDR en humidité volumique grâce à ces équations.

profondeur	$a$	$b$	$c$	$d$	$R^2$
10 cm	4,0 E-4	3,8 E-6	-9,0 E-4	8,9 E-4	0,84
20 à 30 cm	-1,7 E-1	6,3 E-2	-1,7 E-3	1,6 E-5	0,80
40 à 50 cm	-1,8 E-1	7,0 E-2	-2,2 E-3	2,4 E-5	0,84

**Tableau 1** : Paramètres de l'étalonnage de la TDR pour les trois horizons du sol.

### 3-12. Courbes de rétention d'eau

Pour un type de sol donné, une valeur de pression de l'eau dans le sol est liée à une valeur de teneur en eau. La forme de la courbe reliant les deux variables dépend de l'arrangement géométrique des particules, de leur agrégation et d'autres phénomènes chimiques et biologiques (Kutilek et Nielsen, 1994). Cette relation est importante à déterminer, premièrement pour pouvoir recalculer les teneurs en eau à partir des charges hydrauliques, là où les mesures manquent. Deuxièmement, elle est indispensable pour la modélisation des transferts d'eau. La courbe de rétention en eau peut être décrite par la fonctionnelle de Van Genuchten (1980) :

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + (\alpha_d |h|)^n)^m}, \quad (\text{III.2})$$

où  $\theta_s$  la teneur en eau à saturation ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ),  $\theta_r$  la teneur en eau résiduelle ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ),  $\beta$  est l'inverse de la valeur de la pression à l'entrée d'air ( $\text{m}^{-1}$ ), et  $n$ ,  $m$  sont des paramètres de forme, tels que  $m = 1 - 2/n$ .

Nous avons obtenu cette relation à partir de la mise en relation des mesures *in situ* de teneur en eau et de pression ( $\theta$ ,  $h$ ) obtenues par relevés TDR et tensiométriques ponctuels sur le terrain à différentes profondeurs. La teneur en eau à saturation a été déduite de mesures de pF sur cylindres,  $\theta_s = 0,65 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ . La teneur en eau résiduelle,  $\theta_r$ , a été assimilée à la teneur en eau du sol séché à l'air, soit  $0,02 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ . Les paramètres  $\alpha_d$  et  $n$  ont été déterminés par ajustement de l'équation aux données.

La figure 2 présente les résultats pour les parcelles cultivées et le Tableau 2 donne les paramètres de l'ajustement et le coefficient de détermination de la relation ajustée.

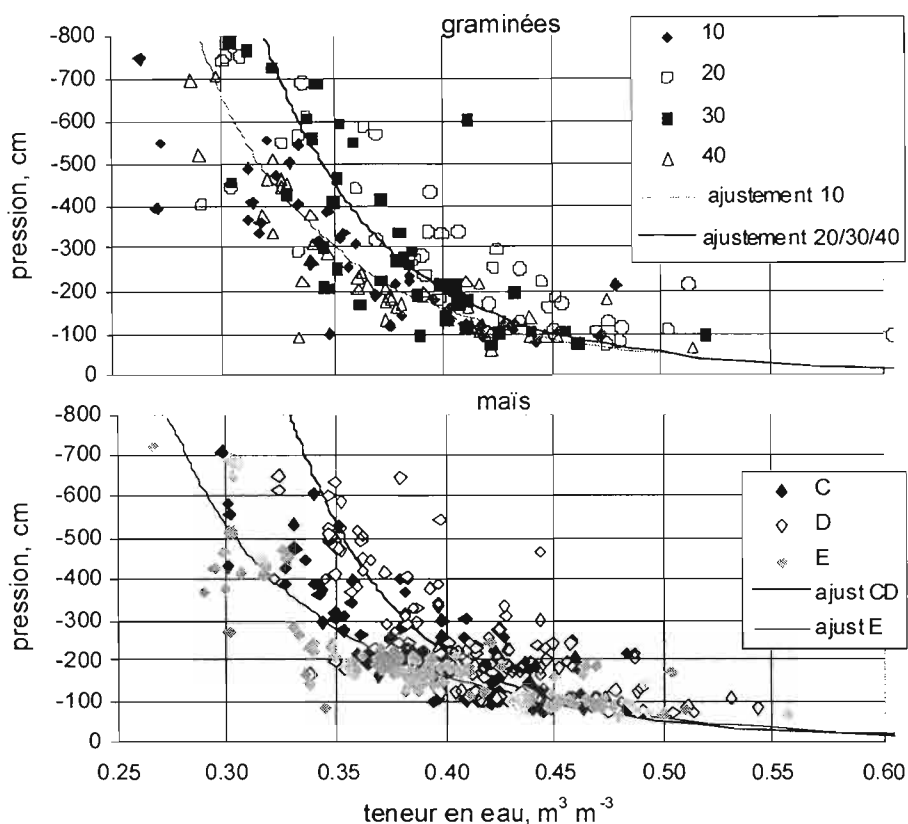


Figure 2 : Courbes de rétention en eau sur les parcelles cultivées

parcelles	$\alpha_d$	$n$	$m=1-2/n$	$R^2$
graminées 10 cm	0,071	2,210	0,095	0,77
graminées 20/30/40 cm	0,097	2,170	0,078	0,53
maïs C, D	0,115	2,157	0,073	0,74
maïs E	0,047	2,252	0,112	0,85

Tableau 2 : Paramètres ajustés pour les courbes de rétention des parcelles cultivées

Sur la parcelle **graminées**, non labourée depuis 4 ans, les horizons de surface et de profondeur diffèrent. En surface, la variation de la pression est limitée pour une gamme de variation de la teneur en eau étendue : la teneur en eau peut varier de 0,35 à 0,45  $m^3 m^{-3}$  pour une variation de la pression de 100 cm. En profondeur, par contre, pour la même variation de teneur en eau, la pression varie de plus de 400 cm. Cette différence signifie que pour une même gamme de pores, la réserve en eau en surface est plus importante qu'en profondeur. Cette différence en partie est due au taux relativement important de matière organique en surface.

Pour les parcelles sous **maïs**, des différences de comportement entre les différentes couches de sol n'ont pas été mises en évidence. Le travail du sol induit une homogénéisation du profil dans

les 20-30 premiers cm. La différence entre l'horizon de surface et ceux de profondeur ne se fait donc plus sentir. Une seule courbe a été ajustée par parcelle, pour toutes les profondeurs. La parcelle E se différencie des parcelles C et D, une courbe différente a alors été tracée.

### 3-13. Conductivité hydraulique

La connaissance de la conductivité hydraulique,  $K(\theta)$ , est un préalable indispensable pour le calcul du flux de drainage par la loi de Darcy et pour la modélisation des transferts hydriques.

La relation  $K(\theta)$  a été déterminée *in situ* à 40 cm de profondeur. Cette profondeur correspond à la base de la zone racinaire. L'eau et les solutés quittant cette limite sont donc perdus pour les plantes. La détermination de  $K(\theta)$  a nécessité l'utilisation de deux méthodes complémentaires : l'infiltrométrie pour les teneurs en eau proche de la saturation (Clothier, 1990) et la méthode du plan de flux nul (Vachaud et al., 1978) pour des teneurs en eau proche de la capacité au champ. Les résultats obtenus, présentés dans la figure 3, ont été ajustés par la relation de Brooks et Corey (1964) :

$$K(\theta) = K_s \left( \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{2}{\eta} + 3},$$

où  $\eta$  est un paramètre de forme ajusté aux points expérimentaux et  $K_s$  la conductivité à saturation ( $\text{m s}^{-1}$ ). Le meilleur ajustement a conduit à retenir  $K_s = 250 \text{ mm h}^{-1}$ ,  $\eta = 0,2$ .

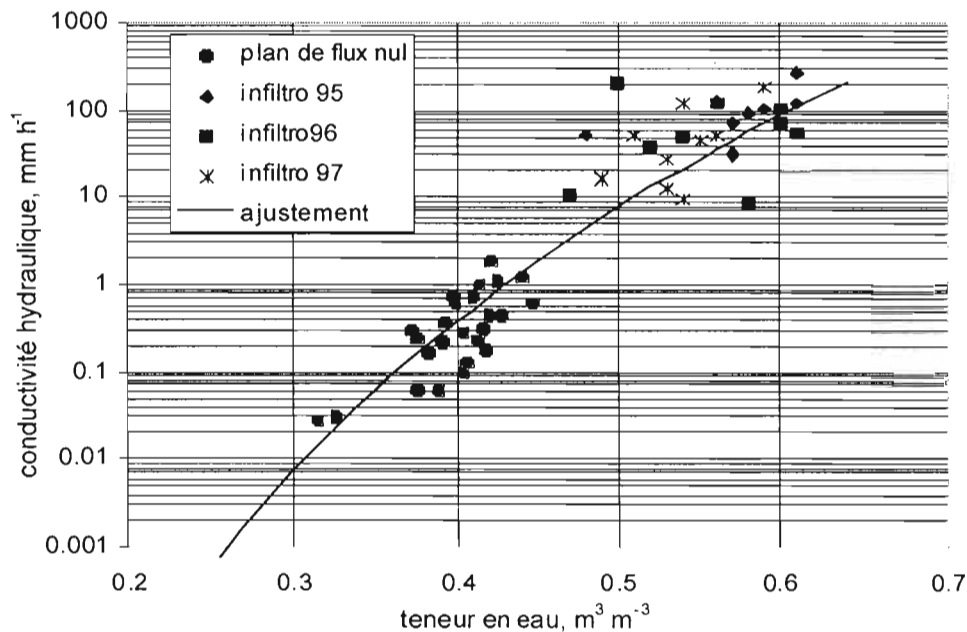


Figure 3 : Conductivité hydraulique de l'horizon de profondeur (40 cm).



Les relations n'ont pas pu être déterminées pour les horizons supérieurs car il n'est pas possible de mesurer la conductivité hydraulique avec la méthode du plan de flux nul dans les horizons de surface. Les conductivités à saturation ( $K_s$ ) ont toutefois été évaluées grâce à l'infiltromètre dans chaque horizon et pour les divers systèmes de culture.  $K_s$  est toujours supérieur à  $250 \text{ mm h}^{-1}$  hormis dans l'horizon de surface sous graminées où il n'est que de  $150 \text{ mm h}^{-1}$ . Cette valeur reste toutefois très supérieure à toutes les intensités de pluie observées au cours de l'étude ; il n'y a donc jamais de ruissellement sur ces parcelles.

### 3-2. La rétention du nitrate

Les conductivités hydrauliques élevées mesurées précédemment expliquent que les transferts d'eau puissent être très rapides. Toutefois, lorsque la capacité d'échange cationique (CEC) ou anionique (AEC) du sol est élevée, la vitesse de transfert d'un soluté réactif peut être réduite par rapport à celle de l'eau car celui-ci peut s'adsorber sur le sol. Le nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) peut donc s'adsorber sur les charges électropositives des oxyhydroxydes de fer et d'aluminium, qui sont très abondantes dans ce sol. Le facteur retard, R, qui est induit, peut être décrit par l'équation :

$$R = 1 + (\rho K_d / \theta),$$

avec  $\rho$  la densité apparente du sol ( $\text{kg m}^{-3}$ ),  $K_d$  le coefficient de distribution entre les phases solide et liquide ( $\text{L kg}^{-1}$ ) et  $\theta$  l'humidité du sol ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ).

Une valeur de 1 du facteur R correspond à une absence de retard dans le transfert du soluté par rapport à l'eau. Une valeur supérieure à 1 indique que le transfert du soluté est retardé par rapport à celui de l'eau du fait de son adsorption sur la phase organo-minérale.

Bien que l'adsorption du nitrate soit modeste par rapport à celle de l'orthophosphate (Becquer *et al.*, 1997 ; Dubus *et al.*, 1998), celle-ci peut avoir un effet bénéfique en réduisant la vitesse de transfert du nitrate. Nous avons donc réalisé diverses expérimentations visant 1) à décrire les caractéristiques d'échanges du sol et 2) à mesurer l'effet retard induit par l'adsorption.

