



HAL
open science

La dynamique de l'azote dans les sols cultivés

Bernard Nicolardot, Bruno Mary, Sabine Houot, Sylvie Recous

► **To cite this version:**

Bernard Nicolardot, Bruno Mary, Sabine Houot, Sylvie Recous. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. G Lemaire, B Nicolardot. Maitrise de l'azote dans les sols cultivés, pp.87-104, 1997, Les colloques de l'INRA n° 83. <hal-01865874>

HAL Id: hal-01865874

<https://institut-agro-dijon.hal.science/hal-01865874v1>

Submitted on 5 Sep 2018

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

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



HAL Authorization

La dynamique de l'azote dans les sols cultivés

B. NICOLARDOT, B. MARY, S. HOUOT, S. RECOURS

Introduction

Le cycle de l'azote dans le système sol-plante-atmosphère est constitué par un grand nombre de transformations physico-chimiques et biologiques (Fig. 1). L'azote du sol est présent sous différentes formes : azote organique qui constitue la majeure partie de l'azote contenu dans un sol agricole (en moyenne 3 à 5 tonnes par hectare pour l'horizon labouré), azote sous forme minérale (ammonium, nitrite et nitrate) qui ne représente dans le sol que quelques dizaines de kg par hectare en dehors des périodes d'apport d'engrais ou d'amendements organo-minéraux et enfin, azote gazeux (azote moléculaire, ammoniac, oxydes d'azote). La plupart des transformations de l'azote dans les sols sont sous le contrôle de microflores plus ou moins spécifiques (fixation, minéralisation, organisation, dénitrification), les formes minérales pouvant être considérées comme la plaque tournante d'une grande partie de ces processus.

L'évolution de la matière organique du sol dépend de ces transformations qui affectent le devenir du carbone et de l'azote, éléments qui ont une origine soit endogène (résidus de culture, exsudats racinaires), soit exogène (amendements organiques d'origine animale, végétale, urbaine...). Pour la plus grande part, cette matière organique est non vivante et biologiquement stable (souvent dénommée humus) soit parce qu'elle est présente sous forme de composés organiques de faible dégradabilité soit parce qu'elle forme des associations avec les éléments minéraux du sol (argile, calcium, ions métalliques) qui protègent physiquement les composés organiques de la dégradation microbienne. L'autre partie de la matière organique du sol est constituée par les êtres vivants constitués de la microfaune et la microflore (bactéries, champignons, actinomycètes), et regroupés sous le terme générique de biomasse microbienne ; celle-ci représente 3 à 4% du carbone et 2 à 6% de l'azote total du sol (Chaussod *et al.*, 1986). Cette biomasse microbienne peut être considérée comme le moteur des transformations de l'azote du sol : elle intervient à la fois comme agent de transformation (synthèse, dégradation) et comme compartiment (source et puits d'éléments).

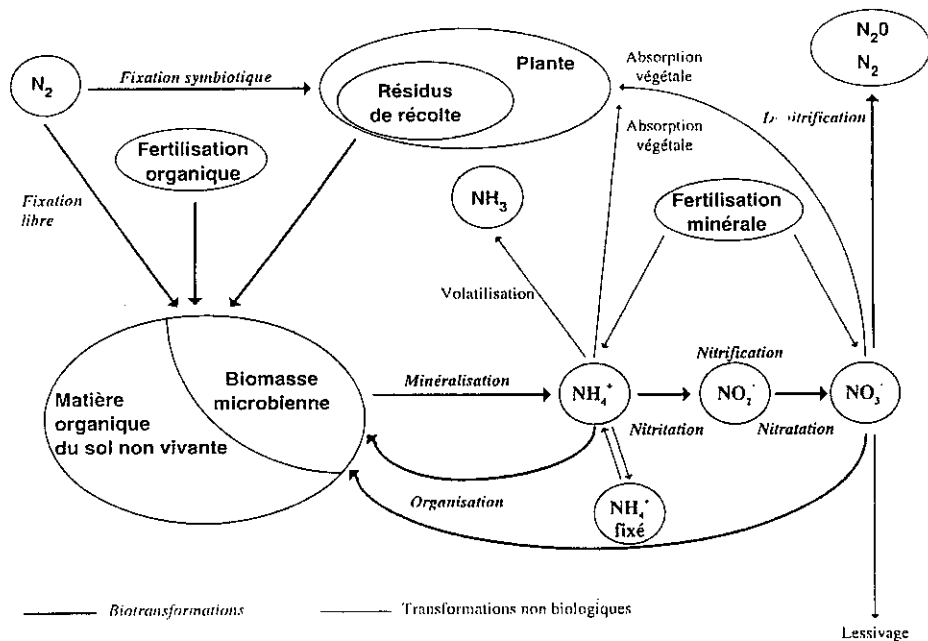


Figure 1. Transformations biologiques et non biologiques affectant le devenir de l'azote dans les sols.

Les entrées d'azote organique ou minéral dans le sol s'effectuent principalement par la fixation symbiotique, la fixation libre, les restitutions de matière organique (résidus de récolte, exsudats racinaires, amendements organiques), les apports atmosphériques par précipitation (10 à 15 kg d'azote par hectare et par an et parfois beaucoup plus) et les engrais de synthèse. Les sorties sont quant à elles liées aux exportations par les végétaux, aux pertes par voie gazeuse (volatilisation, dénitrification) et aux pertes par transfert (ruissellement et lessivage). Les processus responsables des pertes d'azote (lessivage, volatilisation) et le prélèvement d'azote par les végétaux étant décrits par ailleurs dans cet ouvrage (Cellier *et al.*, 1997 ; Lafolie et Neel, 1997 ; Lemaire *et al.*, 1997), ne seront abordés ici que la fixation de l'azote atmosphérique et les processus biologiques qui agissent directement sur la disponibilité de l'azote minéral du sol (minéralisation, nitrification, organisation et dénitrification).

