Bulletin de l'Académie Lorraine des Sciences 2003, 42 (1-4).
Imprimé en France (Printed in France) par Vagner graphic

INFLUENCE DU PEDOCLIMAT SUR L'EVOLUTION DES COMPOSES AZOTES PRESENTS DANS LES SOLS LORRAINS : CONSEQUENCES SUR LA QUALITE DES EAUX

INFLUENCE OF THE SOIL CLIMATE ON THE EVOLUTION OF THE NITROGENOUS COMPOUNDS IN THE SOILS OF LORRAINE AND THEIR CONSEQUENCES ON THE WATER QUALITY

EINFLUSS DES KLIMAS UND BODENS AUF DIE UMSETZUNG UND VERLAGERUNG VON STICKSTOFFVERBINDUNGEN IN BÖDEN LOTHRINGENS UND IHRE WIRKUNG AUF DIE GRUNDWASSERQUALITÄT

Hamid CHELOUFI*, Fernand JACQUIN**

* Laboratoire de protection des écosystèmes arides et semi-arides, Université de Ouargla-Algérie
** Ancien professeur émérite de Pédologie et Chimie agricole ENSAIA-INPL 2, avenue forêt de Haye 54500 Vandœuvre-lès-Nancy France

RESUME

Afin de préciser l'influence du pédoclimat sur les mécanismes de transfert de l'élément azote (sous formes de composés naturels ou de composés issus de synthèses industrielles) dans les systèmes sols, eaux, plantes, nous avons mis en place plusieurs protocoles. Dans le premier les horizons cultivés des quatre principaux types de sols lorrains ont été pris en considération et soumis aux mêmes contraintes climatiques. La lixiviation des nitrates au-delà de l'horizon Ap est importante et peut dépasser annuellement 100 kg/ha de $N.NO^-_3$. Elle varie selon les sols, l'année et la saison et nous constatons que les nitrates sont majoritairement lixiviés en automne. Les valeurs obtenues *in situ*, comparées à celles du potentiel de minéralisation en conditions contrôlées, montrent toute

Note présentée à la séance du 12 juin 2003, acceptée le 28 octobre 2003

l'importance de l'interaction entre les paramètres climatiques et les propriétés bio-physico-chimiques des sols sur l'expression de la minéralisation des réserves azotées endogènes, donc de leur potentiel de lixiviation. Un second protocole a permis de mettre en évidence une limitation de la lixiviation des nitrates d'environ 25 % suite à l'enfouissement automnal d'un substrat carboné (paille d'orge).

L'utilisation d'un engrais marqué, nous a permis d'observer l'évolution des différents compartiments du cycle interne de l'azote et de leur bio-disponibilité pour une céréale de printemps tout en prévoyant les risques d'enrichissement en ions nitrate des eaux sous jacentes. Cette étude a permis de préciser la participation de l'engrais à la pollution nitrique à hauteur de 21% et de souligner toute l'importance de l'immobilisation microbienne des engrais par le sol. Enfin, sous conditions contrôlées, nous montrons les variations de l'immobilisation des engrais apportés et surtout de leur cinétique de reminéralisation en fonction du pédoclimat.
Mots-clés : pédoclimat, nitrates, eau, engrais, immobilisation, reminéralisation

ABSTACT

In order to establish the influence of the soil climate on the transfer mechanisms of the element N, under naturally constituted forms or industrial syntheses, in soil, water, plant systems, we put in place in the fields two procedures. The first concerned the cultivated sites of the four main types of soil found in Lorraine. The annual lixiviation of nitrates beyond the Ap level can be large and go beyond 100kg / ha of $N.NO_3^-$. It varies according to the soils, the year and the season and we observe that the nitrates are mainly lixiviated in autumn. The values obtained in-situ, compared to those of the potential mineralization in controlled conditions, show the importance of the interaction between climactic parameters and biophysical chemical properties of the soils intervening on the mineralization of the endogenous nitrogen stocks thus the risks of lixiviation notably between crops. Then on a light chalk/clay soil, the burying of a carbon substrate (hop) in end of season, allowed a limitation to the annual lixiviation of the nitrates of about 25%.

The use of a fertilizer marked under controlled conditions, allowed us to see the formation of different sections of the internal cycle of the nitrogen and the bio availability of this fertilizer for a spring crop while allowing for the risks of enrichment in nitrate ions in the underlying waters. This study allowed us to establish the participation of the fertilizer in the possible risks of a pollution of nitrates to a level of 21%; also to underline the importance of the duration of the microbic biochemical immobilizations of fertilizers given to these four types of soils; finally, we observe a variety of the kinetic of remineralization from the newly-formed different organic azotes.
Key words : pedoclimat, water, nitrates, pollution, potentiel mineralization

ZUSAMMENFASSUNG

Um den Einfluss des Klimas und Bodens auf die Mechanismen der Verlagerung des Elementes Stickstoff in Form von natürlichen und durch Düngung eingetragenen Stickstoffverbindungen im System Boden / Wasser / Pflanze zu kennzeichnen, wurden zwei Feldversuche durchgeführt. Der erste Feldversuch bezog sich auf die landwirtschaftlich genutzten Böden der vier lothringischen Hauptbodentypen. Der jährliche Nitrataustrag unterhalb des Ap - Horizontes kann über 100 kg/ha NO_3^--N liegen. Er ändert sich in Abhängigkeit von Boden, Jahr und Jahreszeit, wobei die Nitrate meist im Herbst ausgewaschen sind. Ein Vergleich der in situ gemessenen Werte mit der potentiellen Mineralisation, die unter kontrollierte Bedingungen bestimmt wird, zeigt die Bedeutung der Wechselwirkung mit klimatischen Faktoren und den Bodenparametern, die in die Mineralisation endogener Stickstoffvorräte eingreifen. Es zeigt sich, dass das Risiko der Auswaschung insbesondere in der Zeit zwischen den Vegetationsperioden hoch ist. Auf einem oberflächlichen kalkhaltigen, lehmigen Boden konnte durch Einarbeitung von organischen Substraten (Gerstenstroh) die jährliche Nitratauswaschung auf 25 % begrenzt werden.

Durch Verwendung von markierten Düngemitteln konnte das Fortschreiten des verlagerten Stickstoffs beobachtet werden. Für ein Sommergetreide wurde die biologische Verfügbarkeit des Düngemittels untersucht. Ferner wurden die Risiken des Eintrags von Nitrat in das Grundwasser ermittelt. Die Untersuchung zeigen, dass die Düngung mit 21 % an der Grundwasserbelastung durch Nitrat beteiligt ist. Die Untersuchungen an den Bodentypen unterstreicht auch die Bedeutung der Dauer der mikrobiellen und biochemischen Festlegung des Dünger-Stickstoffs. Schließlich bestätigen wir die Verschiedenartigkeit der Kinetik der Mineralisation von verschiedenen stickstoffhaltigen organischen Neubildungen.

Schlagworte : Pedoklima, Nitrat, Grundwasser, Düngemittel, Festlegung, Remineralisation

INTRODUCTION

La Lorraine, située au cœur de l'Europe actuelle, présente, du fait de sa diversité géologique et de son climat océanique à tendance continentale, un exemple typique pour une étude représentative à l'échelle de la grande région administrative. La géologie de cette fraction Nord de l'ancien empire carolingien varie du massif vosgien aux plaines alluviales de Meuse et de Moselle en passant par les couches sédimentaires du plateau lorrain ; il en résulte donc une grande diversité pédologique.