#### 3-21. Les caractéristiques d'échange du sol

Les capacités d'échange cationique (CEC) et anionique (AEC) ont été déterminées au laboratoire sur deux horizons d'un profil sous jachère en mesurant respectivement l'adsorption de  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Cl}^-$  sur le sol à divers pH. Les résultats (Figure 4) montrent que :

- dans l'horizon de surface, l'AEC est négligeable quelque soit le pH du sol. La matière organique qui est présente en quantité importante possède des charges électro-négatives qui peuvent induire une adsorption des molécules organiques sur le sol et ainsi masquer les charges électropositives des oxydes. Par contre la CEC est très importante et atteint 25 à 30  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  au pH moyen du sol (pH 6,5 pour l'horizon de surface).

- dans l'horizon intermédiaire (15-35 cm), moins riche en matière organique, l'AEC augmente de façon importante lorsque le pH diminue en dessous de pH 6.

Bien que l'AEC reste proche de zéro au pH moyen du sol, les sols les plus profonds (et donc les plus aptes à une utilisation agricole) sont également les plus acides (Becquer et al., 1993) avec des pH situés entre 5,5 et 6 pour les horizons de profondeur. De plus, la diminution de la teneur en matière organique dans ces horizons pourrait également favoriser l'expression des charges électropositives. Dans ces conditions, la rétention des anions peut intervenir et induire un effet retard sur leur transfert.

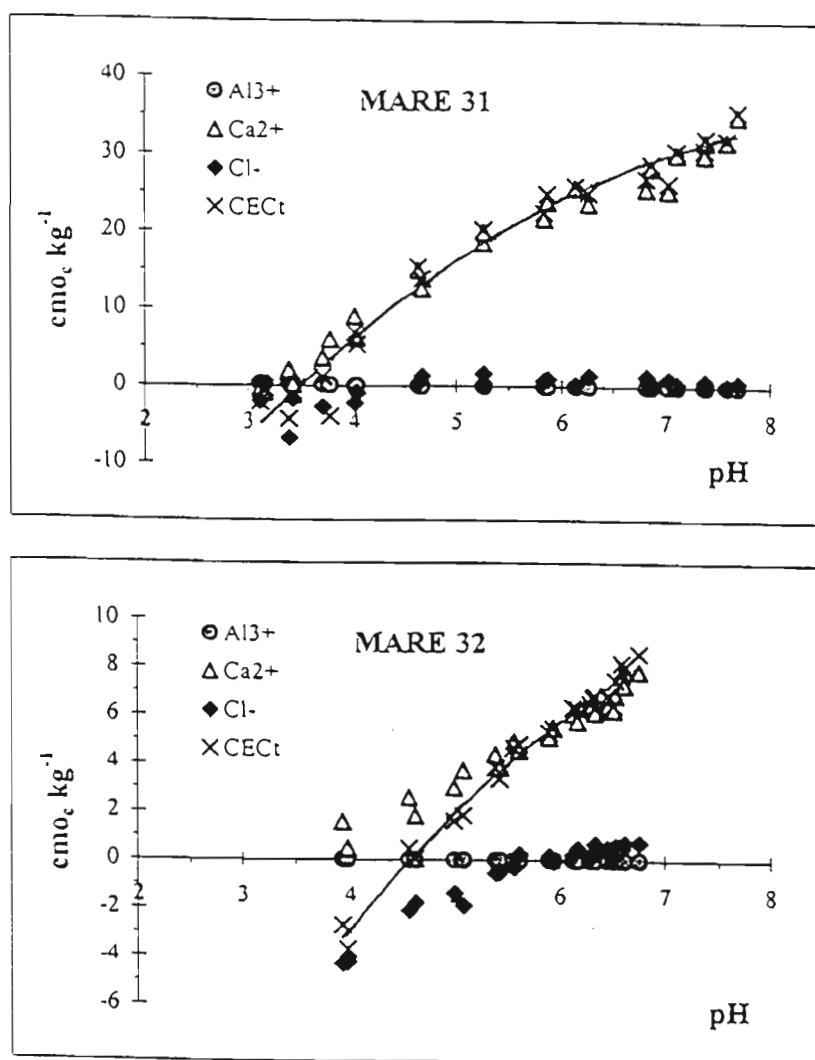


Figure 4 : Caractéristiques d'échanges (CEC et AEC) de l'horizon de surface (0-15 cm) et de l'horizon intermédiaire (15-35 cm) d'un profil sous jachère.

### 3-22. Détermination du facteur retard du transfert du nitrate

Une estimation de l'effet retard induit par le sol sur le transfert du nitrate a été réalisée grâce à une expérimentation menée sur colonne de sol (Figure 5) sur un échantillon de sol cultivé (horizon 0-20 cm). Le suivi des flux de solutés a été réalisé grâce à l'utilisation de tiges TDR implantées à divers niveaux dans la colonne de sol et grâce à la mesure des concentrations en solutés dans les solutions recueillies à la base de la colonne. Du nitrate ou du bromure ont été appliqués en surface de la colonne de sol en quantité équivalente à un apport de  $100 \text{ kg d'N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ . Les effets de l'humidité du sol (sec ou humide) et de la présence ou de l'absence de plante (moutarde) sur les transferts ont été évalués. Le nitrate ou le bromure ont été lixiviés à travers la colonne sous l'action d'une pluie simulée d'une intensité de l'ordre de  $40 \text{ mm h}^{-1}$ .

A partir des données recueillies, le facteur retard a été déterminé pour les différentes expérimentations en calant un modèle analytique simulant les données. Les valeurs de R trouvées sont toutes de l'ordre de 1,2 à 1,5 que ce soit pour le nitrate ou le bromure. L'humidité initiale du sol ou la présence d'une plante ne semblent pas affecter cette valeur.

Des détails complémentaires sur les méthodes et les résultats obtenus sont présentés par ailleurs (Duwig, 1998).

### 3-3. Suivi des transferts d'eau et de nitrate pour l'année 1997

Contrairement à l'année 1996 au cours de laquelle la pluviométrie et le drainage avaient été très importants (Duwig et al., 1997), la saison humide de 1997 est caractérisée par une pluviométrie réduite. Ceci a eu, bien sûr, des conséquences importantes sur le drainage et la lixiviation. Les méthodes de suivi utilisées sont identiques à celles des années précédentes (Duwig et al., 1996 ; Duwig, 1998). 6 parcelles ont été suivies : 2 parcelles sol nu, fertilisée (B) et non fertilisée (A) ; 2 parcelles maïs "travail lourd", fertilisation F2 (C) et F3 (D) (les 2 parcelles "travail léger" n'ont pas été suivies en 1997) ; 1 parcelle graminée fertilisée (G) ; 1 parcelle légumineuse, non fertilisée (H).

#### 3-31. Le drainage

Au cours des 5 premiers mois de l'année 1997, la pluviométrie n'a été que de 490 mm et le bilan pluviométrie - évapotranspiration a été déficitaire durant pratiquement la totalité du cycle. Il n'y a eu qu'un seul épisode pluvieux de 80 mm (5/02/97) qui a entraîné un drainage significatif. Le suivi des charges hydrauliques avec les tensiomètres a été difficile car certains d'entre eux ont décroché lorsque le sol était trop sec. Il a alors été difficile de calculer les flux hydriques par la loi de Darcy. Le drainage a donc été estimé en établissant un bilan hydrique par épisode pluvieux. Les principaux résultats obtenus sont présentés en figure 6.

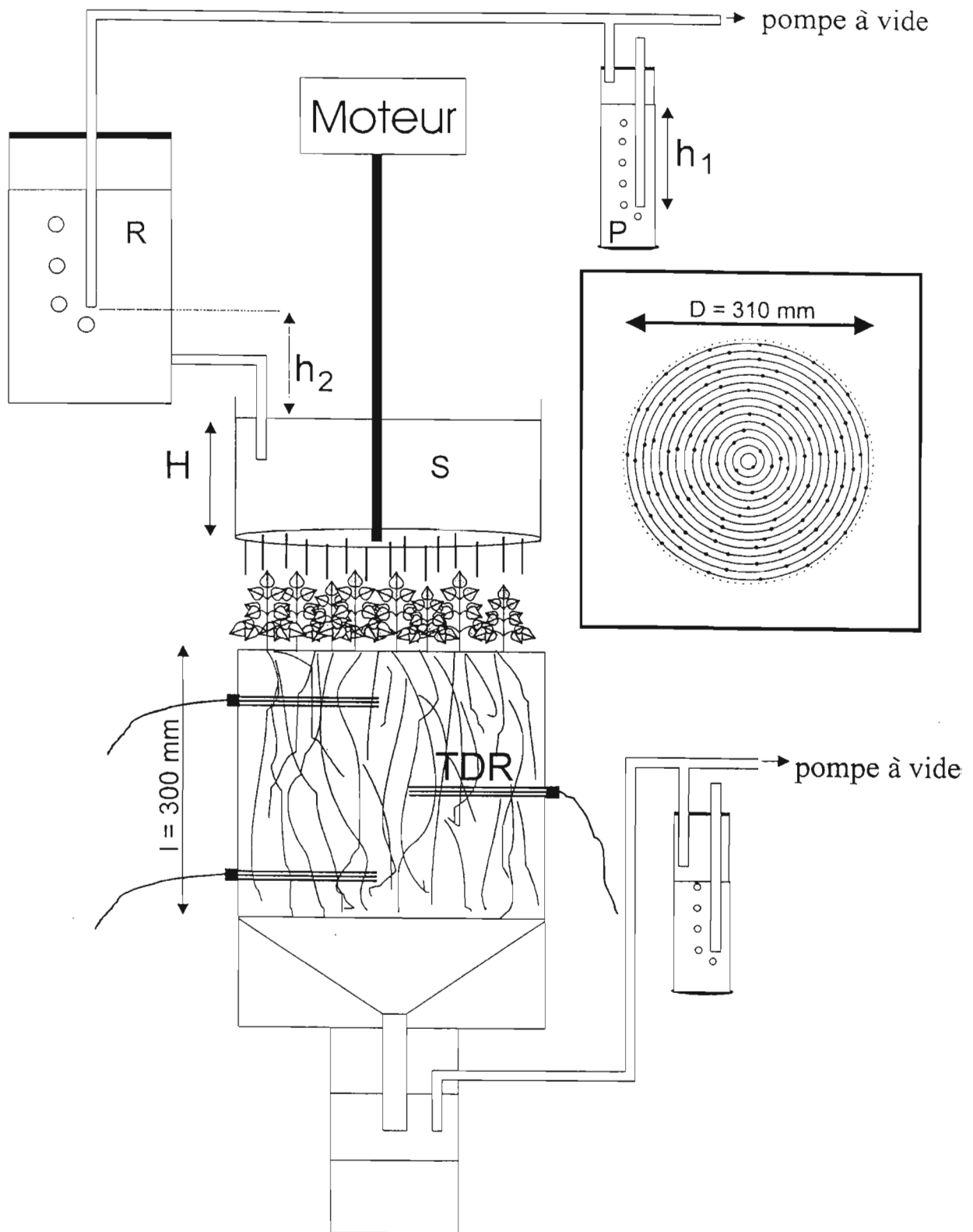
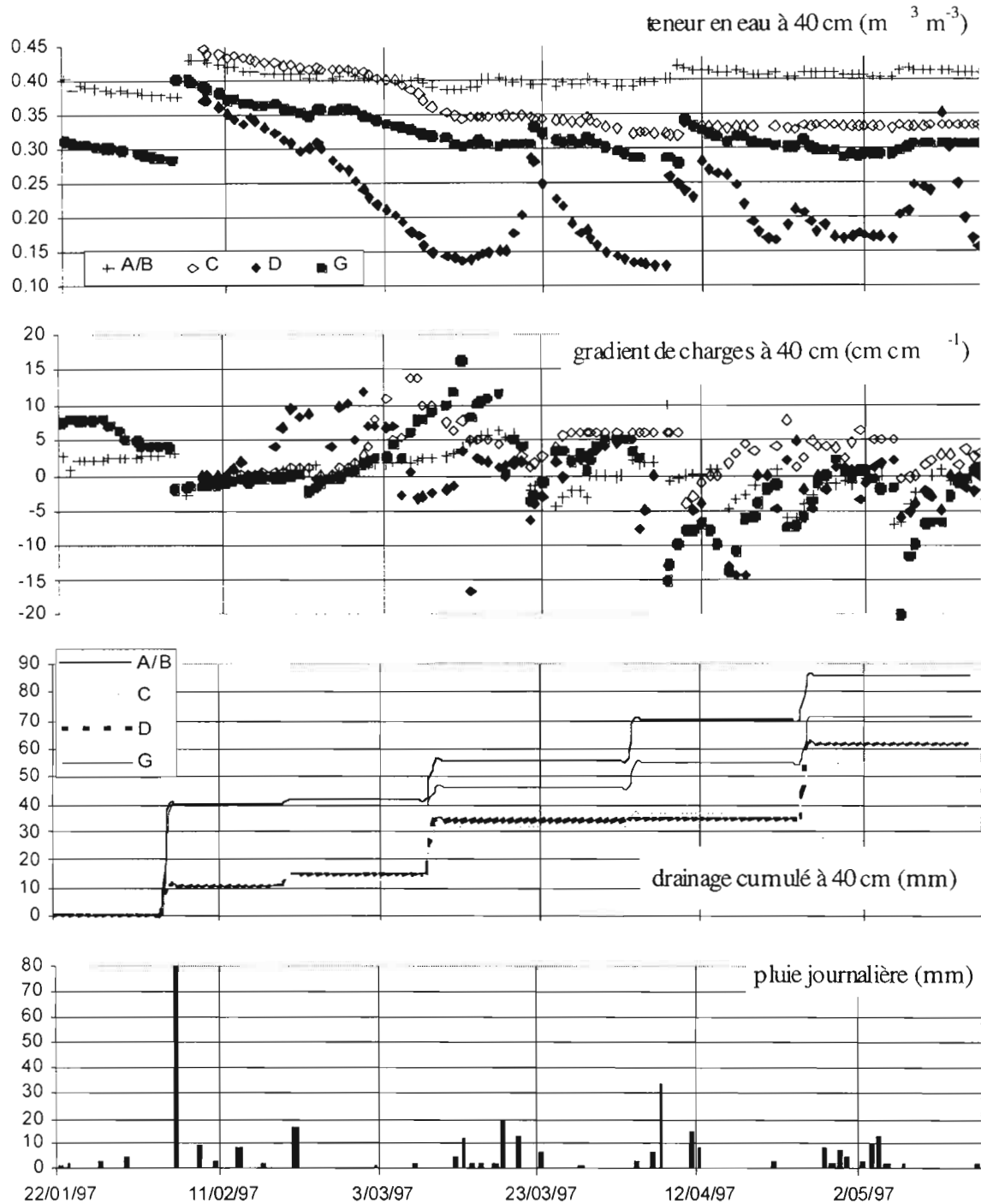