Les biotransformations de l'azote du sol

Fixation de l'azote atmosphérique

La fixation est la transformation de l'azote moléculaire en azote ammoniacal, qui est ensuite incorporé dans des composés organiques. Elle est due à l'activité de micro-organismes très spécifiques et 2 types de processus sont alors rencontrés : (1) la fixation libre qui est effectuée par des bactéries aérobies (*Azotobacter* sp., *Beijerinckia* sp., *Dexia* sp., *Azospirillum* sp.) ou anaérobies (*Clostridium* sp.), photosynthétiques (*Rhodospirillum* sp.) ou encore par

des algues bleues (*Anabaena*, *Nostoc*...) ; (2) la fixation symbiotique qui résulte de l'association entre les espèces légumineuses et les bactéries du genre *Rhizobium* et différentes plantes et arbres avec un actinomycète du genre *Frankia*. Rares sont les estimations des quantités d'azote annuellement fixées par voie libre en sol cultivé sous climat tempéré. Ces quantités peuvent être extrêmement variables : 0 à 30-40 kg par hectare et par an pour les sols cultivés (Gibson *et al.*, 1988). En règle générale, dans les bilans d'azote pour les sols cultivés en France, on considère la fixation libre comme négligeable. Par contre, pour les sols inondés et les sols de rizières, les quantités fixées peuvent atteindre plusieurs dizaines de kg par hectare (Watanabe *et al.*, 1988 ; van Berkum, 1984). Les quantités fixées annuellement par voie symbiotique varient avec les espèces de légumineuses, les souches de *Rhizobium* et les conditions de milieu (pH, présence de nitrates, humidité...) ; elles peuvent représenter quelques dizaines à plusieurs centaines de kg par hectare (Bouniols *et al.*, 1987, 1990).

Minéralisation de l'azote organique et organisation de l'azote minéral

La minéralisation correspond à la dégradation par la microflore et la microfaune de la matière organique endogène du sol ou exogène (résidus de récolte, amendements organiques...) ; l'étape ultime conduit à la formation d'ammonium. En moyenne, le taux de minéralisation de l'azote organique du sol est compris entre 0.7 à 2% (Rémy et Marin-Lafèche, 1976), et sans doute plus puisque la fourniture d'azote par le sol peut varier de quelques dizaines à plus de 150 kg d'azote par hectare et par an (Taureau, 1987). L'organisation (ou immobilisation) est le processus inverse où l'azote ammoniacal ou nitrique est assimilé et transformé en azote organique par la microflore. A la mort des micro-organismes, l'azote microbien est soit minéralisé sous forme ammoniacale (re-minéralisation soit incorporé dans des formes d'azote organique plus ou moins biodégradables (humification). Minéralisation et organisation sont réalisées par une microflore abondante très diversifiée et principalement hétérotrophe au sein de laquelle les devenir du carbone et de l'azote sont indissociables car ces 2 éléments sont assimilés pour assurer les besoins de maintenance (renouvellement des structures cellulaires) et de croissance des micro-organismes.

Nitrification

La nitrification est l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal en azote nitrique. Elle s'effectue en 2 étapes successives : la nitritation puis la nitratisation dues à l'activité de bactéries autotrophes telles que *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* qui retirent leur l'énergie de l'oxydation de l'ammonium et des nitrites et utilisent le CO_2 comme source de carbone. L'activité de ces bactéries nitrifiantes est optimale en aérobiose stricte et pour des pH variant de 6.9 à 9. Pour les climats tempérés, les températures optimales de nitrification sont généralement comprises entre 20 et 36 °C. Toutefois, dans le cas de températures extrême (sols froids du Canada par exemple), la nitrification est due à l'activité d'une flore nitrifiant adaptée aux basses températures. Certains composés peuvent ralentir ou bloquer ce processus : présence de fortes teneurs en ammonium ou en nitrite, inhibiteurs de la nitrification (N-Serve ou dicyandiamide) qui bloquent la nitratisation. Hormis des conditions défavorables de sols acides ou hydromorphes conduisant à un dysfonctionnement de la nitritation et à une accumulation d'azote dans le sol sous forme ammoniacale, la nitrification n'est généralement pas le processus limitant la présence de nitrates dans la majorité de situations et pour des périodes de forte demande en azote nitrique.

Dénitrification

La dénitrification est la transformation de l'azote nitrique en azote gazeux (azote moléculaire, protoxyde d'azote). La réduction du nitrate ne nécessite pas une microflore spécifique. Par contre la réduction du nitrite en azote gazeux ne peut être faite que par un nombre restreint de genres bactériens (*Pseudomonas*, *Agrobacterium*...) mais qui sont très répandus. La dénitrification n'est possible qu'en présence d'une source de pouvoir réducteur (matière organique par exemple) et en anaérobiose, car le nitrate est alors utilisé à la place de l'oxygène pour la respiration des bactéries. L'activité dénitrifiante est faible aux basses températures, le pH optimal de fonctionnement étant compris entre 6 et 8. En sols cultivés, bien drainés et en absence d'apport organique récent, les pertes par dénitrification sont généralement considérées comme faibles (0 à 20 kg d'azote par hectare et par an), mais peuvent être beaucoup plus importantes lorsque les conditions sont favorables. De plus amples détails sur les processus microbiens et les quantités perdues par dénitrification pour différentes conditions sont données par Cellier *et al.* (1997) dans cet ouvrage.

En définitive, les différentes transformations biologiques de l'azote (minéralisation, nitrification, organisation, fixation, dénitrification) interviennent soit de façon parallèle soit en concurrence pour un substrat (Recous *et al.*, 1996b). Une faible accumulation d'azote ammoniacal ou nitrique peut donc résulter d'une faible intensité des processus (minéralisation par exemple) ou au contraire de processus dont l'activité est très intense (minéralisation en concurrence avec l'organisation ou la dénitrification par exemple). Cette complexité traduit donc la difficulté à décrire simplement, prévoir ou modéliser l'ensemble du fonctionnement du cycle de l'azote, et par conséquent la disponibilité du nitrate à un moment donné.

Facteurs agissant sur la fourniture d'azote par le sol

L'intensité des processus de transformation de l'azote dans le sol et en définitive la fourniture d'azote minéral par le sol résulte des interactions entre les composantes physiques, chimiques et biologiques du sol et des effets de nombreux facteurs extérieurs. Le niveau de chacun de ces facteurs détermine quant à lui la nature et l'intensité des processus opérants.