La cinétique de minéralisation des réserves organiques azotées du sol dépend étroitement des caractéristiques bio-physico-chimiques des sols, du précédent cultural et des paramètres climatiques. D'autre part, le régime hydrique d'un sol est une résultante de la texture et de l'arrangement structural des

particules physiques du sol (DUCHAUFOUR, 2001). En fonction du régime propre à chaque sol, le volume d'eau drainé contribue à différencier les situations sous les mêmes conditions climatiques et par conséquent les pertes par lixiviation des nitrates. De ce point de vue, la texture et la structure ainsi que la nature géologique des substrats contribuent à différentier les situations (HEALEY, 1986 ; ABOUD et FLORENTIN, 1989 ; SEBILLOTTE et LAVELLE, 1989).

Compte tenu de ces remarques, il nous a paru utile de quantifier en mini-cases lysimétriques les nitrates lixiviés au-delà de l'horizon Ap de quatre types de sols cultivés lorrains. D'autre part et partant du principe que les quantités lixiviées traduisent un potentiel de minéralisation des réserves organiques azotées, une comparaison avec ce dernier, déterminé au laboratoire, devrait donner un aperçu de l'incidence des facteurs climatiques sur la minéralisation de l'azote endogène.

D'autre part sur une rendzine située en zone vulnérable, nous avons quantifié l'influence de l'enfouissement d'un substrat carboné sur les pertes de nitrates à l'intersaison culturale. Nous avons également calculé à l'aide d'un marquage isotopique la contribution des engrais dans la fuite des nitrates vers les aquifères.

Sur un plan plus fondamental et pour les quatre types de sol, nous avons déterminé, sous paramètres contrôlés, à partir de tests d'incubation et d'essais en vases de végétation et à l'aide du marquage isotopique, les intensités d'organisation et de reminéralisation des engrais dans les différents compartiments organiques azotés du sol.

MATERIELS ET METHODES

1. MATERIELS

Sol : Cette étude a été réalisée à partir d'horizons Ap de quatre sols cultivés représentatifs de la Lorraine (JACQUIN et FLORENTIN, 1988) : une rendzine à texture argilo-sableuse (Rendosol), un pélosol brunifié à texture argileuse, un sol brun lessivé à pseudo-gley à texture limono-argileuse (Néoluvisol rédoxique) et un sol brun acide à texture sableuse (Brunisol oligo-saturé). Les caractéristiques physico-chimiques sont consignées dans le tableau I.

Protocoles expérimentaux : Les expérimentations de terrain ont été menées en mini cases lysimétriques de 50 cm de profondeur confectionnées à partir de tuyau en PVC avec un système pour récupérer les eaux percolées (CHELOUFI, 1991). Chaque traitement est répété trois fois. La technique employée évite au maximum les modifications de la structure du sol. Ainsi les conditions climatiques, notamment la pluviométrie, sont rigoureusement similaires.

L'expérimentation au laboratoire est conduite sur des pots en polyéthylène contenant 300 grammes de sol. L'humidité est maintenue au voisinage de la capacité au champ par remontée capillaire et la température correspond à celle du laboratoire.

Tableau I : Principales caractéristiques physico-chimiques des 4 horizons cultivés.

Sols	pH eau	A% argile	L% limon	S% sable	C% carbone	N% azote	C/N
Rendzine (RDZ)	7.8	29.7	22.8	47.5	2.83	0.274	10.3
Pélosol (PEL)	7.6	46.4	39.8	07.8	1.70	0.212	08.0
Sol Brun Lessivé (SBL)	5.9	29.3	52.6	14.7	1.34	0.180	07.4
Sol Brun Acide (SBA)	5.3	09.6	23.7	65.3	0.69	0.075	09.2

2. METHODES ANALYTIQUES

Azote minéral : effectué selon la méthode classique de distillation en présence de MgO pour déplacer les ions NH_4^+ et l'alliage de Dewarda pour réduire les ions NO_3^- et NO_2^-.

Azote organique total : détermination par minéralisation KJELDAHL

Azote des fractions organiques : détermination à partir d'une hydrolyse acide HCl 6N pendant 16 heures sous reflux continu (GUIRAUD, 1984).

Dosage du ^{15}N : effectué par spectrométrie optique après reconversion de l'azote ammoniacal en N_2 (MARTIN *et al.* , 1981).

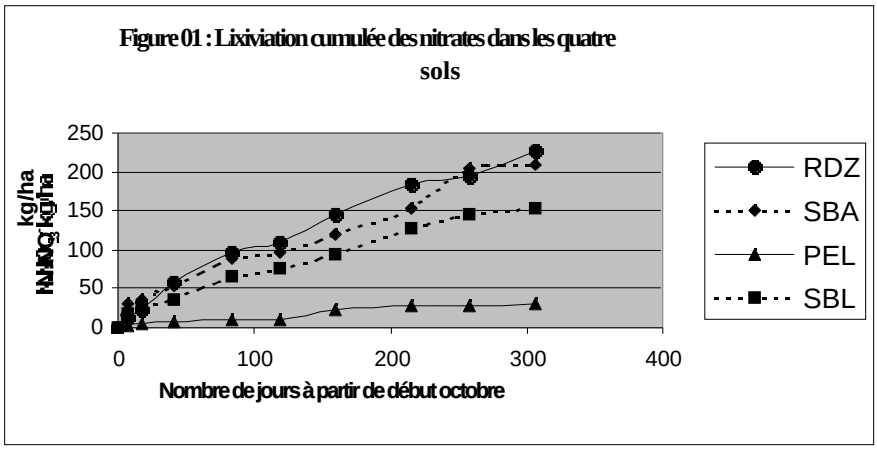
RESULTATS

1. ETUDE COMPARATIVE DE LA LIXIVIATION DES NITRATES D'ORIGINE ENDOGENE DANS LES QUATRE SOLS

Le protocole expérimental en conditions de plein champ sur 43 semaines (d'octobre à fin août), sur les quatre sols pédogénétiquement différents, nous a permis de mesurer les quantités de nitrates réellement lixiviées au-delà de l'horizon Ap : horizon le plus actif sur le plan biologique et agronomique.

Les quantités d'azote nitrique lixiviées au-delà de l'horizon Ap sont importantes dans la rendzine (228 kg/ha) et le sol brun acide (210 kg/ha), relativement moins élevées pour le sol brun lessivé (153 kg/ha) et faibles dans le pélosol (30 kg/ha).

Les courbes (figure 01) illustrent parfaitement les intensités de lixiviation des nitrates vers les horizons profonds. Quant à la répartition saisonnière, les rythmes sont voisins pour la rendzine, le sol brun acide et le sol brun lessivé mais différent pour le pélosol.



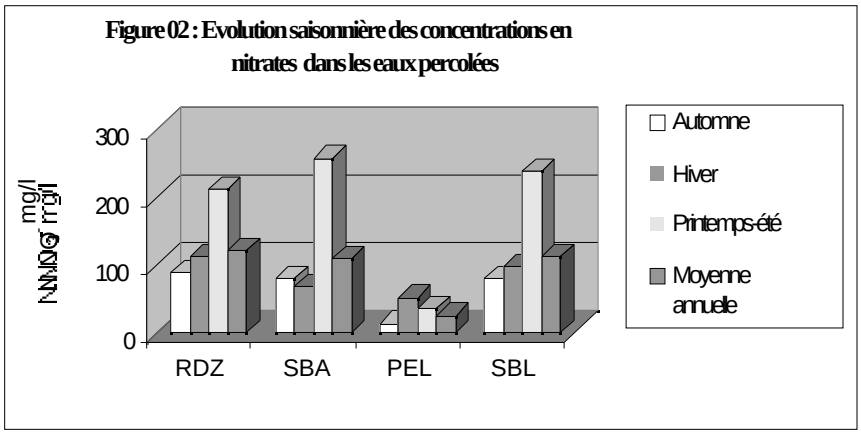
Ces quantités drainées sont la résultante de l'arrangement structural des sols ayant pour conséquences un écoulement gravitaire différentiel de l'eau dans le profil et de la charge en nitrates (ABOUD et FLORENTIN, 1989) ; cette concentration étant le reflet de la biodégradation des réserves organiques azotées des sols. A ce titre les résultats indiquent que les concentrations moyennes annuelles des eaux percolées sont très élevées pour la rendzine (121 mg/l), le sol brun acide et le sol brun lessivé (110 mg/l) et faible pour le pélosol (26 mg/l).