Figure 5 : Schéma du dispositif expérimental.



**Figure 6 :** Evolution de la teneur en eau, de la charge hydraulique et du drainage cumulé à la base du profil pour toutes les parcelles.

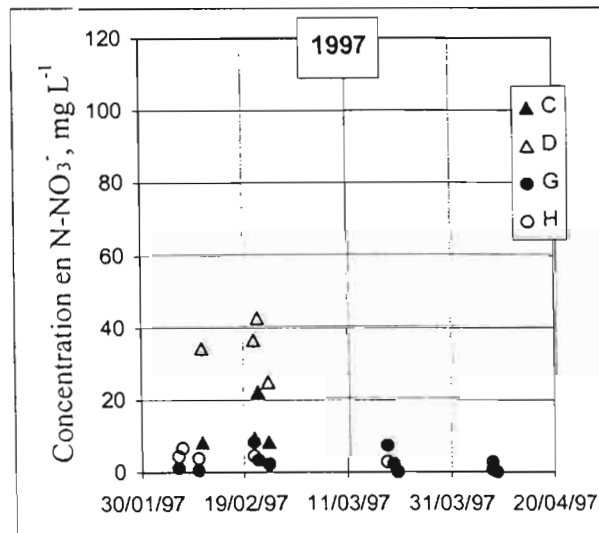
Le drainage cumulé est très faible sur toutes les parcelles et varie de 50 à 80 mm. Cependant, on peut noter que le drainage des parcelles sol nu et graminées d'un côté, et des deux

parcelles maïs de l'autre, sont quasiment identiques. Un drainage plus fort sur graminées que sur maïs peut s'expliquer par le fait que cette parcelle, plantée en 1993, est fortement dégradée après 4 ans de culture, une part importante des graminées ayant disparu.

### 3-32. La lixiviation de nitrate

Les parcelles fertilisées ont reçues 2 apports de 52 kg d'N ha<sup>-1</sup> le 13/02 et le 17/03 soit, dans le cas du maïs, 1 et 2 mois après le semis (15/01). La parcelle D a reçue, en outre, un apport de 105 kg d'N ha<sup>-1</sup> sous forme de compost.

Du fait de la relative sécheresse du sol, les prélèvements de solution du sol par les bougies poreuses ont rarement été possibles hormis au cours des quelques épisodes pluvieux les plus importants. Les concentrations observées à 40 cm sont faibles, sauf pour la parcelle D (Figure 7). Le drainage négligeable n'a pas entraîné le nitrate en profondeur et explique ces concentrations très faibles à 40 cm. Dans le cas de la parcelle D, le compost a pour effet un apport supplémentaire d'azote organique qui pourrait se transformer rapidement en azote minéral. De plus, le profil de sol sur la parcelle D est moins profond, la mesure par les bougies poreuses est donc plus proche de la surface que sur les autres parcelles. Ces deux facteurs peuvent expliquer les concentrations plus importantes observées sur cette parcelle.



**Figure 7 :** Evolution à 40 cm des concentrations en azote nitrique sur les parcelles cultivées.

La lixiviation calculée, de l'ordre de 1 à 2 kg d'N ha<sup>-1</sup> pour les parcelles cultivées, est donc négligeable au cours de 1997.

### 3-4. Comparaison de la lixiviation du nitrate pour les années 1995-1997

Le suivi réalisé au cours des années 1995, 1996 et 1997 nous a permis d'obtenir des résultats dans des conditions pluviométriques contrastées. Les résultats obtenus sont présentés sur la figure 8.

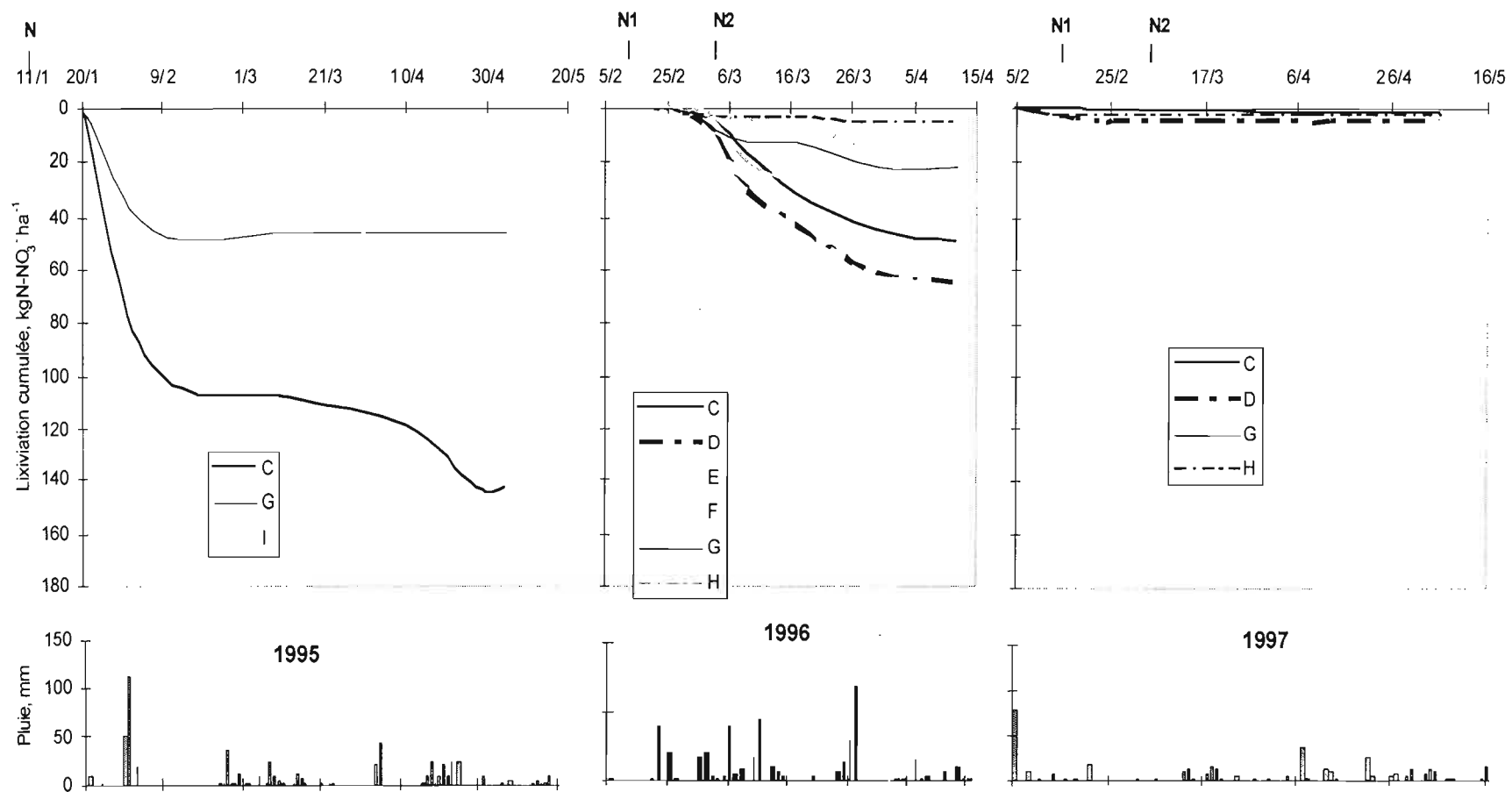
La quantité de  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviée dépend d'une part de la quantité d'eau drainée, d'autre part de la concentration en nitrate des solutions percolantes (Tableau 3).

La pluviométrie et l'ETR (EvapoTranspiration Réelle) sont mesurées à l'échelle du champ d'expérimentation et ne permettent donc pas de déterminer la variabilité pouvant exister entre les parcelles. La variabilité interannuelle de l'ETR est faible. Par conséquent, l'importance du drainage est essentiellement fonction de la variabilité interannuelle de la pluviométrie : les variations interparcellaires du drainage sont très faibles alors que les variations interannuelles sont très fortes.

L'importance de la lixiviation est fonction de la concentration moyenne du nitrate dans la solution du sol. Nous avons observé à la fois d'importantes variations interannuelles et interparcellaires :

- en 1995, les concentrations étaient très importantes du fait d'un apport unique d'engrais azotés qui a été suivi par un épisode pluvieux important. En 1996 et 1997, le fractionnement, en 2 fois, de l'apport d'engrais a permis de limiter ce risque. De plus, ces apports ont été fait à des stades où la culture était plus active (notamment sur maïs) et avait donc des besoins plus importants en azote. Malgré une pluviométrie importante en 1996, la lixiviation est donc restée modérée. En 1997, le très faible drainage, qui n'a pas permis d'entraîner des eaux chargées en nitrate jusqu'à 40 cm de profondeur, explique cette lixiviation négligeable.

- la différence importante entre les parcelles maïs et graminée peut être expliquée par l'état de la culture. En 1995, l'apport a été fait au moment du semis du maïs. Celui-ci n'était pas encore apte à prélever de l'azote alors que la graminée était déjà en phase de croissance. De plus, le maïs est une culture en rang qui présente une assez mauvaise colonisation de l'interrang ainsi qu'un moins bon enracinement en profondeur que la graminée.



**Figure 8 :** Lixiviation cumulée du nitrate pour toutes les parcelles cultivées (N = apport de 104 kg d'N ha<sup>-1</sup> ; N1 = N2 = 52 kg d'N ha<sup>-1</sup>)



Parcelle	Maïs (C)			Graminées (G)		
	1995	1996	1997	1995	1996	1997
Année						
Pluie (mm)	517	868	317	517	868	317
ETR (mm)	173	150	192	173	150	192
Drainage (mm)	276	601	55	281	611	71
Lixiviation N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (kg ha <sup>-1</sup> )	144	50	2	46	22	1
[N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg l <sup>-1</sup> )	52,2	8,3	3,6	16,4	3,6	1,4
[NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg l <sup>-1</sup> )	231	37	16	72	16	6

**Tableau 3 :** Comparaison des quantités d'eau drainées et des teneurs moyennes en nitrate des solutions du sol prélevées à 40 cm sous maïs et sous graminées au cours des années 1995, 1996 et 1997.