La disponibilité en carbone et en azote

La présence de carbone organique assimilable est indispensable à la majorité des activités microbiennes, sa métabolisation fournissant de l'énergie aux micro-organismes hétérotrophes (Nicolardot *et al.*, 1989). A court terme la présence de carbone régit l'équilibre entre minéralisation et organisation et, à moyen et long terme, elle influence la taille des compartiments de matière organique du sol à renouvellement rapide et en particulier la biomasse microbienne. Compte tenu de son importance relative au sein de la matière organique du sol, cette biomasse microbienne du sol est le compartiment actif qui détermine la fourniture globale d'azote par le sol (Nicolardot, 1988 ; Chaussod *et al.*, 1988, 1993). La dégradabilité de la matière organique exogène ou endogène est largement influencée par la nature des composés organiques qui la composent. L'évolution des résidus végétaux dans le sol est ainsi fonction de leur composition biochimique (teneurs respectives en carbone soluble, hémicellulose, cellulose, lignine). La figure 2 compare la minéralisation du carbone et de l'azote de la paille de blé et de feuilles de seigle. Dans ce dernier cas, les résidus sont riches en éléments solubles (sucres) très facilement dégradables. La paille de blé est quant à elle composée pour une grande part de cellulose et de lignine et la

matière organique du sol de composés humiques peu dégradables. La dynamique de l'azote minéral du sol est par ailleurs liée à la quantité d'azote contenu dans les résidus organiques qui sont dégradés ou en d'autres termes à leur rapport C/N. La figure 3 illustre les transferts de carbone et d'azote au cours de la décomposition.

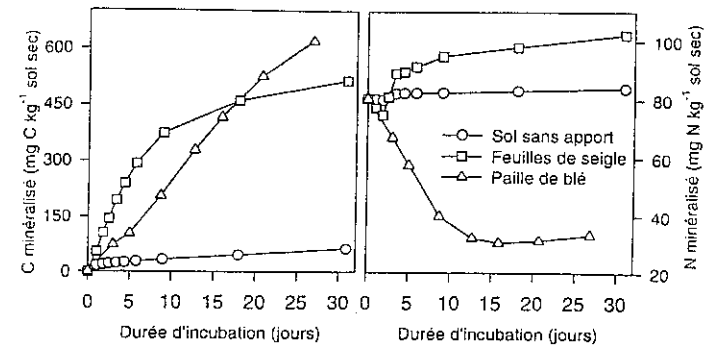


Figure 2. Minéralisation du carbone et de l'azote d'un sol incubé au laboratoire sans apport ou avec apport de feuilles de seigle ou de paille de blé (d'après Robin, 1994).

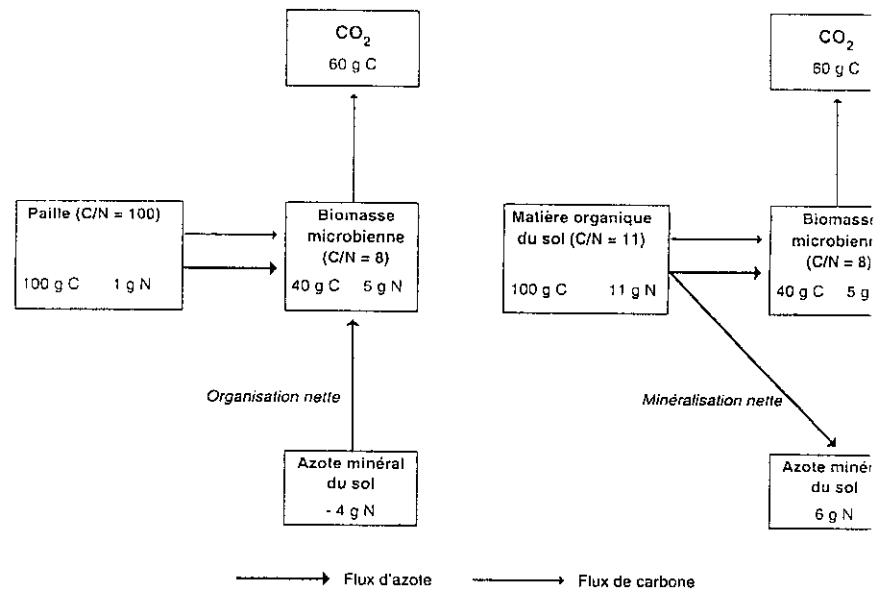


Figure 3. Schématisation des transferts nets de carbone et d'azote au cours de la décomposition de matières organiques par la biomasse microbienne du sol.

Pour les 2 cas présentés, le rendement d'assimilation du carbone par la biomasse microbienne et son rapport C/N sont respectivement considérés égaux à 40% et 8 (40 g C et 5 g N assimilés pour 100 g C décomposés). Lorsque la quantité d'azote organique contenu dans la matière organique décomposée (paille de blé à C/N = 100) est insuffisante pour couvrir les besoins de la microflore du sol, une partie de l'azote minéral du sol est alors assimilée par les micro-organismes. Dans l'exemple présenté, l'organisation nette est de 4 g N, soit environ 15 kg N par tonne de paille. Si les quantités d'azote minéral présentes dans le sol avaient été insuffisantes pour couvrir les besoins de la microflore, alors l'azote serait devenu un facteur limitant la décomposition comme cela est illustré par la figure 4 (Recous *et al.*, 1995). Enfin dans le cas de la matière organique du sol (C/N = 11), l'azote contenu dans la matière organique dégradée excède les besoins de la microflore. L'excédent non utilisé est alors libéré dans le sol sous forme ammoniacale. Dans l'exemple présenté la minéralisation nette est de 6 g N. Minéralisation et organisation étant 2 processus concurrents et simultanés, généralement seul le processus résultant est observé (minéralisation ou organisation nette). L'estimation de l'intensité respective des 2 processus (minéralisation et organisation brutes) nécessite en réalité l'utilisation des techniques de traçage isotopique à l'azote 15 et des modèles de calcul qui leur sont associés (Mary et Recous, 1995 ; Recous *et al.*, 1996a).

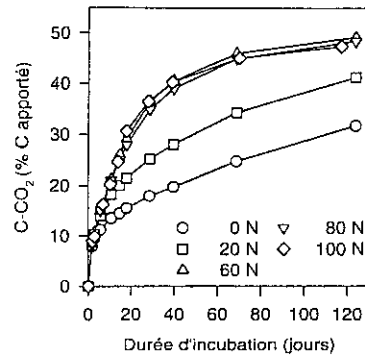


Figure 4. Dégradation de la paille de maïs en présence de différentes quantités d'azote minéral exprimées en kg N ha⁻¹ (d'après Recous *et al.*, 1995).