Des cinétiques de transfert des solutés vers les horizons sous-jacents à partir de l'horizon Ap (figure 02), nous tirons les conclusions suivantes :

- Quel que soit le type de sol, on constate une augmentation des concentrations en nitrates dans les eaux percolées. De ce fait, la teneur en azote nitrique est généralement supérieure à la norme qui est de 50 mg NO_3^-/l (European Economic Community, 1980).

- La reprise de l'activité microbienne à la sortie de l'hiver est confirmée dans les quatre sols mais avec une intensité plus faible pour le pélosol, sol qui présente un ressuyage lent d'où une faible minéralisation des réserves organiques azotées. Ces résultats sont en accord avec ceux cités par la bibliographie attribuant à l'inter-culture le risque majeur de pollution des aquifères (REMY et HEBERT, 1977 ; BALLIF et MULLER, 1981 ; CHELOUFI *et al.*, 1990).

- L'évolution des concentrations en nitrates des eaux drainées dans le pélosol est tout à fait différente de celle des trois autres sols : l'écoulement gravitaire de l'eau dans les sols argileux est très lent expliquant ainsi le décalage saisonnier.



2. RELATIONS ENTRE LE POTENTIEL DE MINERALISATION (N_0) ET L'AZOTE LIXIVIE

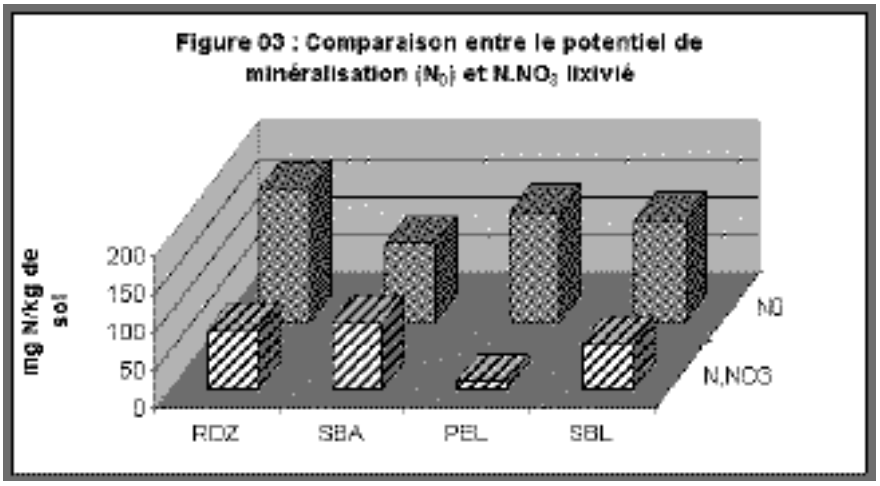
Les résultats obtenus à partir de la détermination du potentiel de minéralisation des quatre types de sols selon la méthode de STANFORD et SMITH (1976). VONG *et al.* (1989) indiquent des potentiels et des cinétiques de minéralisation différents en fonction des caractéristiques des sols étudiés; la rendzine exprime le potentiel de minéralisation le plus élevé suivie par le pélosol, le sol brun lessivé et enfin le sol brun acide. Ces valeurs exprimées en fonction de l'azote total, donnent un classement inverse par rapport à N_0 (tableau II)

Tableau II : Potentiel de minéralisation et azote nitrique lixivié

	Laboratoire		**Terrain**		**%$N.NO_3^-/N_0$**
	N_0 mg/kg de sol	**% N_0/NTotal**	**$N.NO_3^-$ mg/kg de sol**	**% $N.NO_3^-$/NTotal**	
RDZ	172	05,7	76,0	02,5	44,2
SBA	101	13,4	87,5	11,7	86,6
PEL	143	06,7	10,7	00,5	07,5
SBL	132	07,3	58,8	03,3	44,5

A partir des résultats obtenus en conditions de plein champ sur l'entraînement de l'azote nitrique dans les eaux drainées, il nous a paru utile d'établir une relation avec N_0 afin d'apprécier l'influence du pédoclimat sur l'expression de la minéralisation des réserves organiques dans les quatre horizons de sols cultivés. L'azote nitrique lixivié exprimé en pourcentage par rapport à N_0

(%$N.NO_3^-/N_0$), tend à hiérarchiser l'influence de la nature des sols et l'incidence des facteurs climatiques sur la lixiviation de l'azote minéralisé (figure 03).



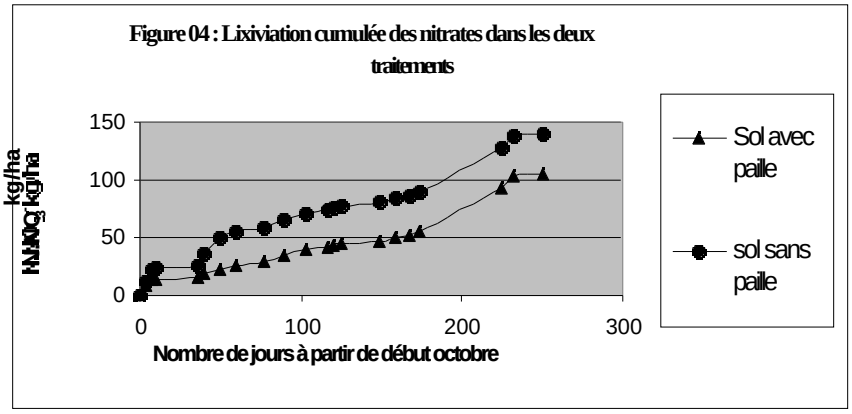
Dans le sol brun acide le rapport $N.NO_3^-/N_0$ est de 86.6%, valeur qui traduit d'une part une très faible influence des paramètres climatiques sur la minéralisation des réserves organiques azotées de ce sol et d'autre part une lixiviation presque totale de l'azote minéralisé à défaut de prélèvement par la plante. Ce comportement s'explique par une texture légère et des réserves organiques labiles. Dans la rendzine et le sol brun lessivé, le rapport similaire d'environ 44% indique une même influence des paramètres climatiques sur la minéralisation des deux sols. Dans le pélosol, ce rapport est très faible (7.5%) et indique de ce fait une influence négative des paramètres climatiques sur la minéralisation des réserves organiques azotées de ce sol. La texture argileuse génératrice d'hydromorphie et d'un ressuyage très lent, entraîne un ralentissement de l'activité microbienne et favorise la dénitrification. (CRASWELL, 1978 ; SCAGLIA *et al.*, 1985 ; GUERIN , 1986 ; CELLIER *et al.*, 1996).