A partir de ces diverses observations, on peut donc conseiller : 1) de fractionner les apports d'engrais afin d'éviter au maximum qu'ils ne coïncident avec des épisodes pluvieux importants (dont l'occurrence est difficilement prévisible) ; 2) de localiser les apports sur le rang pour les cultures en bandes ; 3) de faire ces apports sur une culture active, la fourniture d'azote minérale par le sol étant généralement suffisante pour les premiers stades de développement des plantes ; 4) d'occuper au maximum la surface du sol (le semis de plantes intercalaires dans les inter-rangs des cultures en bandes pourrait être à développer).

En ce qui concerne la pollution des lentilles d'eau douce, les craintes de pollution par le nitrate sont fondées puisque la majeure partie du nitrate présent dans le profil de sol peut-être lixivié à la suite d'une pluie de l'ordre de 200 mm (Duwig et al., 1998). Toutefois, les teneurs moyennes de nitrate dans la solution du sol ont dépassées le seuil de 50 mg l<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (ou 11,2 mg l<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) [= seuil au delà duquel une eau est considéré comme non potable à cause de la présence de nitrate] uniquement en 1995. En 1996 et 1997, les teneurs des solutions lixiviées étaient situées nettement en dessous de ce seuil, même sous une culture annuelle comme le maïs, et se rapprochaient des teneurs moyennes observées dans la nappe (6-7 mg l<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) sous graminées et légumineuses. Dans le cas d'une gestion bien raisonnée des apports d'azote, le risque de pollution des lentilles d'eau douce est donc limité.

### 3-5. Modélisation des transferts

Une importante base de données a été constituée lors de l'étude présentée ci-dessus. Elle nous a servi à caler le modèle de type mécaniste WAVE (Water and Agrochemicals in the soil, crop and Vadose Environment, Vanclooster et al., 1994), initialement développé pour des conditions de climat tempéré, et à tester ses performances en termes de reproduction et prédiction

des données. Une fois ce modèle calé, il peut être utilisé pour simuler et prévoir les transferts couplés d'eau et de nitrate dans le sol et ainsi servir d'outil d'aide à la décision.

Comme toute modélisation mécaniste, le modèle WAVE est "paramétrivore". Aussi avons-nous utilisé au maximum les paramètres qui ont pu être déterminés directement dans le cadre de cette étude, soit *in situ*, soit au laboratoire. Néanmoins, certains d'entre eux ont du faire l'objet d'une estimation par meilleur ajustement de la solution numérique aux observations. Dans ce cas, les données de l'année 1996 ont systématiquement servi de calage (ou apprentissage) du modèle, celles relatives à 1995 et 1997 constituant le support à la vérification et à l'évaluation du modèle sans modification des paramètres identifiés.

Le modèle ainsi que les résultats des études de sensibilité du modèle à divers paramètres, le calage sur les données de 1996 et les simulations réalisées sur celles de 1995 et 1997 sont présentés en détail dans Duwig (1998). Nous nous contenterons de présenter, ici, les points majeurs.

### 3-51. La modélisation du drainage

Les propriétés hydrauliques utilisées dans la modélisation du drainage sont rappelées dans le tableau 4. Le seul paramètre non déterminé par des mesures est la conductivité hydraulique à saturation du calcaire corallien. Il a donc fait l'objet d'un calage.

Couches	$\theta_r$ ( $m^3 m^{-3}$ )	$\theta_s$ ( $m^3 m^{-3}$ )	$\alpha_d$ ( $cm^{-1}$ )	$n$	$m$	$K_s$ ( $cm j^{-1}$ )	$\eta$
<b>Parcelle sol nu</b>							
surface	0,02	0,65	0,046	2,298	0,130	800	0,298
intermédiaire	0,02	0,65	0,064	2,202	0,092	700	0,202
profondeur	0,02	0,65	0,197	2,138	0,065	600	0,20
calcaire	0,0	0,3	0,03	2,5	0,2	90	0,5
<b>Parcelle maïs</b>							
surface	0,02	0,65	0,115	2,157	0,073	720	0,157
intermédiaire/prof.	0,02	0,65	0,115	2,157	0,073	700	0,2
calcaire	0,0	0,3	0,03	2,5	0,2	90	0,5

**Tableau 4 :** Caractéristiques hydrodynamiques des divers horizons des profils sous sol nu et sous maïs [ $\theta_r$  = teneur en eau résiduelle ;  $\theta_s$  = teneur en eau à saturation ;  $\alpha_d$  = inverse de la pression d'entrée d'air ;  $n$  et  $m$  = paramètres de forme de la courbe de rétention d'eau ;  $K_s$  = conductivité hydraulique à saturation ;  $\eta$  = paramètres de forme pour la conductivité hydraulique]

La figure 9 présente, pour 1996, l'évolution temporelle de la teneur en eau, du flux volumique et du drainage cumulé à la base du profil à 40 cm. On constate une très bonne concordance du modèle aux observations. Les simulations réalisées sur les données de 1995 et

1997 donnent des résultats satisfaisants hormis pour les périodes les plus sèches de 1997, où les teneurs en eau sont surestimées. Il en découle, en conditions sèches, une légère surestimation du drainage.

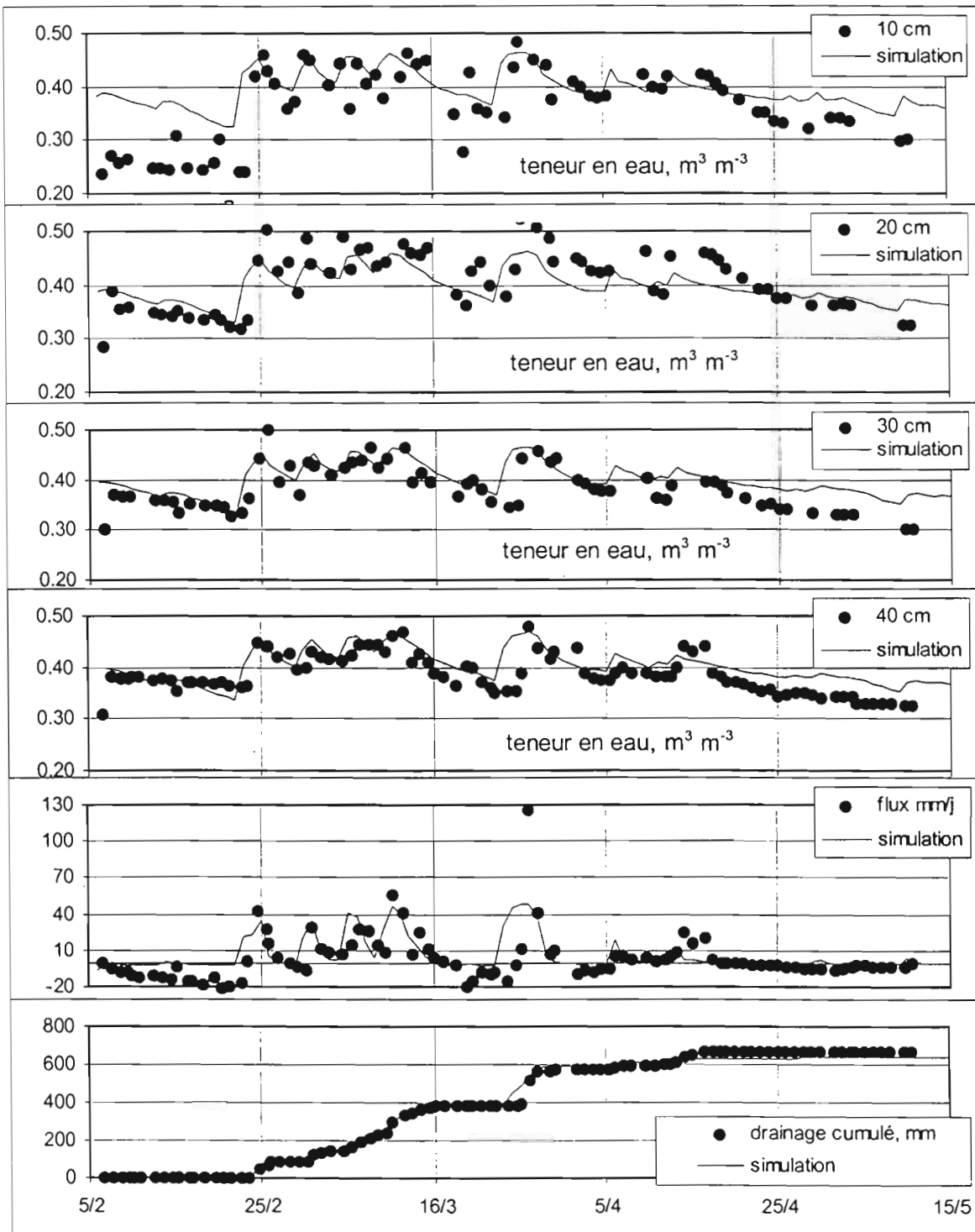
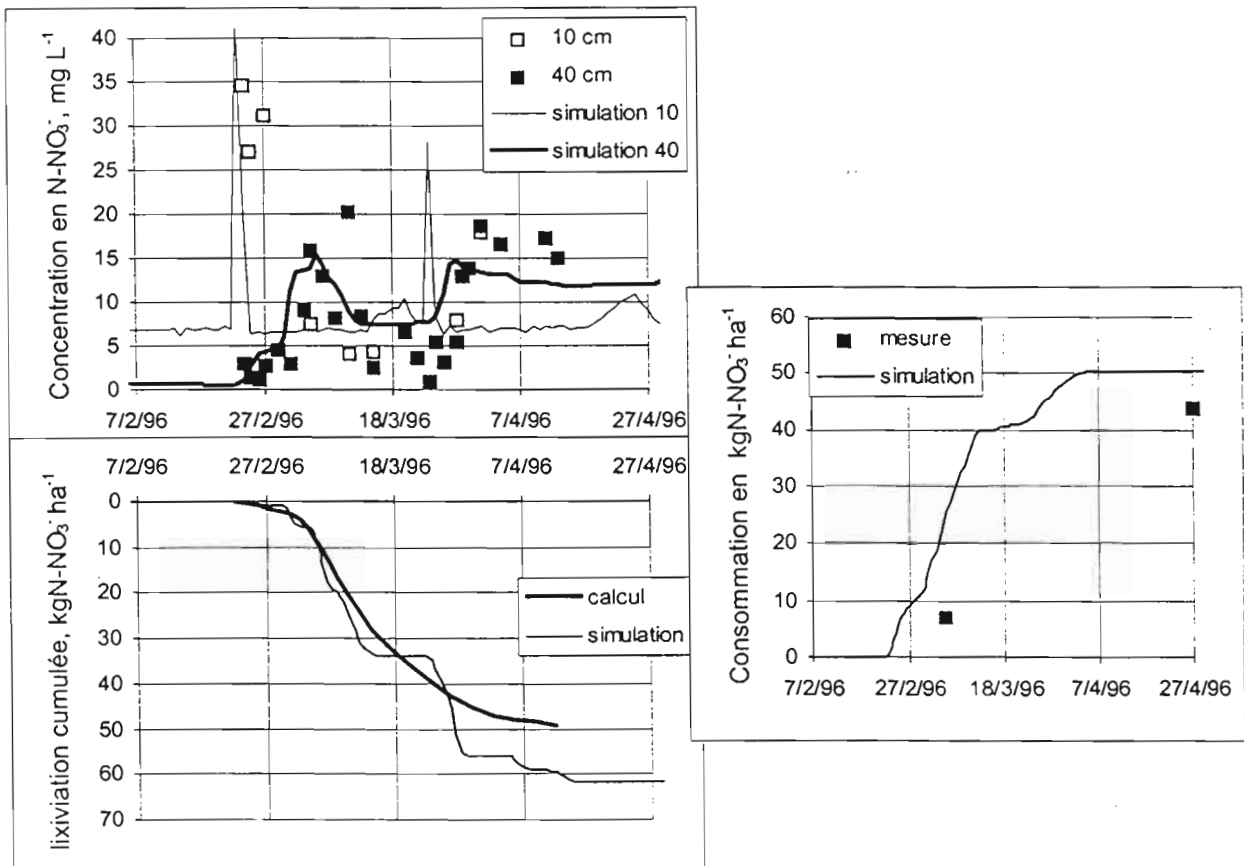


Figure 9 : Teneurs en eau, flux et drainage cumulé, mesurés (•) et simulés (—), sur la parcelle maïs, en 1996.