Les facteurs abiotiques

Les activités microbiennes sont largement influencées par divers facteurs. La température intervient sur l'activité de la biomasse microbienne et par conséquent sur les vitesses de transformation de l'azote (Houot *et al.*, 1996a). Pour la gamme de température rencontrée au champ et lorsque la température augmente de 10 °C, les vitesses de transformations sont multipliées par un coefficient (Q_{10}) variant de 1.7 à 3.5 selon les auteurs. Recous (1994) a ainsi proposé une valeur de Q_{10} égale à 3.17 pour la minéralisation de la matière organique du sol. Ce travail montre également que pour les résidus organiques la valeur de Q_{10} varie en réalité avec l'intervalle de température considéré. Nicolardot *et al.* (1994) ont par ailleurs montré que la réponse à la température pour le fonctionnement des microflores impliquées lors de la décomposition des matières organiques était dépendant de la nature des matières organiques décomposées. L'effet de l'humidité est plus complexe puisque la teneur en eau agit à la fois sur l'activité des micro-organismes et sur la diffusion des gaz et

des solutés dans le sol. L'optimum de décomposition des matières organiques se situe pour des potentiels hydriques (Ψ) compris entre -0.05 et -0.01 Mpa (Rodrigo *et al.*, 1997) qui correspondent à une humidité du sol voisine ou légèrement supérieure à la capacité au champ. Pour des potentiels plus faibles, les vitesses de décomposition décroissent rapidement avec la disponibilité en eau qui ralentit alors la diffusion des solutés.

A l'inverse, pour des potentiels élevés ($-0.01 < \Psi < 0$ Mpa), le pourcentage de pores remplis d'air décroît et le métabolisme devient alors anaérobie avec production de CO₂ de CH₄ et d'oxydes d'azote lors de la décomposition des matières organiques. Cependant, même en anaérobiose, le sol continue à produire de l'azote minéral de façon non négligeable qui s'accumule alors sous forme ammoniacale puisque la nitrification n'est plus opérante. L'étude des effets de la température ou de l'humidité sur les vitesses de transformation permettent en définitive d'établir des lois d'action comme le montre la figure 5.

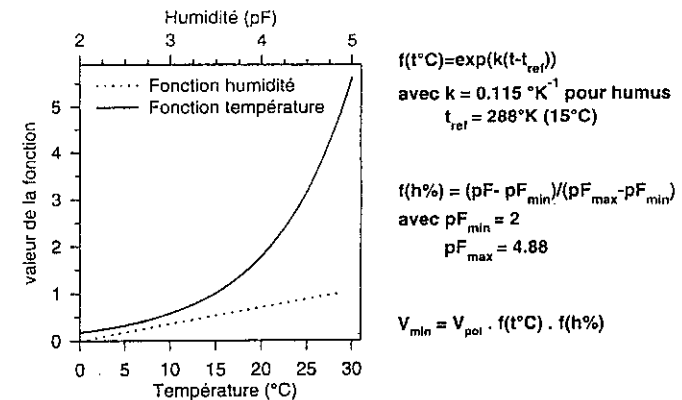


Figure 5. Valeur des fonctions humidité et température et calcul de la vitesse de minéralisation de l'azote en fonction de la vitesse de minéralisation potentielle de l'azote et des fonctions humidité et température (d'après Recous, 1994 et Rodrigo *et al.*, 1997).

Les valeurs du coefficient obtenu avec la fonction humidité varient entre 0 et 1 pour une valeur de pF comprise entre 2 et 4.8. Pour la fonction température, ce coefficient varie dans de très fortes proportions selon la température, la valeur étant 1 pour la température de référence (15°C). Ces coefficients permettent ensuite de recalculer l'échelle de temps d'une série chronologique de valeurs expérimentales en l'exprimant en jours normalisés à température et humidité de référence comme cela est illustré par la figure 6. De cette façon, les valeurs expérimentales ne dépendent plus des effets du climat, il est alors possible de comparer des résultats d'expérimentations issues de conditions climatiques différentes ou obtenues à des dates différentes. L'activité de la microflore peut encore être influencée par d'autres facteurs abiotiques tel que la présence d'argile et de calcium (Chaussod *et al.*, 1986) qui exercent alors une protection sur la matière organique et affectent donc la capacité de minéralisation du sol (Delphin, 1986 ; Machet *et al.*, 1990). Toutefois en sol acide, la correction du pH par des apports de calcium tend à accroître l'activité de la biomasse microbienne et la biodégradabilité de la matière organique (Kockmann *et al.*, 1990).

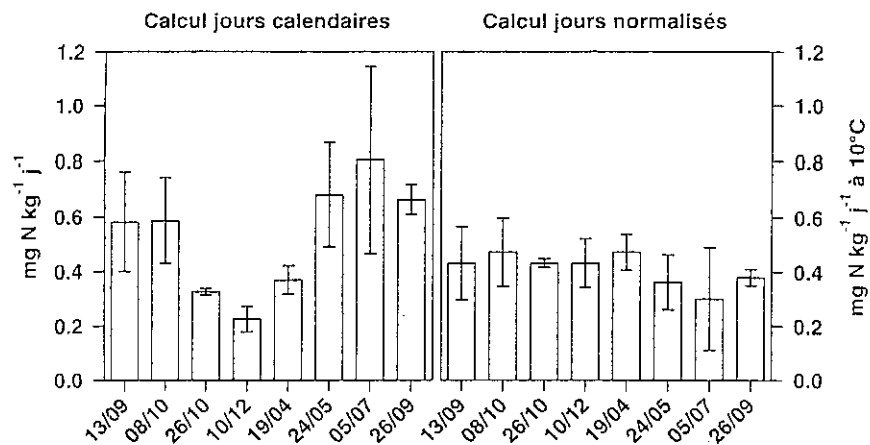


Figure 6. Flux de minéralisation brute mesurés au champ à différentes dates et calculés par rapport à une échelle exprimée en jours calendaires ou en jours normalisés à 10°C et à humidité optimale (d'après Aita, 1996).

Les pratiques culturales

Les pratiques culturales interviennent en modifiant de façon plus ou moins importante les facteurs précédents. La nature des cultures (plantes annuelles ou pérennes par exemple) agit sur la quantité, la nature et le rythme des restitutions organiques notamment par le biais de la rhizodéposition (exsudation racinaire qui peut représenter jusqu'à 15% du carbone photosynthétisé par la plante). Le statut organique du sol agit directement sur l'activité de la biomasse microbienne et à plus ou moins long terme sur la disponibilité de l'azote minéral (Loiseau *et al.*, 1994 ; Houot et Chaussod, 1995). La localisation des résidus (Darwis, 1993) et leur taille (Angers et Recous, 1997) agissent sur le contact avec le sol et les vitesses de transfert des gaz et d'azote minéral jusqu'aux sites de décomposition (Fruit, 1996) et affectent par conséquent la dynamique de décomposition des matières organiques. Le travail du sol modifie la répartition de la matière organique dans le profil et les propriétés physiques des sols et donc les transferts d'eau, de solutés, de chaleur et d'oxygène. La simplification du travail du sol tend ainsi à accroître la matière organique en surface et favoriser la dénitrification (Germon et Taureau, 1991). Enfin, le tassement ralentit la diffusion de l'oxygène dans le sol, et par conséquent modifie l'activité de la biomasse microbienne et la disponibilité de l'azote minéral (Houot *et al.*, 1990).