3. INFLUENCE D'UN SUBSTRAT CARBONE SUR LA LIMITATION DE LA LIXIVIATION DES NITRATES DANS UNE RENDZINE

La fragilité écologique et les données alarmantes sur la qualité des eaux potables du site étudié justifiaient des investigations plus fines sur le comportement de la rendzine face aux risques de lixiviation des ions nitrate. L'enfouissement de l'équivalent de 4 tonnes par hectare de paille en octobre nous a permis, par rapport à un témoin, de quantifier l'effet de ce substrat carboné sur la limitation de l'entraînement des nitrates en profondeur ; à noter l'implantation au printemps d'une culture afin de rester fidèle à certaines pratiques agricoles actuelles.

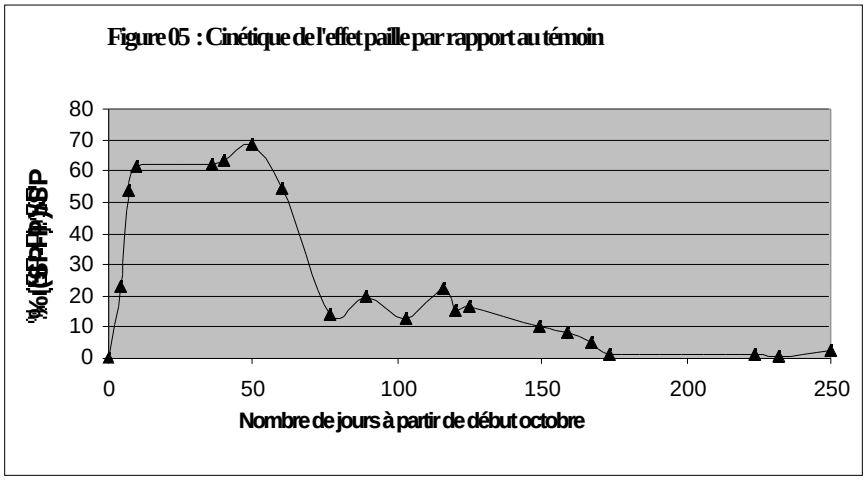
L'examen des courbes cumulatives des nitrates lixiviés (figure 04) montre une différence significative de l'ordre de 34 kg de N. $N0_3^-$/ha (106 et 140) entre les deux traitements. La presque totalité des nitrates percolés ainsi que l'écart entre les deux traitements (environ 97%) correspond à la période post-printanière. C'est une observation importante qui milite en faveur d'un arrière effet négligeable de la paille après un certain temps d'enfouissement.

Dans les conditions de l'essai, l'effet dépressif de la paille s'est maintenu pendant cinq mois mais avec trois phases bien distinctes (figure 05).



Au cours de la première phase, l'enfouissement de la paille s'accompagne très vite de l'installation d'une microflore spécifique à la décomposition cellulolytique. Les produits hydrosolubles et cellulosiques qui représentent 75 à 60% du poids de la paille sont une source énergétique pour la biomasse fongique et microbienne qui augmente considérablement sa population et par conséquent immobilise une quantité conséquente d'azote minéral pour leur propre biosynthèse (REMY et HEBERT, 1977 ; JAWSON *et al.*, 1986).

Ensuite, l'effet dépressif décroît sous l'influence de la baisse de la température et du fait de la disparition des structures énergétiques facilement utilisables par les microorganismes. Par simple calcul, une tonne de paille aurait mobilisé environ 8.5 kg de $N.NO3^-$ pour sa biodégradation (LEFEVRE *et al.*, 1981 ; MULLER et REMY, 1981 ; MARY. *et al.*, 1996).



SP : sans paille, P : avec paille.

4. PARTICIPATION DE L'ENGRAIS A LA POLLUTION NITRIQUE

Sur le même sol et le même site que précédemment, nous avons mis en place un essai sur une parcelle implantée en orge de printemps avec un apport, à la levée des plantes, de 90 unités d'azote sous forme de $Ca(NO_3^-)_2$ marqué au ^{15}N avec un excès isotopique de 19.62% . Nous avons fait deux traitements l'un sur un sol cultivé et l'autre sur un sol nu. Les principaux résultats relatifs à la migration des nitrates en profondeur sont mentionnés dans le tableau III ; nous pouvons en déduire les conclusions suivantes :

Tableau III : participation de l'azote engrais aux pertes de nitrates

	Sol cultivé				Sol nu			
	7 j	**69 j**	**148 j**	**309 j**	**7 j**	**69 j**	**148 j**	**309 j**
Nitrates totaux lixiviés en kg /ha (QN)	29,10	37,00	91,30	104,30	29,10	52,50	116,30	133,30
Nitrates lixiviés issus de l'engrais en kg/ha (QN.Eng)	17,30	20,90	21,40	21,90	17,30	27,00	27,50	28,00
% engrais apporté	19,22	23,22	23,78	24,33	19,22	30,00	30,55	31,11
% QN.Eng/QN	59,50	56,50	23,40	21,00	59,50	51,40	23,60	21,00

La quantité totale des nitrates lixiviés (QN) recueillie après cette période d'observation, se situe à 104 kg $N.NO_3^-$/ha en sol cultivé et 133 kg en sol nu, la différence étant due à l'effet rhizosphérique. Dans les deux traitements,

nous constatons qu'environ deux tiers de l'azote nitrique (65 et 61%) migrent à l'arrière saison ; cette migration serait consécutive aux précipitations de fin d'été et d'automne engendrant un flush de minéralisation et, par conséquent, un drainage d'eau très chargée en nitrates (JACQUIN *et al.*, 1980 ; VONG *et al.*, 1989).

La quantité totale d'engrais nitrique lixivié (QN.Eng) correspond à 21.9 kg de $N.NO_3^-$/ha en sol cultivé contre 28 en sol nu, liée à l'influence de la végétation.

Si nous examinons le rapport QN.Eng/QN, nos résultats montrent, une semaine après l'apport, une participation de l'engrais à la lixiviation d'environ 60% ; au-delà de cette période, le rapport diminue significativement pour atteindre 21% pour les deux traitements à la fin de la période d'observation.

Les cinétiques de la lixiviation de l'engrais et de l'azote endogène (QN – QN.Eng) reflètent des évolutions différentes : l'une fugace pour l'engrais et l'autre soutenue dans le temps car soumise aux phénomènes complexes de minéralisation, immobilisation, réorganisation, reminéralisation, propres au cycle interne des composés azotés présents dans le sol. Or ce cycle varie en fonction de nombreux paramètres. Dans le protocole suivant, nous avons tenté de mettre en évidence l'influence spécifique du type de sol.

Ainsi ces résultats confirment qu'un engrais, judicieusement apporté en fonction des besoins d'une plante en voie de croissance, n'intervient que faiblement dans la pollution directe des aquifères par rapport aux matériaux organiques azotés endogènes présents dans l'horizon cultivé. Le risque de pollution azoté serait donc essentiellement lié à la modification du cycle de l'azote existant avant l'évolution des pratiques culturales.

5. QUANTIFICATION COMPAREE DES MECANISMES D'ORGANISATION (IMMOBILISATION) ET DE MINERALISATION (PRIMAIRE OU SECONDAIRE) D'UN ENGRAIS DANS QUATRE TYPES DE SOLS LORRAINS

Les recherches menées au laboratoire sous conditions contrôlées avec un engrais marqué au ^{15}N apporté sous forme de sulfate d'ammonium, nous ont permis de révéler l'influence des caractères pédogénétiques sur les mécanismes d'organisation et de reminéralisation

Les principaux résultats après un mois d'incubation, schématisés dans la Planche 1, indiquent des intensités d'immobilisation du ^{15}N relativement importantes dans la rendzine (24.5%) et le pélosol (24.1%), intermédiaires dans le sol brun lessivé (21.7%) et plus faibles dans le sol brun acide (16.9%). La nature du complexe organo-minéral a été déterminante dans le processus d'immobilisation de l'azote engrais (KAI, 1975 ; CHELOUFI, 1991).