### 3-52. La modélisation de la lixiviation du nitrate

La modélisation des transferts d'azote nécessite la connaissance de divers paramètres concernant la minéralisation de la matière organique du sol ou concernant les prélèvements par les plantes. Ces paramètres n'ont pas pu être déterminés et ont donc fait l'objet d'un calage.

La figure 10 présente les concentrations en  $\text{N-NO}_3^-$  dans la solution du sol, la lixiviation cumulée en  $\text{N-NO}_3^-$  calculée et simulée, et la quantité de  $\text{N-NO}_3^-$  consommée par la plante, mesurée dans les prélèvements de végétaux et simulée. Les concentrations simulées sont similaires à celles mesurées, exceptés les pics qui sont sous-estimés par le modèle. La consommation de nitrate par la plante est surestimée par le modèle d'environ  $10 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Les lixiviations calculées et simulées sont par contre similaires, ce qui montre que la plante simulée est trop active alors que la production du sol semble être sous-estimée.



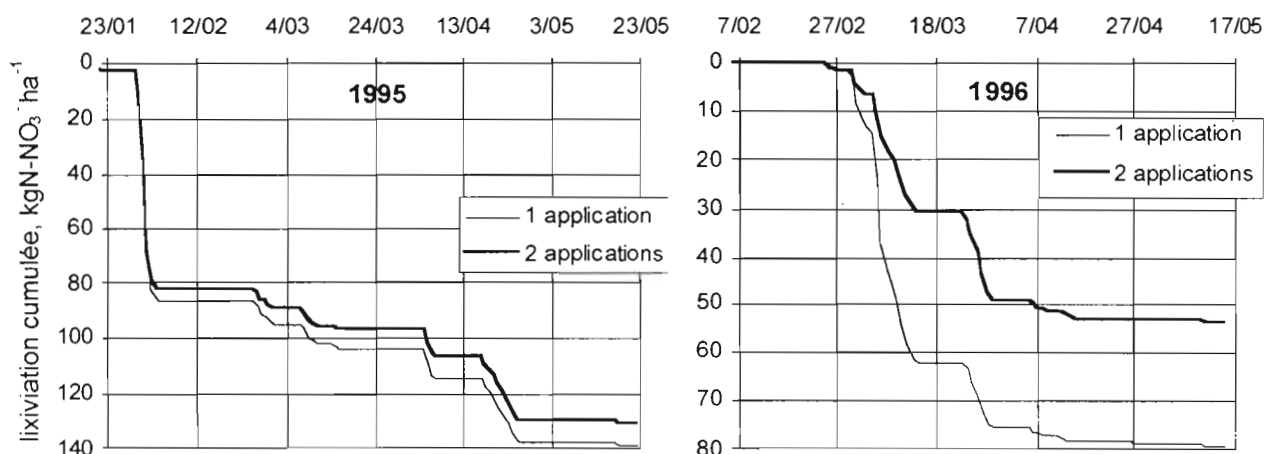
**Figure 10** : concentrations, lixiviation cumulée, et consommation par la plante, sur la parcelle C en 1996

La simulation sur les données de 1995 n'est, par contre, pas très satisfaisante.

### 3-53. Simulation

Nous avons essayé d'utiliser le modèle comme un outil de gestion, de façon à étudier les meilleures pratiques de fertilisation en accord avec la préservation de l'environnement.

Les apports de fertilisants pour les années 1995 et 1996 ont été modifiés, en simulant un apport de même quantité mais fractionné en deux apports en 1995 lors du stade 3 feuilles et de la floraison, et seulement un apport en 1996, au début du cycle. La figure 11 montre qu'en 1995, l'apport de fertilisant fractionné ne diminue pratiquement pas la lixiviation du nitrate en dessous de la zone racinaire. En effet, la teneur en nitrate initialement présente dans le sol était très élevée et a été lixiviée par la forte pluie du 31 janvier 1995 (140 mm). Le nitrate apporté en surface par l'engrais n'augmente pratiquement pas la quantité de nitrate lixivié en dessous de la zone racinaire, même si l'engrais est apporté avant cette pluie importante. Nous avons aussi étudié l'effet d'un apport d'engrais en une seule fois en 1996, au début du cycle du maïs, de manière à se mettre dans les conditions de fertilisation appliquées en 1995. Le modèle simule alors une lixiviation cumulée de  $80 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ , alors qu'elle n'était que de  $50 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ , quand l'apport d'engrais était fractionné en deux. Même lors d'une saison particulièrement pluvieuse, la gestion de la fertilisation a un effet significatif sur le risque de pollution de la lentille par le nitrate.



**Figure 11 :** Simulations avec apport d'engrais fractionné ou non, sur la parcelle C en 1995 et 1996.

### 3-54. Intérêts et limites de la modélisation

Ce travail a montré l'intérêt de la modélisation pour estimer les transferts d'eau et de solutés dans le sol. A partir de divers paramètres mesurés ou estimés lors du calage et grâce à une série temporelle de donnée extrêmement complète (1996), nous avons pu caler le modèle et reproduire assez fidèlement les données de l'année 1996. En conservant les paramètres du calage, le drainage a été reproduit de façon tout à fait satisfaisante lors des deux autres années (1995 et 1997), hormis un léger biais lors des périodes les plus sèches. **Le modèle est donc un outil capable de prédire le**

**drainage dans les sols oxydiques des Iles Loyauté**, ceci d'autant plus que les paramètres hydrodynamiques contrôlant le transfert de l'eau varient peu entre les diverses pratiques culturales étudiées. Par contre, **pour le nitrate, il est encore nécessaire d'utiliser ce modèle avec prudence**. D'une part, la simulation sur les données de 1995 n'était pas très satisfaisante. D'autre part, il est probable que les paramètres relatifs à la minéralisation de la matière organique ainsi que les paramètres culturaux varient de façon non négligeable entre les divers systèmes de culture.

Par ailleurs, il faut mentionner que ce modèle nécessite la détermination de nombreux paramètres, parfois très difficiles à mesurer. Ceci limite ses possibilités d'utilisation.

#### **4- EVALUATION DE LA MINERALISATION ET DE LA NITRIFICATION**

Les travaux présentés précédemment nous ont permis de suivre les flux de nitrate et de quantifier les pertes par lixiviation. Toutefois, le nitrate que l'on retrouve dans les eaux de drainage n'a pas forcément pour origine unique l'engrais apporté. La production lors de la minéralisation peut jouer un rôle très important qu'il est souhaitable de pouvoir prendre en compte.

##### **4-1. Rappels sur le cycle de l'azote**

Le cycle de l'azote dans le système sol-plante met en jeu un ensemble de processus complexes (Figure 12). Il est toutefois important d'en tenir compte dans la gestion de l'azote et la prévision du risque de pollution.

Les plantes prélèvent dans le sol de l'azote minéral qui peut avoir 2 formes l'ion ammonium,  $\text{NH}_4^+$ , et l'ion nitrate,  $\text{NO}_3^-$ , qui est généralement la forme la plus prélevée par les plantes cultivées. Cet azote a 2 origines : l'engrais et la fourniture du sol. L'apport par l'engrais est facilement quantifiable et relativement facile à gérer. La fourniture par le sol, par contre, met en jeu de très nombreux mécanismes :

- la production d'azote ammoniacal lors de la minéralisation de la matière organique du sol (ammonification), puis, éventuellement, de nitrate lors de la nitrification ;
- l'utilisation par les micro-organismes du sol de l'azote minéral ( $\text{N}_{\text{min}} = \text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$ ) qui est réorganisé sous forme d'azote organique ;
- la perte de nitrate ou d'ammonium par diverses voies :
  - par voie gazeuse. Il s'agit : de la volatilisation d'ammoniac, qui augmente avec le pH du sol (en présence de carbonate de calcium (calcaire corallien), le pH peut être relativement élevé et ces pertes peuvent ne pas être négligeable) ; de la dénitrification qui est la transformation (biologique) du nitrate en oxydes d'azote gazeux en conditions anaérobies, ce processus est probablement d'importance mineure sauf, peut-être, dans le cas d'épisodes pluvieux très importants faisant suite à un apport d'engrais. Ces pertes sont très difficiles à quantifier.
  - par lixiviation. Nous avons vu auparavant comment quantifier ces pertes.

La minéralisation nette [= minéralisation brute - réorganisation sous forme organique] ainsi que l'ammonification nette [= (minéralisation brute - nitrification) - réorganisation] et la nitrification nette [= nitrification brute - réorganisation] sont des processus important à quantifier.

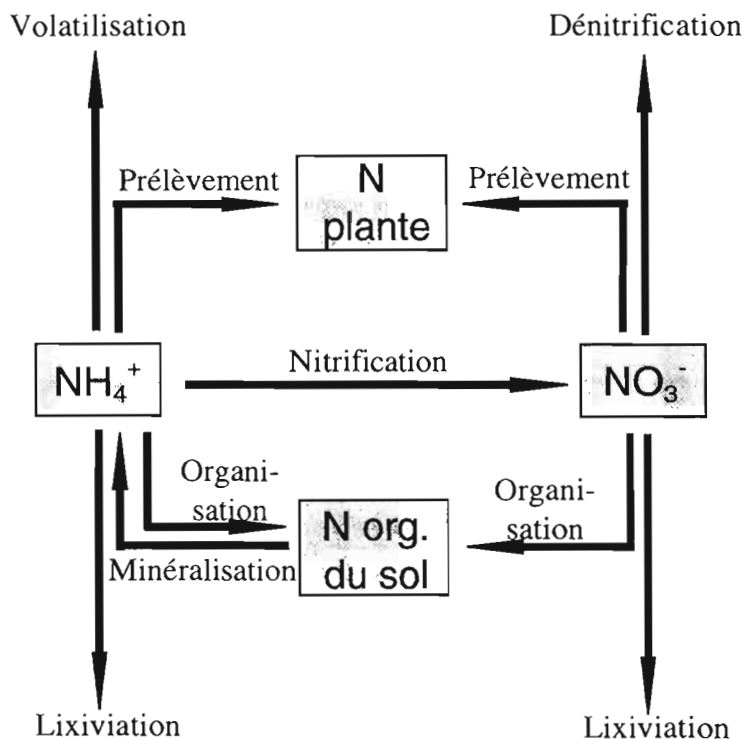


Figure 12 : Schéma simplifié du cycle de l'azote.

#### 4-2. Méthode de mesure de la minéralisation

La minéralisation de l'azote est complexe à mesurer. Une des méthodes consiste à déduire la minéralisation à partir du bilan d'azote. Cependant, cette méthode nécessite d'évaluer correctement les prélèvements par les plantes en tenant compte des racines et des adventives (et pas seulement des exportations par la culture). Elle ne permet pas, de plus, de distinguer les formes de l'azote minéral ( $\text{NH}_4^+$  ou  $\text{NO}_3^-$ ) et elle conduit à une destruction importante des parcelles si l'on veut suivre les variations de la minéralisation au cours du temps et pas seulement avoir un bilan global en fin de cycle cultural.

Nous avons utilisé une méthode d'incubation *in situ* pour estimer l'ammonification et la nitrification nettes. Ces méthodes sont employées depuis longtemps dans l'étude du cycle de l'azote (Lemée, 1967). Elles ont été progressivement améliorées (Adams et Attiwill, 1986 ; Raison *et al.*, 1987 ; Hübner *et al.*, 1991). Elle consiste (Figure 13) à isoler des colonnes de sol qui sont laissées à incuber dans le sol (pendant un mois environ). Le sol dans la colonne n'est plus soumis aux prélèvements par les plantes. L'augmentation des teneurs en  $\text{N}_{\text{min}}$  dans la colonne est alors imputable à la minéralisation. La minéralisation nette peut être quantifiée :

$$\begin{aligned} \text{Minéralisation nette} &= \Delta S \text{ Nmin} + \text{Production d'Nmin pendant l'incubation} \\ &= [T1_1 - T1_0] + [(T2_{0i} - T1_0) + T2_{0r}] \end{aligned}$$

avec :  $T1_0$  et  $T1_1$  les quantités d'Nmin des tubes de sol non incubés (T1) prélevés au temps  $t_0$  et  $t_1$  ;

$T2_{0i}$  la quantité d'Nmin du tube de sol incubé (T2), mis en place au temps  $t_0$  et prélevés au temps  $t_1$  ;

$T2_{0r}$  la quantité d'Nmin fixée sur la résine échangeuse d'anions fixée à la base du tube de sol incubé  $T2_{0i}$ .