Méthodes d'estimation de la fourniture d'azote minéral par le sol

Le calcul de la fertilisation azotée des cultures nécessite l'estimation de la fourniture d'azote par le sol. Il est donc impératif de connaître la quantité d'azote qui sera fournie par le sol pendant un intervalle de temps donné, si possible en utilisant une approche relativement simple, fiable et rapide. La plupart du temps, la disponibilité de l'azote du sol est estimée en

mesurant la fourniture nette d'azote. Depuis une trentaine d'années, nombre de méthodes ont été ainsi proposées (Bremner, 1965 ; Keeney, 1982) ; elles peuvent être regroupées en 2 catégories : les méthodes d'estimation de la fourniture réelle au champ et les tests d'appréciation de la fourniture potentielle d'azote réalisés généralement sur des échantillons de terre au laboratoire.

L'estimation de la fourniture d'azote en conditions de champ

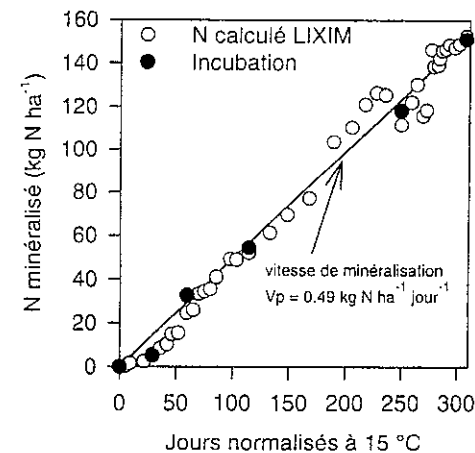


Figure 7. Minéralisation nette au champ d'un sol de craie calculée avec le modèle LIXIM comparée avec la minéralisation nette du même sol mesurée en incubation (INRA Châlons-Reims et Laon, non publié).

La méthode la plus souvent utilisée pour estimer la fourniture d'azote par le sol consiste à mesurer les quantités d'azote prélevées par les plantes à la récolte en absence de fertilisation minérale et organique (parcelles ou témoins N0). Cette approche reste intéressante car elle est simple à mettre en oeuvre et il est ainsi facile d'organiser des réseaux de parcelles à l'échelle d'une région agricole. Elle fournit en général des données de référence relativement intéressantes pour des conditions données, toutefois la fourniture d'azote par le sol est généralement sous-estimée pour plusieurs raisons (Taureau, 1987 ; Jarvis *et al.*, 1996) : (1) l'azote contenu dans les racines, les chaumes ou les feuilles et le matériel végétal retournant au sol au cours de la culture est rarement mesuré ; (2) les pertes d'azote par lessivage, dénitrification ou volatilisation ne sont pas prises en compte ; (3) les enracinements d'une même culture fertilisée ou non ne sont pas obligatoirement identiques. En réalité, l'accès à la minéralisation nette du sol nécessiterait l'établissement d'un bilan où tous les postes seraient précisément estimés (variation du stock d'azote minéral entre début et fin de la période considérée, absorption, pertes par lessivage, minéralisation nette). Enfin, il est par ailleurs difficile d'obtenir une information précise sur la cinétique de minéralisation nette du sol. Une approche dérivée consiste à utiliser un traçage isotopique de l'azote de l'engrais apporté (Recous *et al.*, 1988). Il est alors possible de différencier l'azote de la plante qui provient de l'engrais et de l'azote du sol. C'est une méthode très précise qui présente moins d'inconvénients que la méthode précédente, les plantes étant fertilisées avec des doses réelles.

mais lourde à mettre en place et coûteuse. Enfin, une approche de terrain récente considère l'évolution des quantités d'azote dans le profil de sol en absence de culture. La minéralisation nette du sol entre chaque date de prélèvement est alors calculée au moyen du modèle LIXIM (Mary, 1996) qui prend en compte les quantités d'azote minéral présentes en début et fin de période et le lessivage dont le calcul est effectué selon une approche voisine de celle proposée par Burns (1976).

La minéralisation nette cumulée présentée dans la figure 7 a été ainsi calculée avec LIXIM. Cette approche présente l'avantage de donner accès à la fois aux quantités minéralisées et à la dynamique de minéralisation de l'azote. Néanmoins son inconvénient est la non prise en compte de la plante, la minéralisation globale de l'azote organique du sol pouvant être modifiée par la présence des végétaux (présence d'exsudats racinaires et/ou modification de la température et du profil hydrique du sol).

Les tests de laboratoire

Les techniques de laboratoire visent en réalité soit à déterminer la taille d'un compartiment facilement minéralisable, soit à obtenir un indice de minéralisation qui pourra être directement corrélé à l'azote minéralisé au champ (Catroux *et al.*, 1987). Une première approche consiste à déterminer une quantité d'azote solubilisé par des extractifs chimiques. Ces méthodes présentent l'intérêt d'être rapides et relativement faciles à mettre en oeuvre au niveau d'un laboratoire d'analyse. L'azote est extrait au moyen de réactifs salins, alcalins ou acides de force variable, associés ou non à des oxydants et associés ou non à l'action de la température. L'azote extrait est ensuite supposé représenter ou être relié à l'azote disponible utilisable par les plantes (Menasseri *et al.*, 1994 ; Jarvis *et al.*, 1996). Malgré l'intérêt que peut susciter ces méthodes, aucune n'a été suffisamment testée sur une large gamme de situations pour pouvoir constituer une référence. Une méthode qui peut être rattachée aux approches précédentes concerne la mesure d'une fraction labile de l'azote du sol en utilisant l'électro-ultrafiltration (Mengel, 1991). Cette technique est utilisée en Allemagne et en Autriche pour effectuer les préconisations de la fumure azotée de la betterave. En France elle a toutefois été testée sans succès (Machet *et al.*, 1994).