D'autre part, la distribution du ^{15}N dans les trois compartiments organiques azotés obtenus après hydrolyse acide 6N pendant 16 heures

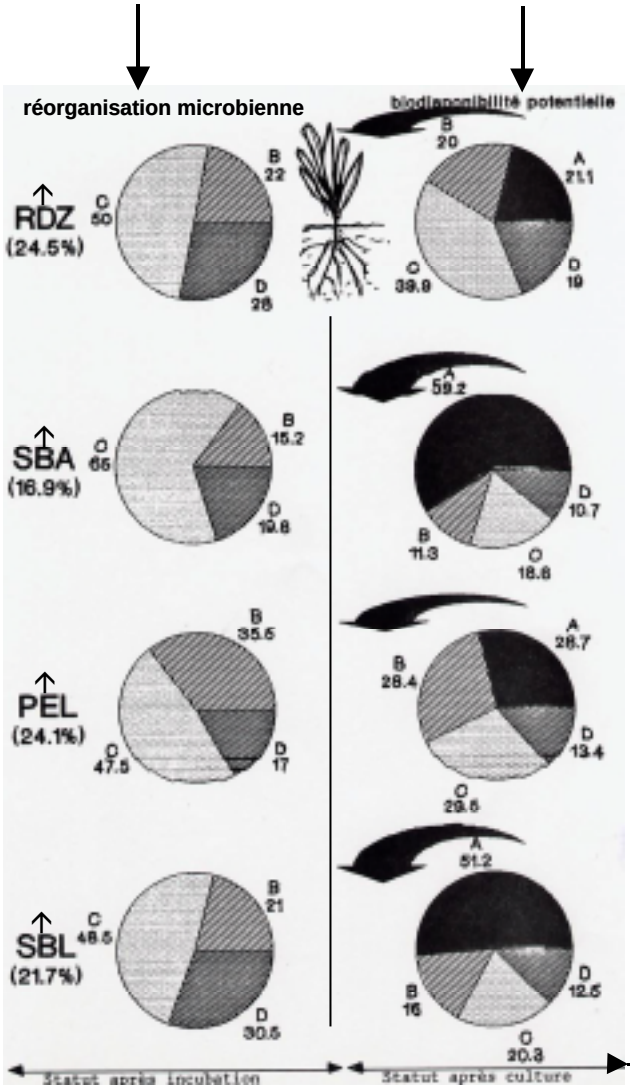
(GUIRAUD, 1984) confirme une évolution biochimique différente des composés organiques azotés dans les quatre sols étudiés :

Si on admet, que le compartiment hydrolysable mais non distillable (NSAnD) englobe essentiellement la biomasse microbienne, nous constatons que l'engrais a été majoritairement organisé dans la fraction NSAnD. Ce fait souligne toute l'importance du compartiment dans les mécanismes d'immobilisation de l'azote en sols cultivés (CHAUSSOD et NICOLARDOT 1982 ; JACQUIN *et al.*, 1985 ; VONG, 1987 ; RECOUS, 1988 ; JACQUIN *et al*., 1992 ; SULCE *et al.*, 1996 ; RECOUS et MACHET 1999). Ces résultats montrent aussi que le complément du ^{15}N organisé se répartit en quantité similaire entre les deux autres fractions. Les formes azotées hydrolysables et distillables (NSAD) correspondant à des formes ammoniacales ; l'immobilisation du ^{15}N dans cette fraction présente une relation avec le taux d'argile (GALLALI, 1972 ; CHELOUFI, 1991).

L'étude des cinétiques de reminéralisation du ^{15}N organisé par l'intermédiaire d'un extracteur biologique *(absorption par du ray-grass d'Italie*) met en évidence un comportement propre à chaque sol. Nous notons une importante reminéralisation du ^{15}N dans le sol brun acide (59.2%) et le sol brun lessivé (51.2%) ; celle-ci est environ deux fois plus faible dans la rendzine (21.1%) et le pélosol (28.7%). Ce ^{15}N reminéralisé provient des trois compartiments distingués par l'hydrolyse acide avec une prédominance de la fraction NSAnD . Le sol le plus riche en particules sableuses (SBL) présente le maximum de diminution de cette fraction. Nous pouvons donc émettre l'hypothèse que la reminéralisation avait déjà débuté lors de la période d'incubation. Le turnover de la biomasse microbienne serait très rapide dans ce type de sol. En outre, la biodisponibilité du ^{15}N à partir de la fraction NNH (composés organiques résistants à cette hydrolyse acide) indique une certaine labilité de celle-ci généralement considérée, par ailleurs, comme hétérocyclique, donc plus résistante à la biodégradation (ANDREUX *et al.*, 1977).

Ces aspects quantitatifs et qualitatifs de la biodisponibilité potentielle du ^{15}N récemment organisé montrent toute l'importance de l'environnement bio-physico-chimique sur l'évolution des composés organiques azotés (GUIRAUD, 1984 ; VONG, 1987 *et al.* 1989). En effet, l'importance du turnover du ^{15}N organisé dans le sol brun acide et le sol brun lessivé serait liée à la nature du complexe organo-minéral peu édifié dans le premier et aux caractéristiques bio-physico-chimiques équilibrées dans le second. Par opposition, le rôle protecteur des argiles vis à vis des acides aminés d'origine microbienne dans le pélosol et la séquestration des composés azotés par les gangues de carbonate de calcium dans la rendzine seraient les causes essentielles de la diminution de l'intensité du turnover du ^{15}N organisé (JACQUIN *et al.*, 1980 ; DUCHAUFOUR , 2001).

Planche I : Variations quantitatives et qualitatives de l'immobilisation de l'engrais et de sa reminéralisation



Azote ^{15}N absorbé par la plante test

RDZ : 21,1 %

SBA : 59,2 %

PEL : 28,4 %

SBL : 51,2 %

↑ : % du ^{15}N **réorganisé** par rapport à l'apport initial d'azote engrais

A : azote **reminéralisé** à partir des différentes fractions organiques azotées (biodisponibilité potentielle)

B : azote soluble dans l'acide et distillable (NSAD)

C : azote soluble dans l'acide et non distillable (NSAnD)

D : azote non hydrolisable (NNH)

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

L'azote minéral présent dans les profils de sols cultivés a pour origine les fertilisants azotés apportés par l'agriculteur et les produits de la dégradation des composés organiques azotés du sol ; les nitrates lixiviés ont donc cette double origine. Aussi l'étude de la minéralisation des réserves organiques en ions nitrate puis du transfert de ces ions hydrosolubles a donné lieu à de nombreuses études et recherches. Nous ne citerons dans cet article que les principales effectuées en France et concernant les problèmes agro-environnementaux : DROUINEAU et LEFEVRE (1949), JACQUIN (1963), JACQUIN et FLORENTIN (1976) , REMY et HEBERT (1977), GUIRAUD et FARDEAU (1977), MARY et REMY (1979), BALLIF et MULLER (1981), MULLER et REMY (1981), LEFEVRE *et al.* (1981), CHAUSSOD et NICOLARDOT (1982), GUIRAUD (1984), JACQUIN *et al.* (1985), RECOUS (1988), JACQUIN et VONG (1990), MARY *et al.* (1996), SULCE *et al.* (1996), RECOUS *et al.* (1997), DEFFONTAINES et BROSSIER (1997), LIMAUX *et al.* (1998), RECOUS et MACHET (1999), MACHET *et al.* (2001).