Les quantités d'Nmin ( $\text{NH}_4^+$  ou  $\text{NO}_3^-$ ) apportées par les engrais sont soustraites à ces valeurs.

La nitrification ou l'ammonification nettes sont mesurées de façons similaires.

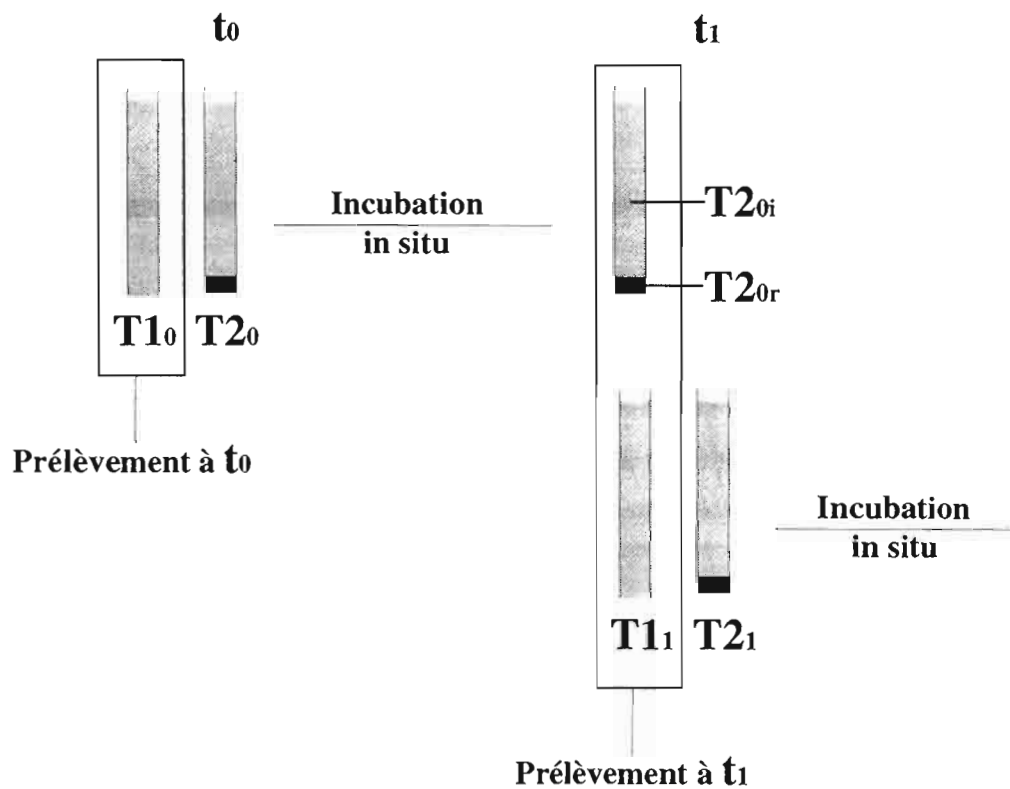


Figure 13 : Schéma de la méthode d'incubation *in situ*



### 4-3. Evaluation de l'ammonification et de la nitrification nettes sous divers systèmes de culture

Des incubations d'un mois environ ont été réalisées :

- pendant une saison sèche, sous culture de sorgho, en 1993 ;
- pendant trois saisons humides,
  - sous maïs, pour 2 niveaux de fertilisation (F1 et F2), en 1994
  - sous Maïs F2, graminées F2 et légumineuses en 1996 et 1997.

#### 4-31. Ammonification et nitrification nettes journalières

L'évolution de l'ammonification et de la nitrification nettes au cours du temps sont présentées sur la figure 14. L'ammonification nette reste toujours proche de zéro du fait d'une transformation rapide de l'ammonium en nitrate. La nitrification nette est par contre très importante : elle peut atteindre 2 à 3 kg ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> à certaines périodes de la saison humide.

L'humidité, la température, le pH du sol sont les principales caractéristiques édaphiques qui contrôlent la minéralisation et la nitrification. Dans les conditions de l'étude, l'humidité est le principal facteur de variation. Il existe un optimum d'humidité pour la minéralisation et la nitrification situé entre pF2 et pF2,5 (Myers et al., 1982 ; Quemada et Cabrera, 1997). La nitrification est souvent plus importante en début de saison des pluies, comme cela semble être le cas début 1997, du fait de l'accumulation de composés organiques (microbiens) très facilement biodégradable. Ce pic de minéralisation a été souvent observé (Hagedorne et al., 1997 ; Cui et Caldwell, 1997). La minéralisation est nettement plus réduite en saison sèche. Toutefois, les variations de la nitrification pendant la saison humide n'ont pas pu être reliées de façon significative avec l'humidité du sol. La nitrification est nulle lorsque le sol est proche de la saturation : la faible nitrification de début 1996 peut s'expliquer par l'excès de pluviométrie à cette période. Sur graminée, où la surface du sol est plus compacte, cet effet peut-être accru. Les creux de nitrification en 1994 et 1997 pourraient correspondre, au contraire, à des périodes d'assèchement de l'horizon de surface. Les apports d'engrais et les fortes concentrations d'azote minéral dans le sol qui en résultent semblent, par contre, favoriser l'immobilisation de l'azote, comme ceci a été noté par ailleurs (Bremer et Kuikman, 1997). Une immobilisation d'ammonium a lieu dans les parcelles fertilisées durant les quelques semaines suivant les apports. Elle peut atteindre environ 60-65 kg d'N, ce qui correspond approximativement à l'ammonium apporté par l'engrais (62 kg d'N).

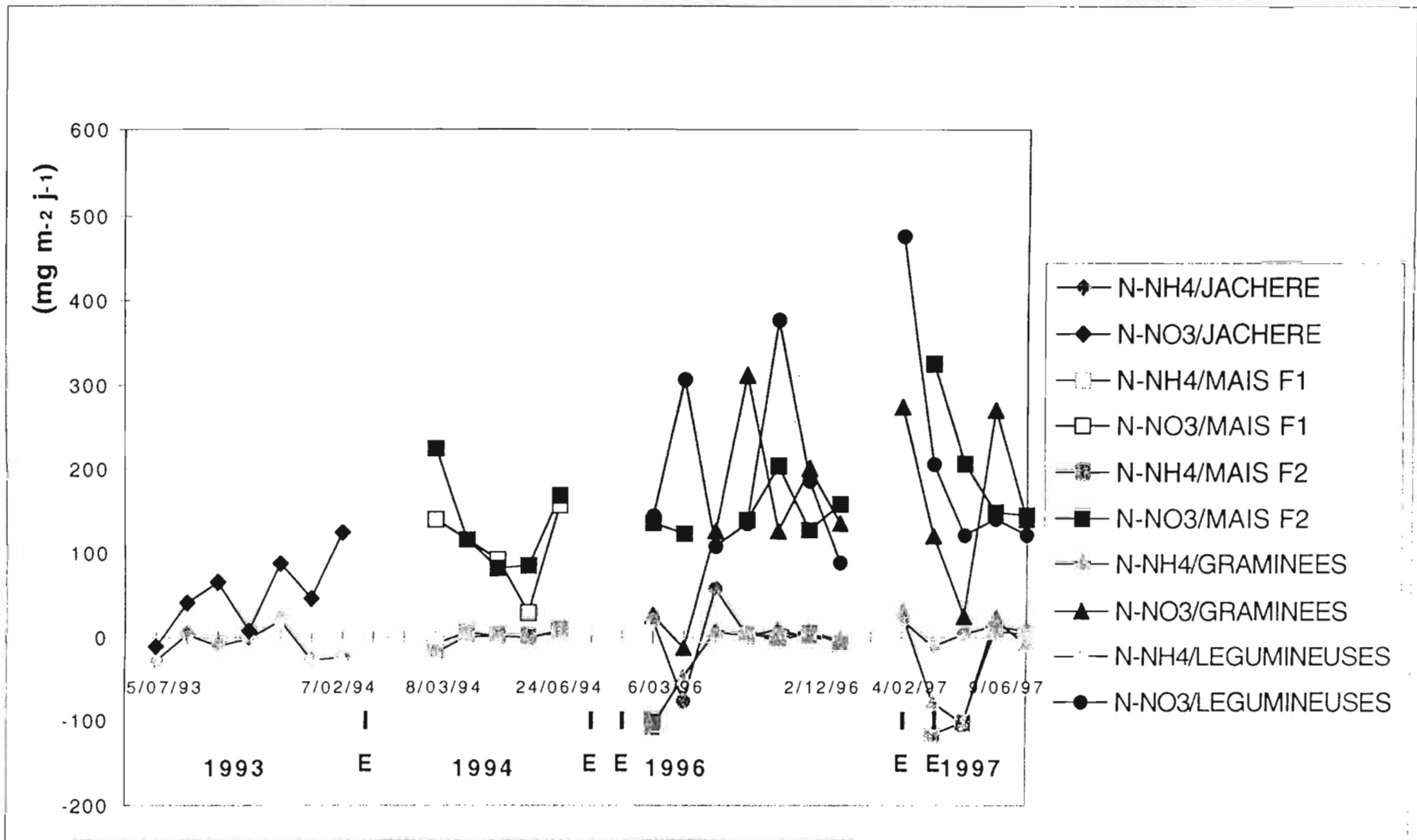


Figure 14 : Variation de l'ammonification et de la nitrification nettes au cours du temps sous divers systèmes de culture.

#### 4-32. Ammonification et nitrification nettes moyennes journalières

L'ammonification et la nitrification nettes moyennes journalières obtenues au cours de différentes saisons culturales sont présentées à la figure 15.

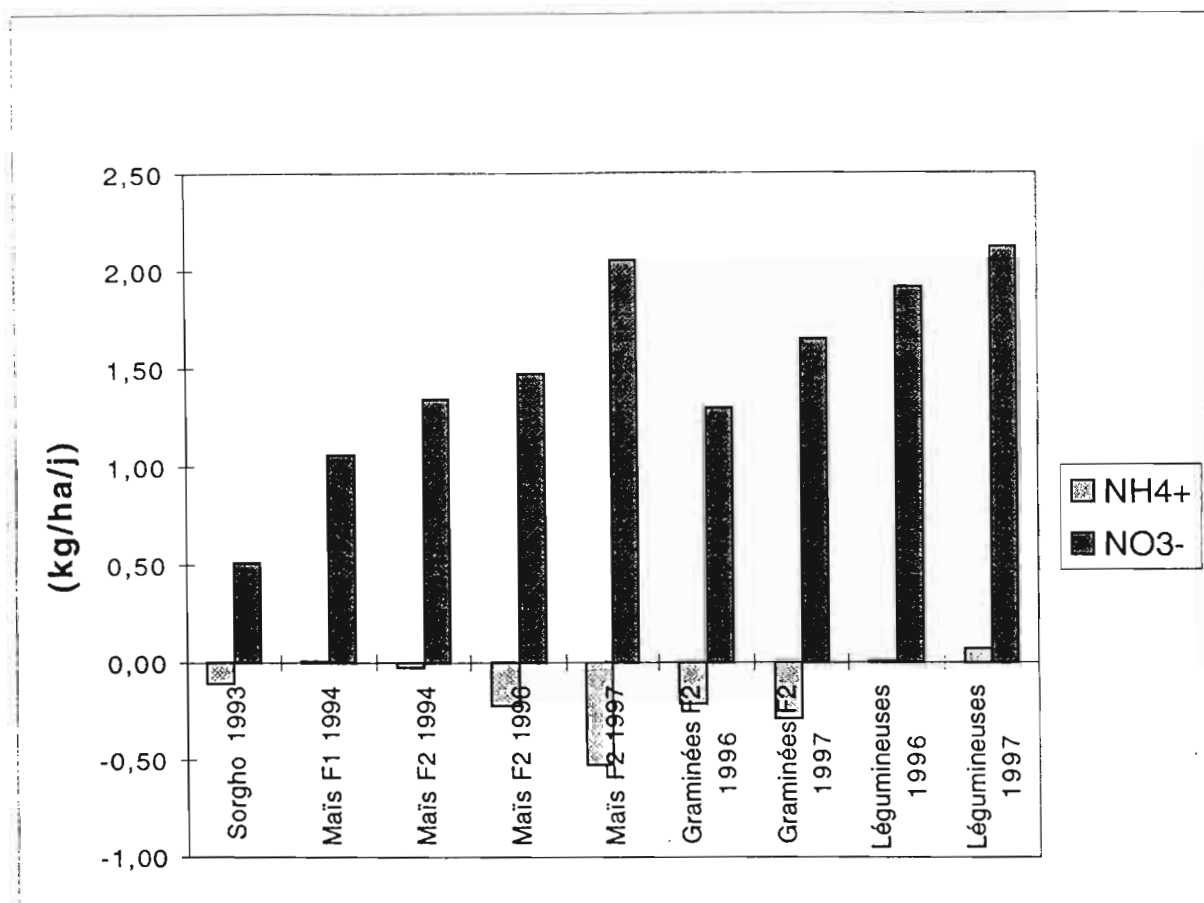


Figure 15 : Ammonification et nitrification nettes moyennes sous divers systèmes de culture.