Une deuxième approche consiste à incuber des échantillons de terre en conditions contrôlées et à déterminer la quantité d'azote minéral produite par la microflore. Diverses conditions expérimentales ont été utilisées (aérobiose ou anaérobiose), les incubations étant de durée variable. Les incubations peuvent être réalisées pendant une courte période (quelques jours à quelques semaines), l'azote minéralisé étant ensuite relié à des résultats obtenus en serre ou au champ. Pour des incubations de longue durée (plusieurs mois), il est également possible d'évaluer l'azote facilement minéralisable du sol au moyen d'un modèle monocompartmental (Stanford et Smith, 1972). Ces incubations de longue durée peuvent être utilisées pour quantifier l'azote minéralisable du sol ou au contraire la disponibilité de l'azote de différents matériaux organiques (Nicolardot *et al.*, 1995). Malgré les conditions expérimentales artificielles (température et humidité constantes, non prise en compte de la plante), les estimations de la minéralisation nette du sol obtenues à l'aide de ces incubations longues simulent bien la minéralisation nette mesurée au champ comme le montre la figure 7. Leur valeur prédictive devra toutefois être confirmée pour diverses conditions où peuvent être confrontées les données de minéralisation nette obtenues au champ et au laboratoire.

Modèles de prévision de l'évolution du carbone et de l'azote

La description de la dynamique de l'azote du sol nécessite des modèles qui peuvent répondre à de multiples objectifs (Nicolardot et Molina, 1994). Certains sont des modèles de connaissance qui présentent un intérêt purement scientifique. Ils cherchent en général à mieux comprendre et à décrire de façon la plus précise possible le fonctionnement du système. Ils permettent également de tester des hypothèses et parfois d'ouvrir de nouvelles possibilités de recherche. D'autres modèles sont enfin à vocation opérationnelle ou décisionnelle et sont utilisés pour le calcul de la fertilisation azotée des cultures.

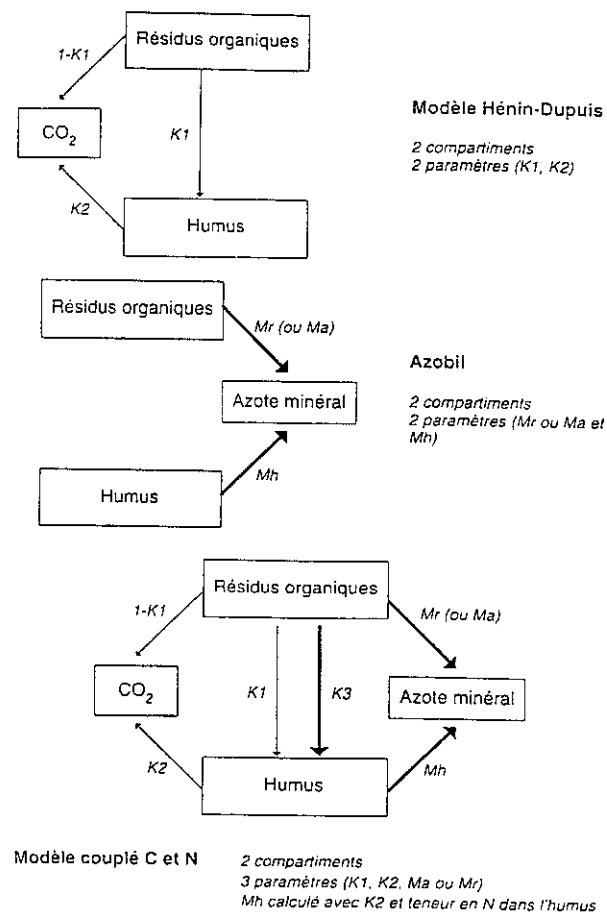


Figure 8. Présentations comparatives du modèle Hémin-Dupuis (1945), de la fonction minéralisation de l'azote du logiciel Azobil et d'un modèle carbone-azote avec 2 compartiments.

Depuis une trentaine d'années, de nombreux modèles ont été proposés pour décrire et rendre compte de la fourniture d'azote par le sol (Molina *et al.*, 1994 ; Mary et Guéris, 1994). Ils varient par leur type et leur complexité et répondent tous à des objectifs bien particuliers. 2 types d'outils seront présentés pour illustrer les approches actuellement disponibles pour calculer la fourniture d'azote par le sol.

- Les modèles simples qui ne considèrent que l'azote. Tel est le cas de la composante « minéralisation de l'azote » du logiciel Azobil (Machet *et al.*, 1990). En réalité cette fonction est dérivée du modèle proposé par Hénin et Dupuis (1945) qui est utilisé pour la prévision du bilan organique des sols. Ce modèle, décrit à la figure 8, comprend 2 compartiments (humus, résidus organiques) et 2 paramètres (coefficient isohumique K1 caractéristique de la composition des résidus organiques et coefficient de minéralisation de l'humus K2). Considéré avec un pas de temps égal à l'année, il ne rend compte que des processus nets d'humification et de minéralisation du carbone de la matière organique.

Azobil peut être considéré comme le parallèle azoté du modèle Hénin-Dupuis (1945). Le terme Mh correspond à la minéralisation de l'azote de la matière organique du sol et est fonction du coefficient K2 et de la teneur en azote organique du sol. Les termes Ma et Mr décrivent respectivement la minéralisation des résidus de récolte et des amendements organiques et dépendent des quantités et du rapport C/N des matières organiques. La valeur de ces termes est généralement trouvée dans des tables dont les données sont issues d'expérimentations. L'effet azote traduit par Mr ou Ma peut être positif (minéralisation nette) ou négatif (organisation nette). Ce modèle est de nature statique puisque les différents termes Mh, Ma et Mr sont évalués pour une période donnée qui correspond généralement à la totalité de la période de culture. Une composante dynamique peut être apportée à ce modèle si le terme Mh est exprimé en fonction du temps. Tel est le cas du modèle LIXIM qui a été utilisé pour simuler les résultats de minéralisation nette présentés à la figure 7 et où la minéralisation du sol est calculée avec un pas de temps journalier. Dans ce cas, la minéralisation de l'azote organique du sol, calculée pour une période donnée, dépend du coefficient K2, de la teneur en azote organique du sol et des valeurs respectives des fonctions température et humidité pour cette même période et dont les évolutions ont été présentées dans la figure 5.