Le premier protocole de terrain démontre que sous les mêmes conditions climatiques les pertes par lixiviation des ions NO_3^- au-delà de l'horizon Ap des quatre sols cultivés sont plus importantes dans les sols filtrants et aérés que dans les sols lourds et battants. Quantitativement, l'incidence potentielle sur les risques de pollution des aquifères par les nitrates serait dans l'ordre suivant :

rendzine > sol brun acide > sol brun lessivé et enfin pélosol.

Cependant, la réponse vis à vis de la nappe ne dépend pas forcément des quantités d'ions nitriques lixiviés mais surtout de la vitesse à laquelle l'eau circule dans le sous-sol. La rendzine, sol plus organique, superficiel, filtrant, aéré et situé sur un sous-sol fissuré, présente de ce point de vue le plus grand risque par rapport aux autres sols.

L'étude comparative des quantités de nitrates lixiviés par percolation naturelle par rapport au potentiel de minéralisation des sols, nous a permis de mettre en évidence l'influence du pédoclimat. Ce potentiel de minéralisation croît dans l'ordre suivant : *pélosol < rendzine < sol brun lessivé < sol brun acide.*

Il nous faut admettre que, comparativement aux tests sous paramètres contrôlés, la conjugaison des propriétés physico-chimiques et du climat tend à mieux rendre compte de la quantité d'azote globalement minéralisé, dans les sols . Néanmoins, l'une ou l'autre méthode tend à surestimer ou à sous-estimer l'azote réellement disponible pour la plante : la méthode STANFORD et SMITH, basée sur des percolations successives limiterait la réorganisation de l'azote minéralisé; par contre les percolations naturelles irrégulières dans l'année ne rendraient pas compte réellement des quantités d'azote minéralisé.

L'enfouissement d'un substrat carboné (paille d'un précédent orge) dans la rendzine, sol le plus soumis au risque de pollution, a permis de limiter la lixiviation des nitrates d'environ 25% sur l'année culturale. Cette action est plus marquée pendant la période à plus grands risques de lixiviation (octobre-décembre) puisqu'il existe une réduction d'environ 50% par rapport au témoin.

Ces résultats indiquent une mobilisation de 8.5 kg d'azote nitrique par la microflore pour la biodégradation d'une tonne de résidus de récolte introduits dans le système.

Le recours au marquage isotopique a permis de mieux appréhender le cycle géochimique de l'azote et de ce fait connaître avec exactitude le devenir des engrais dans le système sol-plante-eau ; il a été montré, dans le cas étudié, une contribution de l'engrais à hauteur de 21% du total des nitrates lixiviés sur une année culturale donnée mais aussi une forte immobilisation de l'engrais azoté apporté. Ces résultats montrent bien que l'engrais n'est pas directement le principal responsable des risques de pollution.

Les principaux résultats relatifs à l'étude des mécanismes d'immobilisation et de reminéralisation ou minéralisation secondaire (planche I) soulignent l'importance et la rapidité de l'immobilisation de l'azote lors d'un apport d'engrais minéraux azotés. De ce fait, elle montre l'ampleur de la compétition que se livrent la biomasse microbienne et les végétaux lorsque le sol est enrichi en composés azotés. Par ailleurs les intensités d'immobilisation, variables selon le type de sol, mettent en évidence l'influence du complexe organo-minéral. En effet, les sols les plus riches en carbone et en argile provoquent une plus grande capacité d'immobilisation de l'engrais apporté, soit par ordre d'importance, la rendzine et le pélosol puis le sol brun lessivé et enfin le sol brun acide. Cette étude démontre que l'azote engrais immobilisé dans le sol se retrouve incorporé dans trois fractions organiques azotées avec une organisation préférentielle dans la fraction NSAnD ce qui n'exclut pas une immobilisation dans diverses fractions humifiées. La fraction d'azote hydrolysable mais non distillable peut être considérée comme représentative de la biomasse microbienne présente dans le sol à un instant donné (JENKINSON, 1988 ; VONG *et al.*, 1990 ; JACQUIN *et al.*, 1992). Cette forme d'azote souligne donc l'importance de la biomasse microbienne lors des mécanismes d'immobilisation dans les processus de stockage de l'azote engrais.

L'élimination de l'azote sous formes minérales à l'issue de l'incubation, suivie immédiatement par l'implantation d'une plante-test, illustre la participation de l'azote engrais immobilisé à la nutrition des végétaux. Par rapport aux réserves totales des sols, nous remarquons que la reminéralisation de ^{15}N issu de l'engrais est quatre à six fois plus importante que celle de l'azote endogène. Quantitativement et à l'issue de neuf semaines de culture, la reminéralisation de ^{15}N est différente selon le type de sol : elle participe pour plus de la moitié de l'azote reminéralisée dans les sols bruns acides et bruns lessivés et environ pour un quart dans le pélosol et la rendzine (planche I).

Ces résultats indiquent aussi que le ^{15}N reminéralisé provient de toutes les fractions organiques azotées mais majoritairement de la fraction NSAnD ; le

turnover très important de cette fraction montre bien le rôle essentiel de la biomasse microbienne dans les processus de réorganisation / reminéralisation de l'engrais. Cet azote minéral peut être absorbé par la plante ou lixivié.. Il est donc nécessaire de déterminer le devenir d'un fertilisant azoté et d'observer ses différences de comportement en fonction du type de sol. Une modélisation s'avèrerait fiable pour optimiser les techniques culturales et définir avec rigueur les mesures environnementales si les conditions locales, conditionnant la croissance végétale et l'activité microbienne, pouvaient être définies avec une certaine précision : JACQUIN *et al.* (1985), Mac DONALD *et al.* (1997), RECOUS et MACHET (1999), LIMAUX (1999).

Or la Lorraine se trouve sous des influences climatiques océaniques à tendance continentale et, de plus, le relief présente une grande diversité. Les premières études concernant le transfert des ions nitrate et la qualité des eaux ont été réalisées dès 1975 sur le site hydrothermal de Vittel (JACQUIN et FLORENTIN, 1976) car pour des raisons socio-économiques, le seuil d'enrichissement ne devait pas dépasser une teneur en ions nitrate de 10 mg/litre. Les observations analytiques avaient démontré que le problème n'était pas lié à l'épandage d'engrais mais à l'intensification de l'élevage. La société d'exploitation confia alors à l'INRA un contrat pluriannuel. Celui-ci donna lieu à un important rapport (DEFFONTAINES et BROSSIER, 1997) ; un deuxième article sur les pratiques agricoles et la qualité des eaux fut publié en 2000 (BROSSIER et GALSI) ; ces auteurs notaient que le rapport de l'ENSAIA avait conclu que « l'existence d'une agriculture utilisant des pratiques raisonnées n'était pas incompatible avec une saine exploitation d'un site hydrothermal » ; malheureusement la conclusion de cette étude n'avait pas été suivie d'effets.

Au cours du dernier quart du XX^{ème} siècle, la Chambre Régionale d'Agriculture de Lorraine en collaboration avec l'ENSAIA (JACQUIN *et al.*, 1993) a présenté une note concernant la gestion d'une exploitation agricole respectueuse de l'environnement. La C.R.A.L. avait édité en 1998 un référentiel des sols lorrains; dans l'édition de 2002, il y est précisé les critères concernant la sensibilité au « lessivage » des principaux types de sols afin de limiter les risques de pollution des eaux par les nitrates. Au cours de l'année 1998, l'Académie d'Agriculture de France s'est déplacée deux journées pour situer et examiner les actions menées en Lorraine quant à la gestion des sols et à la qualité des eaux.