Les diverses sources de variation observées au cours de ces expérimentations ont des effets variables.

L'ammonification est nulle en absence d'apport récent d'engrais azotés (sorgho, légumineuses). Sur les parcelles fertilisées (maïs et graminées 1996 et 1997), une immobilisation d'ammonium, très localisée dans le temps, fait suite à l'apport d' $\text{NH}_4^+$ .

La nitrification nette, qui est toujours positive, est une source importante d'azote pour les cultures. Les variations interannuelles de la production de nitrate semblent relativement réduites malgré des variations pluviométriques importantes. La saison culturale semble, par contre, avoir un effet majeur : au cours de la saison sèche, la nitrification nette est assez réduite, de l'ordre de  $0,5 \text{ kg d'N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$  ; en saison humide, par contre, elle peut fournir de  $1 \text{ à } 2 \text{ kg d'N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ . Une production

de 100 à 200 kg d’N- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ha<sup>-1</sup> peut être escomptée pendant le cycle cultural de la saison des pluies et d’environ 50 kg d’N- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ha<sup>-1</sup> sur le cycle cultural de la saison sèche. Les différences de nitrification entre les parcelles sont faibles. Toutefois, la nitrification semble légèrement plus réduite sous graminées que sous maïs ou légumineuses. La compacité plus importante de l’horizon de surface de la parcelle de graminées pourrait induire une réduction de l’aération du sol : la nitrification pourrait être réduite et la dénitrification pourrait être augmentée lors des périodes pluvieuses (1996). L’apport de fertilisant ne semble pas avoir d’effet significatif sur la nitrification nette, qui est sensiblement identique sous parcelles fertilisées (maïs et graminées) et non fertilisées (légumineuses).

#### 4-33. Comparaison avec la méthode du bilan d’azote

Nous avons tenté de réaliser un bilan d’azote (Tableau 5), sur les périodes où nous avons suivi la lixiviation (Duwig, 1998). Le bilan d’azote minéral s’écrit :

$$\text{Apport} + \text{Minéralisation} = \text{Variation de stock} + \text{Lixiviation} + \text{Consommation par la plante} + \text{pertes gazeuses.}$$

Les apports, la minéralisation (ammonification et nitrification nettes), les variations de stock d’azote minéral et la lixiviation sont connus. Les pertes par volatilisation ou dénitrification sont considérées comme négligeables dans nos conditions d’étude. Ce bilan a permis de calculer le prélèvement des plantes. Nous avons comparé ces valeurs calculées avec les mesures de rendement effectuées. Dans ces dernières mesures, nous ne prenons donc pas en compte :

- l’azote contenu dans les racines des plantes (ou exsudé par les plantes) ;
- les mauvaises herbes dont l’importance peut être très forte sur maïs.

Bilan	Maïs 96	Maïs 97	Gram. 96	Gram. 97	Lég. 96	Lég. 97
Apport	104	104	104	104	0	0
Nitrification	100	198	11	131	168	138
Immobilisation de l’engrais.	43	60	63	45	0	0
ΔS	-4	-4	0	0	2	1
Lixiv	50	2	22	1	10	1
Prélèvements des plantes (calculés)	115	244	30	189	156	136
<i>Prélèvements des plantes (mesurés)</i>	42	52	72		99	

**Tableau 5 :** Composantes du bilan de l’azote (en kg ha<sup>-1</sup>) et comparaison des prélèvements calculés à partir du bilan et mesurés à partir de prélèvements végétaux.

- Pour 1996, année humide, les valeurs de prélèvements mesurées et calculées semblent assez cohérentes : pour la légumineuse, la valeur supérieure de 50 kg doit correspondre à l'azote racinaire ; pour le maïs qui était assez enherbé, la différence est plus importante ; dans le cas des graminées, la nitrification est probablement sous estimée.

- Pour 1997, année sèche, les prélèvements calculés semblent excessifs sur maïs et graminées.

Au cours de l'année 1997, les teneurs en eau du sol non incubé étaient relativement faibles avec des potentiels matriciels inférieurs à pF 3. Dans les tubes incubés (qui provoquent un certain confinement), les potentiels se sont maintenus à des pF proche de 2, correspondant à l'optimum pour la minéralisation. La minéralisation dans les tubes incubés a donc été anormalement élevée. En 1996, par contre, malgré une humidité plus importante dans les tubes incubés, les pF des tubes incubés et non incubés se sont maintenus entre pF 2 et pF 2,5. La minéralisation a donc été sensiblement identique dans les deux cas.

#### 4-4. Conclusion

Cette méthode d'incubation *in situ* est donc bien adaptée à la détermination de la minéralisation du sol en conditions relativement humides (1996) mais elle l'est moins pour des périodes où les fluctuations de l'humidité sont importantes avec des périodes relativement sèches.

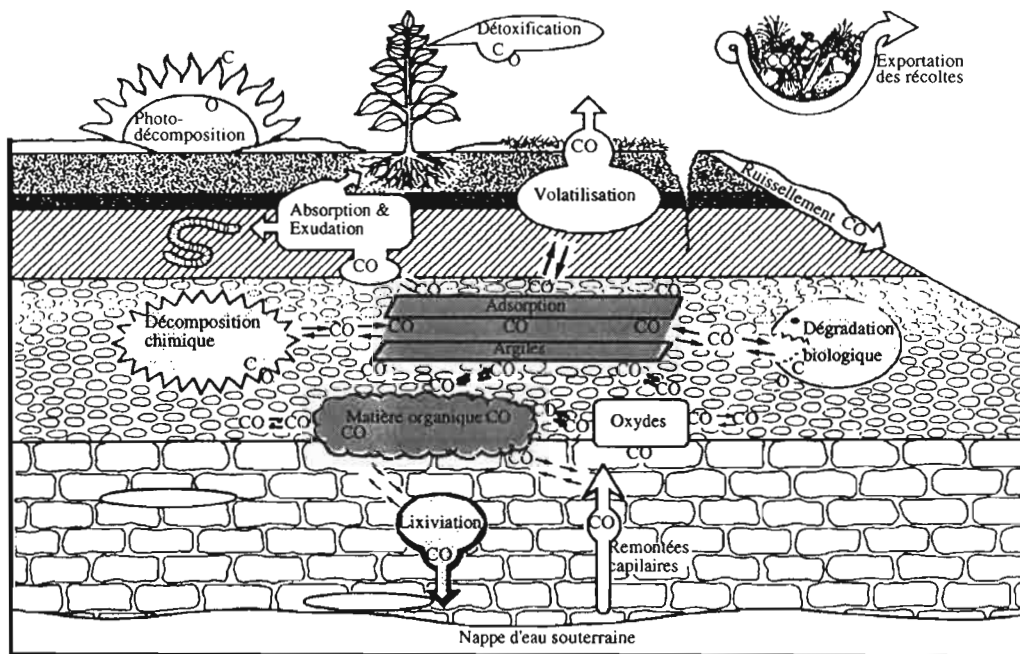
Dans ces conditions, la production de nitrate à partir de l'azote organique du sol peut être estimée à 1 - 1,5 kg d'N- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> sous culture et prairie de graminées et 1,5 - 2 kg d'N- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> sous prairie de légumineuses. Lors de saisons sèches, la minéralisation nette est plus faible. Elle a été estimée à 0,5 kg d'N- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> sous culture de sorgho (1994).

La production d'azote minéral au cours de la minéralisation permet de couvrir en partie les besoins des plantes. En cas d'apport de fertilisants azotés, toutefois, la minéralisation nette est nulle (voire négative) du fait d'une immobilisation importante de l'engrais. Le maintien d'un niveau d'humidité important (par irrigation) pourrait être un moyen de bénéficier pleinement de cette production d'azote minéral par le sol. De plus, cet apport très progressif au cours du temps, limite fortement les risques de lixiviation de nitrate.

### 5- ÉTUDE DU DEVENIR DES PESTICIDES

La préservation des ressources en eau des îles nécessite de mieux connaître les facteurs contrôlant le devenir des éléments apportés (engrais, pesticides) sur le sol. Les résultats obtenus sur la minéralisation et les transferts d'azote (§ 3 et 4) doivent nous permettre de mieux gérer les engrais azotés. Les pesticides sont également soumis à divers processus d'adsorption sur la phase

engrais azotés. Les pesticides sont également soumis à divers processus d'adsorption sur la phase organo-minérale, de décomposition chimique ou biologique... (Figure 16). Leur devenir dans ces sols est très mal connu. La teneur élevée en matière organique et en oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium dans ces sols va conditionner fortement les phénomènes de rétention des pesticides et indirectement les phénomènes impliqués dans leur dégradation. La rétention et la biodégradation sont donc les processus clefs pour expliquer la persistance et la mobilité des pesticides dans les sols et donc pour prévoir les risques de pollution des lentilles d'eau douce. Par ailleurs, les conditions pédologiques et climatiques exceptionnelles du site rendent très hypothétique l'extrapolation des données du comportement de pesticides acquises dans d'autres situations.

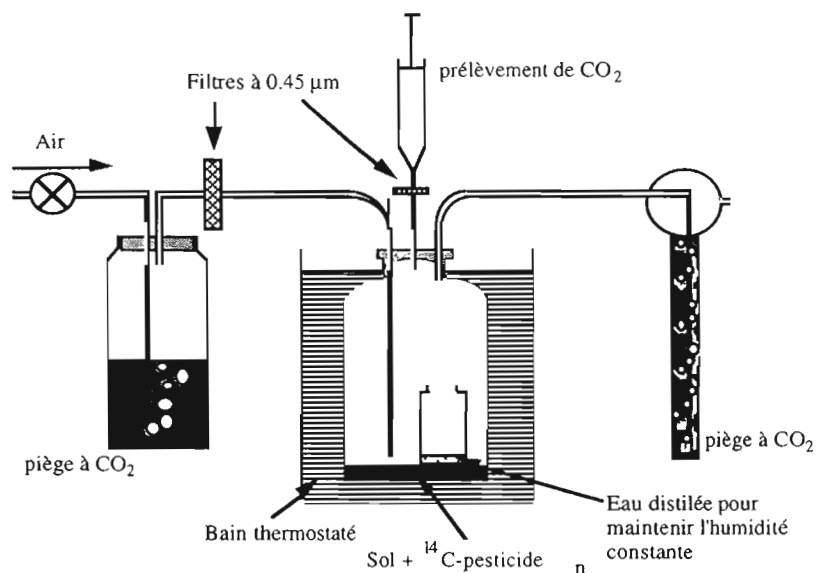


**Figure 16 :** Schéma du comportement des composés organiques (CO) tel qu'un pesticide dans un sol.

## 5-1. Les méthodes d'étude

### 5-11. La biodégradation des pesticides

La première étape consiste à suivre la biodégradation du pesticide marqué  $^{14}\text{C}$  dans le sol sous l'action des micro-organismes du sol (Figure 17). La dégradation du pesticide est suivie par la mesure du dégagement de  $^{14}\text{CO}_2$ , qui provient de la minéralisation des molécules du pesticide. La minéralisation du carbone organique est également suivie par le dosage du  $\text{CO}_2$  total.