- Les modèles mécanistes plus complexes qui décrivent et simulent une ou plusieurs biotransformations du cycle de l'azote (minéralisation, organisation, dénitrification, etc.). Ils considèrent généralement carbone et azote simultanément et leur complexité dépend du nombre de compartiments organiques considérés.

Chaque compartiment est défini par sa taille, sa stabilité (taux de renouvellement) et sa fonction comme l'illustre la figure 9. La nature de la matière organique du sol (biomasse microbienne, humus...) ou des composés organiques présents dans les résidus (sucres solubles, cellulose, etc...) peut être ainsi prise en considération comme cela est réalisé au niveau de modèles tels que NCSOIL (Molina *et al.*, 1983) ou CANTIS (Neel, 1996). Par contre pour certains modèles, la matière organique n'est pas décrite avec des compartiments mais est considérée comme un continuum (Ågren et Bosatta, 1987). Les flux de carbone et d'azote entre les différents compartiments sont quant à eux décrits à l'aide d'équations d'ordre 1 ou de cinétiques du type Michaelis-Menten. Ces modèles présentent l'avantage d'être dynamiques et sont capables de simuler correctement les processus d'organisation et de minéralisation. La figure 10 présente ainsi la simulation par NCSOIL des dynamiques du carbone et de l'azote, après apport de résidus de maïs marqué au ¹⁴C en présence d'azote nitrique marqué au ¹⁵N, suivies au cours d'une incubation au laboratoire. Ils sont également généralisables car ils peuvent théoriquement simuler le fonctionnement des cycles du carbone

et de l'azote pour diverses conditions ou situations. Le devenir de matières organiques différentes des résidus végétaux, comme par exemple celui des boues de station d'épuration peut ainsi être décrit (Houot *et al.*, 1996b).

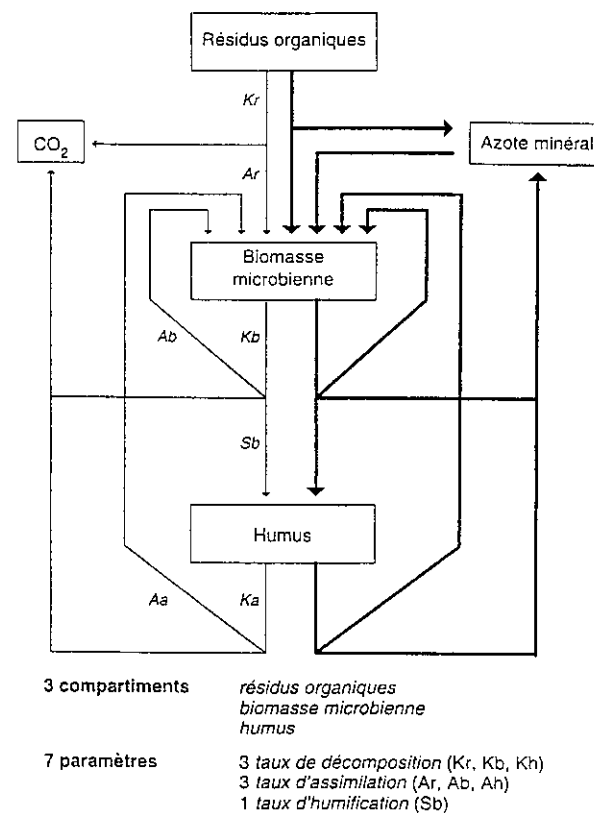


Figure 9. Schéma d'un modèle couplé carbone-azote avec 3 compartiments.

L'inconvénient de ces modèles est constitué par la connaissance de la valeur ou de la gamme de variation de chaque paramètre. En effet la complexité d'un modèle s'accompagne souvent d'une augmentation du nombre de compartiments et de paramètres à prendre en compte (Mary et Houot, 1995). Les figures 8 et 9 montrent ainsi qu'un modèle constitué de 2 compartiments exige la connaissance de 3 paramètres, l'introduction du compartiment biomasse dans ce même modèle nécessitant alors l'introduction de 3 paramètres supplémentaires. En définitive, la difficulté réside dans le fait que tous les éléments d'un modèle mécaniste (compartiments et paramètres) doivent avoir une signification biologique et être accessibles ou mesurables expérimentalement. Enfin ces modèles mécanistes peuvent être intégrés dans des ensembles encore plus complexes qui décrivent alors le devenir de l'azote

dans le système sol-plante-eau. Ce sont par exemple NCSWAP (Molina et Richards, 1984), CERES-Colza (Gabrielle, 1996) ou encore DAISY (Hansen *et al.*, 1991). Ces modèles intégrés sont la plupart du temps difficilement accessibles et constituent encore pour une grande partie d'entre eux des outils dédiés à la recherche.

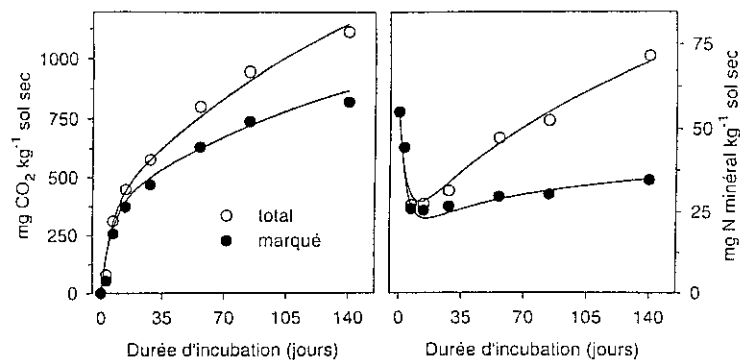


Figure 10. Simulation avec NCSOIL de l'évolution du C et N au cours d'une incubation d'un sol ayant reçu un apport de résidus de maïs marqué au ¹⁴C et en présence d'azote minéral marqué au ¹⁵N. Les symboles représentent les points expérimentaux (d'après Nicolardot et Molina, non publié).

Conclusion

La dynamique de l'azote dans le sol résulte de l'action de processus biologiques et, dans une moindre mesure physico-chimiques, qui agissent de façon parfois concurrente et dont l'intensité dépend à la fois des conditions de milieu, des apports de matière organique, et des pratiques culturales. Des progrès importants ont été réalisés au cours de ces dernières années pour analyser ce système très complexe ; ce sont par exemple une meilleure connaissance des mécanismes de transformation, l'établissement des lois d'action de différents facteurs qui agissent sur ces mécanismes ou encore la mise au point de méthodes utilisées pour mesurer les flux de carbone ou d'azote impliqués lors de ces transformations. Toutefois les progrès les plus importants qui restent à attendre concernent principalement les outils de prévision de la fourniture d'azote par le sol et les matières organiques.