Sous l'impulsion de divers instituts de recherches et de développement les opérations « Fertimieux » se poursuivent et se multiplient avec succès. Cependant, l'exemple du bassin de Vittel, qui répondait à des objectifs spécifiques, ne peut être transposable à l'ensemble du territoire régional mais il a permis de prodiguer d'excellents conseils de prévention.

L'agence du Bassin Rhin-Meuse considère que les progrès liés aux actions environnementales ne correspondent pas, dans certains sites, aux résultats espérés, mais elle constate néanmoins une amélioration notable de la qualité des eaux en Lorraine. En effet, les conseils concernant l'utilisation et la maîtrise des intrants en céréaliculture (THEVENET, 2000), ou la gestion intégrée des territoires ruraux (Académie d'Agriculture, 2002), tout en étant très judicieux,

doivent être adaptés dans l'espace et dans le temps. La sécheresse printanière de 2003 en fournit un exemple typique. La création de « fermes-transfert » départementales devrait accélérer les liaisons recherche-développement (La France Agricole, 2003).

Un ajustement des mesures agri-environnementales paraît d'autant plus nécessaire que les bassins de productions agricoles lorrains présentent une grande hétérogénéité pédoclimatique. En effet l'évolution bio-physico-chimique des composés azotés présents ou apportés en territoire cultivé, dépend essentiellement du complexe argilo-humique donc du type d'humus et de son comportement (JACQUIN, 1991 et 1996). Or les cinétiques des mécanismes de transformation de la matière organique, présente ou ajoutée à un sol cultivé, sont étroitement liées aux variations microclimatiques locales. Il faut donc admettre en toute humilité que le comportement des humus est aussi difficile à maîtriser que celui de l'humanité.

En conclusion pour développer une agriculture raisonnée et de plus en plus précise, il devient nécessaire de prévoir des tendances et d'établir, au niveau de chaque exploitation, des bilans prévisionnels en fonction de l'hétérogénéité parcellaire ; cet état d'esprit n'excluant pas d'appliquer des mesures rectificatives avec rigueur, si les aléas climatiques les imposent.

BIBLIOGRAPHIE

ABOUD I., FLORENTIN L., 1989 - Teneur en nitrates des eaux de drainage : cas de deux sols lorrains soumis à une monoculture de maïs. *C. R. Acad. Agric. Fr.,* **75** (8), 69-77.

ACADEMIE D'AGRICULTURE DE FRANCE, 1998 - Gestion des sols et qualités des eaux ; situation et examen des actions menées en Lorraine les 12 et 13 mai. *C. R. Acad. Agric. Fr.,* **84** (5), 1-204.

ACADEMIE D'AGRICULTURE DE FRANCE, 2002 - Gestion intégrée de l'eau et des territoires ruraux. *C. R. Acad. Agric. Fr.,* **88** (4), 3-23.

ANDREUX F., GOLEBIOWSKA D., CHONE Th., JACQUIN F., METCHE M., 1977 – Caractérisation et transformations en milieu mull d'un modèle humique issu de l'auto oxydation du système catéchol-glycine et marqué sélectivement au carbone 14. *I.A.E.A., SM.,* **211** (42), 43-57.

BALLIF J.L., MULLER J.C., 1981 - Azote minéral en sol de craie. 1- Incidence des conditions climatiques et du mode d'exploitation sur les pertes mesurées en lysimètres. *Colloque Humus et Azote, Reims, France*, 218-224.

BROSSIER J., GALSI, 2000 - Une gestion négociée d'un problème de pollution : pratiques agricoles et qualité de l'eau, l'exemple de Vittel. *C. R. Acad. Agri. Fr.,* **86** (2), 57-72.

CELLIER B., GERMON J.C., HENAULT C., GERMONT F., 1996 - Les émissions d'ammoniac (NH_3) et d'oxydes d'azote (NO_x et N_2O) par les sols cultivés : mécanismes de production et quantification des flux. *In* « Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes » G. Lemaire et B. Nicolardot Eds, Série les Colloques de l'I.N.R.A., Paris, 25-37.

CHAMBRE REGIONALE D'AGRICULTURE DE LORRAINE, 1988 et 2002 - De la caractérisation des sols au raisonnement de la fertilisation azotée. Ed. CRAL, 45 p.

CHAUSSOD R., NICOLARDOT B., 1982 - Mesure de la biomasse microbienne dans les sols cultivés. I. Approche cinétique et estimation simplifiée du carbone facilement minéralisable. *Rev. Ecol. et Biol. du Sol*, **19,** 501-512.

CHELOUFI H., LONGA N., FLORENTIN L., MORLOT M., 1990 - Contribution à l'étude de l'influence des agrosystèmes et d'un apport de fertilisant azoté sur la qualité des eaux potables. Cas des eaux de captage de la commune de LOISY, MEURTHE et MOSELLE. *C. R. Acad. Agri. Fr*., **76** (5), 145-154.

CHELOUFI H., 1991 - Etude du devenir de fertilisants azotés minéraux dans quatre types de sols lorrains : conséquences agronomiques et écologiques. Thèse de Doctorat de l'INPL, Nancy, 150 p.

CRASWELL E.T., 1978 - Some factors influencing denitrification and nitrogen immobilization in clay soil. *Soil Biol. Biochem.*, **10**, 241-245.

DEFFONTAINES J. P., BROSSIER J., 1997 - Agriculture et qualité de l'eau : L'exemple de Vittel. Dossier de l'environnement de l'INRA, n° 14, Paris, 78 p.

DUCHAUFOUR P., 2001 - Abrégé de Pédologie. Ed. Masson et Cie, cinquième édition, 291 p.

DROUINEAU C, LEFEVRE C., 1949 - Première contribution à l'étude de l'azote minéralisable dans les sols. *Ann.agro.*,**19**, 518-536.

EUROPEAN ECONOMIC COMMUNITY, 1980 - Council direction on the Quality of Water for Human Consumption. Official Journal, N° 80/778 EEC L229, 11.

GALLALI T., 1972 - Etude statique et dynamique des polysaccharides et des amino-polysaccharides au cours de l'humification. Thèse 3ème cycle, Université de Nancy I, 93 p.

GUERIN T., 1986 - Diagnostic de risque de lessivage d'azote en fin de campagne culturale. Comparaison d'une parcelle drainée et d'une parcelle de terrain non drainée. Etude du CEMAGREF. Série Hydraulique (1), 45-83.

GUIRAUD G. 1984 - Contribution du marquage isotopique à l'évaluation des transferts d'azote entre les compartiments organiques et minéraux dans le systèmes sol-plante. Thèse Doctorat d'Etat, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI. 335 p**.**

GUIRAUD G., FARDEAU J. C., 1977 - Organisation et minéralisation de l'azote dans le sol. Etude au moyen du ^{15}N. *Ann.Agro.*, **28**, 361.378.

HEALEY M.G., 1986 - Nitrate in water. A report by the nitrate coordination group. Pollution paper 26. Department of the environment. Central

Directorate of Environmental Protection. Her Majesty's Stationery Office, London, 104 p.

JACQUIN F., 1963 - Notions récentes concernant le bilan humique d'un sol. Destruction de l'humus. *Bull. AFES*, **11**, 492-529.

JACQUIN F., 1991 - Humus, fertilité, environnement. *Techniques agricoles*, 1350, **3**, 1, 1-110.