**Figure 17:** Dispositif de suivi de la biodégradation des pesticides dans le sol.

### 5-12. La rétention des pesticides

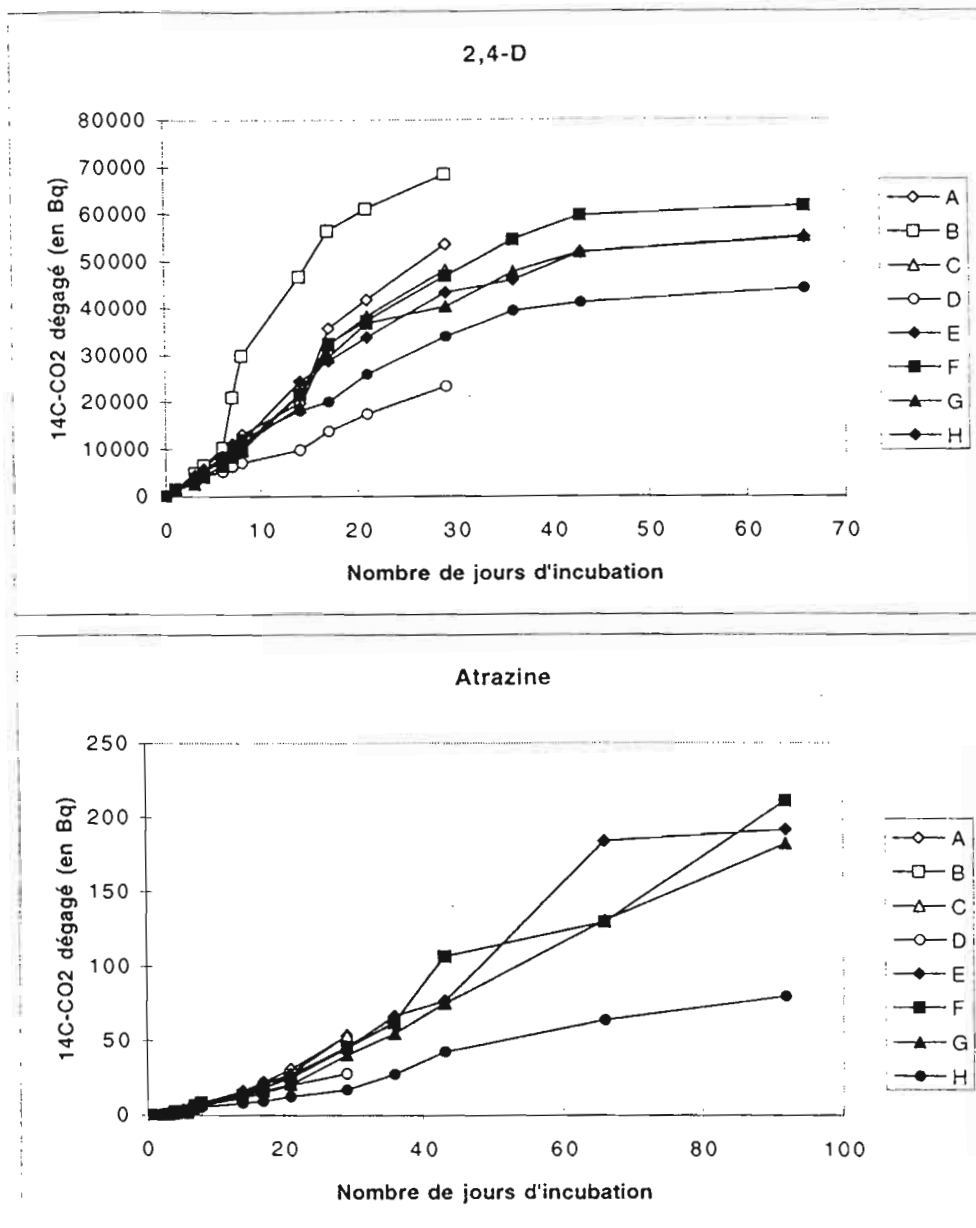
La seconde étape consiste à mesurer la rétention des pesticides par le sol. L'adsorption de pesticides marqués <sup>14</sup>C dans des sols et/ou horizons pédologiques caractéristiques peut être mesurée au laboratoire lors d'expérimentations en "batch", similaires à celles réalisées pour le phosphore (Dubus, 1997) ou lors d'expérimentations sur colonnes de sol du type de celles réalisées avec le nitrate (Duwig, 1998). Ces expériences permettent de déterminer le coefficient de partage, K<sub>d</sub>, entre les phases liquides et solides pour un pesticide ou le facteur retard, R.

Les valeurs de K<sub>d</sub> en fonction des diverses conditions de sol (teneurs et qualité des matières organiques et des oxyhydroxydes, pH...) permettent de caractériser les interactions entre les constituants du sol et les pesticides. Le développement de charges variables de ces sols étant régulé par le pH, celui-ci joue probablement un rôle essentiel pour expliquer la rétention des pesticides. Les variations des teneurs et de la qualité des matières organiques du sol à la suite de la mise en culture (culture de maïs, pâturage) est probablement également un point essentiel.

### 5-2. Premiers résultats sur la biodégradation du 2,4-D et de l'atrazine

Les premiers résultats d'une étude sur la biodégradation du 2,4-D et de l'atrazine semblent indiquer que les vitesses de dégradation de ces produits dans le sol sont lentes (Figure 18) par rapport aux valeurs relevées dans la littérature pour d'autres conditions de sol. En effet, après 66 jours d'incubations à la capacité au champ et à 25°C, seulement 23 % et 0,3 % du 2,4-D et de l'atrazine ont été minéralisés en <sup>14</sup>C-CO<sub>2</sub>. Ceci pourrait être lié à une forte rétention de ces produits par le sol. Cette expérimentation se poursuit afin :

- de continuer à suivre le dégagement de  $^{14}\text{C-CO}_2$ ;
- de localiser les résidus de pesticides dans le sol en fonction de leur disponibilité.



**Figure 18:** Cinétique de biodégradation du 2,4-D et de l'atrazine dans le sol : quantité cumulée de  $^{14}\text{C-CO}_2$  dégagé à partir du pesticide marqué  $^{14}\text{C}$  [les apports radioactifs initiaux sont de 239 200 Bq (Becquerel) pour le 2,4-D et de 73 600 Bq pour l'atrazine correspondant à des apports au champ respectivement de  $1 \text{ kg ha}^{-1}$  et  $1,5 \text{ kg ha}^{-1}$ ].



Les expériences de dégradations se poursuivent actuellement et des expériences sur la rétention de ces pesticides doivent être réalisées prochainement.

## CONCLUSION

Les travaux réalisés dans le cadre de l'avenant 4 ont permis d'avoir une meilleure compréhension du cycle de l'azote dans les sols ferrallitiques allitiques de Maré. Deux points majeurs sont à retenir :

- les pertes de nitrate par lixiviation peuvent être maintenues à un niveau acceptable lorsque les apports de fertilisants sont réalisés dans de bonnes conditions (fractionnement, localisation sur la ligne de culture...);
- la production d'azote minéral lors de la minéralisation de la matière organique du sol peut être une source d'azote importante pour les cultures. Le maintien de conditions d'humidité favorables (irrigation) pourrait permettre de bénéficier pleinement de cette ressource et ainsi limiter les besoins d'engrais azotés.

Par ailleurs, les travaux réalisés sur les flux d'eau et de nitrate ont permis de déterminer diverses lois physiques, tel que la courbe de rétention de l'eau, qui doivent permettre d'améliorer la gestion de l'eau dans ce sol. Ils ont conduit, par ailleurs, à la modélisation du drainage ; celui-ci peut donc être simulé à partir de la collecte des données climatologiques. Par contre, la simulation de la lixiviation du nitrate reste difficile du fait d'un certain nombre d'incertitude sur les paramètres régulant la production du nitrate par le sol.

Les premiers résultats sur les pesticides semblent indiquer que ces produits sont susceptibles de persister assez longtemps dans le sol. Les travaux sur leur biodégradation et leur rétention, qui n'en sont toutefois qu'à la phase préliminaire, devraient apporter des informations sur les risques environnementaux posés par ces produits dans ce sol.

## BIBLIOGRAPHIE

ADAMS, M.A. et ATTIWILL, P.M., 1986. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of south-eastern Australia. II. Indices of nitrogen mineralization. *Plant and Soil*, 92: 341-362.

BECQUER T., DUWIG C., BOURDON E., BONZON B., GUENEC G. et DANLOUX J., 1995 - Etude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Note de synthèse de l'avenant 1. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 29, 19p., multigr.

BECQUER T., DUWIG C., BOURDON E., DUBUS I., VINCENT V., NIGOTE W. et BONZON B., 1996 - Etude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Note de synthèse de l'avenant 2. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 34, 26p., multigr.

BECQUER T., DUWIG C., BOURDON E., DUBUS I., VINCENT V., NIGOTE W. et BONZON B., 1997 - Etude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Note de synthèse de l'avenant 3. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 43, 20p., multigr.

BREMER, E. et KUIKMAN, P., 1997. Influence of competition for nitrogen in soil on net mineralization of nitrogen. *Plant and Soil*, 190: 119-126.

BROOKS R. H. et COREY A.T., 1964. Hydraulic properties of porous media. *Hydrology papers*. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, 27p.

CLOTHIER B.E., 1990. Soil water sorptivity and conductivity. *Remote Sensing Reviews*, 5(1), 281-291.

CUI, M. et CALDWELL, M.M., 1997. A large ephemeral release of nitrogen upon wetting of dry soil and corresponding root responses in the field. *Plant and Soil*, 191: 291-299.

DUBUS, 1997 - Etude au laboratoire de la rétention du phosphore dans les sols ferrallitiques allitiques de l'île de Maré. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 40, 43p., multigr.

DUBUS I., BECQUER T., BONZON B. et CALVET R., 1998 - Phosphorus sorption in two Geric Ferralsols of New Caledonia. XVIe Congrès Mondial de Science du Sol, 20-26 août 1998, Montpellier, France.

DUWIG C., BECQUER T., BOURDON E., NIGOTE W. et TAPUTUARAI L., 1996 - Suivi hydro-chimique sous différents systèmes de culture à Maré. *Documents Scientifiques et Techniques*, III1, 58p. ORSTOM, Nouméa.

DUWIG C., BECQUER T., BOURDON E., NIGOTE W., DUBUS I. et VINCENT V. 1997 - Suivi hydro-chimique sous différents systèmes de culture à Maré : résultats de l'année 1996. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 38, 37p., multigr.

DUWIG C., BECQUER T., CLOTHIER B.E. et VAUCLIN M., 1998 - Nitrate leaching through oxisols of the Loyalty Islands (New Caledonia) under intensified agricultural practices. *Geoderma*, 84(1-3) : 29-43.

DUWIG C., 1998 - Etude des transferts d'eau et de nitrate dans les sols ferrallitiques de Maré (Nouvelle-Calédonie) : risques de pollution des lentilles d'eau douce. Thèse de doctorat de l'Université Joseph Fourier de Grenoble, 8 septembre 1998, 203p.

HAGEDORN, F., STEINER, K.G., SEKAYANGE, L. et ZECH, W., 1997. Effect of rainfall pattern on nitrogen mineralization and leaching in a green manure experiment in South Rwanda. *Plant and Soil*, 195: 365-375.

HÜBNER, C., REDL, G. et WURST, F., 1991. In situ methodology for studying N-mineralization in soils using anion exchange resins. *Soil Biol. Biochem.*, 23(7): 701-702.

LEMEE G., 1967. Investigations sur la minéralisation de l'azote et son évolution annuelle dans les humus forestiers in situ. *Oecol. Plant.*, 2, 285-324.

MYERS R.J.K., CABBELL C.W. et WEIER K.L., 1982. Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. *Can. J. Soil Sci.*, 62, 111-124.

QUEMADA, M. et CABRERA, M.L., 1997. Temperature and moisture effects on C and N mineralization from surface applied clover residue. *Plant and Soil*, 189: 127-137.

RAISON, R.J., CONNELL, M.J. et KHANNA, P.K., 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ. *Soil Biol. Biochem.*, 19(5): 521-530.

VACHAUD, G., DANCETTE, C., SONKO, S. et THONY, J.L., 1978. Méthodes de caractérisation in situ d'un sol non saturé. Application à deux types de sol du Sénégal en vue de la détermination des termes du bilan hydrique. *Ann. Agron.*, 29: 1-36.

VANCLOOSTER M., VIANE P., DIELS J. et CHRISTIANENS K., 1994. WAVE : a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and vadose environment. Release 2.0. References and user's manual. Institute for Land and Water Management, Katholieke Universiteit Leuven, Belgium.