JACQUIN F., 1996 - Evolution rôle et gestion de la matière organique en sol cultivés, sous climat tempéré. Audiovisuel (35') et livret (19 p). Service Science du Sol et Environnement, ENSAIA INPL, Vandœuvre 54500.

JACQUIN F., FLORENTIN L., 1976 - Etude pédologique du bassin-versant alimentant les sources minérales de Vittel. Laboratoire de Science du sol, ENSAIA- INPL, Nancy, 51 p.

JACQUIN F., HAIDOUTI C., MULLER J. C., 1980 - Dynamique de la matière organique en sols carbonatés cultivés. *Bull. AFES*, **1**, 27-36.

JACQUIN F., SAEED D., VONG P. C., 1985 - Devenir de l'azote fertilisant dans les différents compartiments de la matière organique en sols cultivés. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, **71** (7), 643-651.

JACQUIN F., FLORENTIN L., 1988 - Atlas des sols de Lorraine. Presses Universitaires de Nancy, France, 113 p.

JACQUIN F., VONG P. C., 1990 - Quantification des mécanismes d'organisation et de minéralisation de l'azote en sols cultivés. *Science du sol*, **28** (4), 349-362.

JACQUIN F., CHELOUFI H., VONG P. C., 1992 - Immobilization and mineralization kinetics of a nitrogen fertilizer in calcareous clayey soil (rendzine). *Science of the Total Environment*, **117/118**, 271-278.

JACQUIN F., FLORENTIN L., LIMAUX Fr, 1993 - Pour une gestion de l'exploitation agricole respectueuse de l'environnement. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, **79** (5), 51-59.

JAWSON M. D., ELLIOT L. F., 1986 - Carbon and nitrogen transformations during wheat straw and root decomposition. *Soil Biol. Biochem.*, **18** (1), 15-22.

JENKINSON D.S., 1988 - Determination of microbial biomass, carbon and nitrogen in soil. *In* Advances in nitrogen cyclind agricultural ecosystem JR Wilson, C.AB. International, Wallingford, 338-380.

KAI H., 1975 - The immobilization and release of nitrogen in soil and the chemical characteristics of nitrogen in those processes. *In* : Nitrogen fixation and nitrogen cycle. TAKAHASHI (Eds), *In* : JIBP Synthesis. Vol. 12, Tokyo, 95-105.

LIMAUX F., 1999 - Modélisation des besoins du blé en azote, de la fourniture du sol et de l'utilisation de l'engrais. Application au raisonnement de la fertilisation en Lorraine. Thèse Doctorat, INPL, Nancy, 167 p.

LIMAUX F., BENOIT M., JACQUIN F., RECOUS S., 1998 - Le devenir des fertilisants azotés : utilisation par la plante, immobilisation, lixiviation et pertes par voies gazeuses. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, **84** (5), 95-117.

LA FRANCE AGRICOLE 2003 - Limiter les fuites de nitrates, connaître ses sols en profondeur, interview de Henriot D. responsable de la ferme-transfert 54, Journal France Agricole du 16 mai. 26-28.

LEFEVRE F., HIROUX G., YVART B., 1981 - Effets des apports organiques et minéraux sur le comportement de l'azote dans le sol. *Bull A.F.E.S*., **1**, 31-53.

MAC DONALD A.J., POULTON P. R., POWLSON O.S., JENKINSON O.S., 1997 - Effect of season, soil type and cropping on recoveries residues and losses of ^{15}N labelled fertilizer applied to arable crop in spring. *J. Agric. Sci. Cambridge*, **129**, 125-154.

MACHET J. M., RECOUS S., LIMAUX F., 2001 - Devenir de l'engrais azoté appliqué à une culture. Les nouveaux défis de la fertilisation raisonnée. 5èmes rencontres GEMAS COMIFER, Blois, 10 p.

MARTIN F., MAUDINAS B., CHEMARDIN M., GADAL P., 1981 - Preparation of submicrogram nitrogen samples for isotope analysis by the GS1 emission spectrometer. *Ijari*, **32**, 215-217.

MARY B., RECOUS S., DARWIS D., ROBIN D., 1996 - Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil*, **181**, 71-82.

MARY B, REMY J. C., 1979 - Essai d'appréciation de la capacité de minéralisation de l'azote des sols de grande culture. *Ann. Agro.*, **30** (6), 513-527.

MULLER J.C., REMY J. C., 1981 - Effet de l'azote minéral sur la décomposition des pailles, *Colloque humus-azote, Reims*, 351-361.

NIANE- BADIANE A., GANRY F., JACQUIN F., 1999 - Les variations au champ de la biomasse microbienne d'un sol cultivé : conséquences sur la réserve organique mobilisable (cas d'un sol ferrugineux tropical au Sénégal). *C. R. Acad. Sci.* Paris, Science de la terre et des planètes/Earth & Planetary Sciences. **328**, 45-50.

RECOUS S., 1988 - Dynamique de l'azote cultivé : organisation microbienne des formes ammoniacale et nitrique, conséquences sur l'utilisation de l'azote des engrais par une culture de blé. Thèse Doctorat de l'Université Claude-Bernard, Lyon I, 189 p.

RECOUS S., LOISEAU P., MACHET J.M., MARY B., 1997 - Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. *In* : Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. Les colloques, I.N.R.A. Editions, Paris, 105-120.

RECOUS S., MACHET J.M., 1999 - Short term immobilisation and crop uptake of fertiliser nitrogen applied to winter wheat: effect of application in spring. *Plant and Soil*, **206**, 137-149.

REMY J.C., HEBERT J., 1977 - Le devenir des engrais azotés dans le sol. *C. R. Acad. Agric. Fr*., **11**, 700-714.

SCAGLIA J., LENSI R., CHAMELET A., 1985 - Relationship between photosynthesis and denitrification in planted soil. *Plant and Soil*, **84**, 37-43.

SEBILLOTTE J., LAVELLE P., 1989 - La pollution des eaux par les nitrates. *In* " Etat de l'environnement". Secrétariat d'Etat auprès du Premier Ministre, Chargé de l'Environnement, France, 311-346.

STANFORD G., SMITH S. J., 1976 - Estimating potentially mineralizable soil nitrogen from a chemical index of soil nitrogen availability. *Soil science*, **122** (2), 71-76.

THEVENET G., 2000 - L'utilisation et la maîtrise des intrants en céréaliculture. *C. R. Acad. Agric. Fr*., **86** (3), 139-160**.**

SULCE S., PALMA-LOPEZ D., JACQUIN F., VONG P.C., GUIRAUD G., 1996 - Study of immobilization and remobilization of nitrogen fertilizer in cultivated soils by hydrolytic fractionation. *European J. of Soil Sci.,* **47**, 249-255.

VONG P.C., 1987 - Contribution à l'étude cinétique des différents compartiments azotés contenus dans les sols cultivés après apports de fertilisants minéraux et organiques. Thèse Doctorat d'Etat, INPL, Nancy, 217 p.

VONG P. C., BOUCHAMA J., JACQUIN F., 1989 - Contribution à l'étude du potentiel de minéralisation de l'azote en sols cultivés Lorrains. *Science du Sol*, **27**, 215-226.

VONG P. C., KABIBOU I, JACQUIN F., 1990 - Etude des corrélations entre biomasse microbienne de différentes fractions d'azote organique présentes dans deux sols Lorrains. *Soil Biol. Biochem.*, **22** (3), 385-392.

Vifs remerciements à L. FLORENTIN, D. et F.X . JACQUIN, M. METCHE, J.C. PARGNEY, F. TOUTAIN pour l'aide efficace concernant la mise en forme de ce document.