Actuellement, les modèles décisionnels utilisés (du type Azobil) sont des outils relativement statiques qui satisfont globalement l'objectif pour lequel ils ont été conçus, à savoir le conseil de fertilisation azotée. Ils sont par contre insuffisants pour permettre une évaluation des pertes d'azote par lessivage, dénitrification ou encore volatilisation.

Les modèles mécanistes plus dynamiques sont intéressants car ils sont capables d'intégrer la complexité des transformations de l'azote dans le sol et potentiellement utilisables pour des situations très diversifiées. Leur développement est dû pour une grande part aux progrès méthodologiques (développement de méthodes de terrain, méthodes utilisant le traçage isotopique ¹⁵N) et à l'accessibilité aux puissances de calcul numérique (développement de l'informatique). Les concepts constitutifs de ces modèles nécessitent

toutefois un approfondissement des connaissances : (1) au niveau de la compréhension des processus biologiques, il est notamment nécessaire de mieux préciser les relations entre les devenir respectifs du carbone et de l'azote et les flux bruts de minéralisation et d'organisation impliqués lors de la décomposition des matières organiques ; (2) enfin au niveau de la caractérisation de résidus organiques très différents, les caractéristiques définies doivent pouvoir être prises en compte ensuite dans les modèles pour prévoir la dynamique de l'azote du sol après apport de ces produits organiques. En définitive, un travail important de paramétrage reste à entreprendre pour que ces outils qui seront mis à disposition soient suffisamment robustes et soient capables de prédire correctement la dynamique de l'azote pour des situations très variées.

Références bibliographiques

- ÅGREN G.I., BOSATTA E., 1987. Theoretical analysis of the long-term dynamics of carbon and nitrogen in soils. *Ecology*, 68, 1181-1189.
- AITA C., 1996. *Couplage des cycles du carbone et de l'azote dans les sols cultivés : étude, au champ, des processus de décomposition après apport de matière organique fraîche*. Thèse de Doctorat, Université Paris VI, 196 p.
- ANGERS D.A., RECOUS S., 1997. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. *Soil Biology and Biochemistry* (soumis pour publication).
- BERKUM VAN P., 1984. Potential for nonsymbiotic and associative dinitrogen fixation. In : *Nitrogen in crop production*. R.D. Hauck, Ed., ASA-CSSA-SSSA, Madison, 145-163.
- BOUNOLS A., MARTY J.R., BLANCHET R., PUECH R., CHALAMET A., 1987. Alimentation azotée du soja dans différentes conditions culturales : conséquences pour la production et la rotation. In : *Nutrition azotée des légumineuses*. Les colloques de l'INRA, 37, INRA éditions, Paris, 285-292.
- BOUNOLS A., TANGOGNE M., MERRIEN A., BLANCHET R., 1990. L'alimentation azotée des légumineuses à graines dans l'agriculture française actuelle : exemple du soja. *C.R. Acad. Fr.*, 76, 109-115.
- BREMNER J.M., 1965. Nitrogen availability indexes. In : *Methods of soil analysis - Part 2 - Chemical and microbiological properties*. C.A. Black *et al.*, Eds., ASA-SSSA, Madison, 1324-1345.
- BURNS I.G., 1976. Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *Journal of Agricultural Science*, 86, 305-313.
- CATROUX G., CHAUSSOD R., NICOLARDOT B., 1987. Appréciation de la fourniture d'azote par le sol. *C.R. Acad. Fr.*, 73, 71-79.
- CELLIER P., GERMON J.C., HENAULT C., GENERMONT S., 1997. Mécanismes d'émission et quantification des flux d'azote atmosphérique. In : *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, G. Lemaire et B. Nicolardot Eds., série Les Colloques de l'INRA, INRA-Editions, Paris (cet ouvrage).
- CHAUSSOD R., NICOLARDOT B., CATROUX G., CHRETIEN J., 1986. Relations entre les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques de quelques sols cultivés. *Science du Sol*, 2, 213-226.
- CHAUSSOD R., HOUOT S., GUIRAUD G., HETIER J.M., 1988. Size and turnover of the microbial biomass in agricultural soils : laboratory and field measurements. In : *Nitrogen efficiency in agricultural soils* (D.S. Jenkinson, K.A. Smith, eds), Elsevier Applied Science, London, 312-326.
- CHAUSSOD R., BREUIL M.C., IMBERT C., 1993. Résultats de la campagne 1992. In : *Observatoire Agriculture Environnement en Saône et Loire - Bilan de campagne 1992* (F. Kockmann, Ed.), Chambre d'Agriculture de Saône et Loire, Macon.
- DARWIS D., 1993. *Effet des modalités de gestion de la paille de blé sur l'évolution du carbone et de l'azote au cours de sa décomposition dans le sol*. Thèse de doctorat, INA-PG, 196 p.
- DELPIN J.E., 1986. Evaluation du pouvoir minéralisateur de sols agricoles en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques. *Agronomie*, 6, 453-458.
- FRUIT L., 1996. *Effet de la localisation des résidus végétaux et de leur contact avec le sol sur les biotransformations du carbone et de l'azote*. Mémoire de DEA, Université Claude Bernard Lyon 1, 28 p.
- GABRIELLE B., 1996. *Modélisation des cycles des éléments eau-carbone-azote dans un système sol-plante, et application à l'estimation des bilans environnementaux des cultures*. Thèse de doctorat, Ecole Centrale de Paris, 105 p.
- GERMON J.C., TAUREAU J.C., 1991. Simplification du travail du sol et transformations de l'azote - Conséquences sur le lessivage des nitrates. *Perspectives Agricoles*, 162, 40-51.
- GIBSON A.H., ROPER M.M., HALSALL D.M., 1988. Nitrogen fixation not associated with legumes. In : *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems*. J.R. Wilson, Ed., CAB International, Wallingford, 66-88.

- HANSEN S., JENSEN H.E., NIELSEN N.E., SVENDSEN H., 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fertilizer Research*, 27, 245-259.
- HENIN S., DUPUIS M., 1945. Essai de bilan de la matière organique des sols. *Annales Agronomiques*, 15, 17-29.
- HOUOT S., MORDELET P., TARDIEU F., MOLINA J., 1990. Effets du tassement et de la teneur en eau du sol sur la biomasse microbienne et la libération d'azote minéral. In : *Nitrates, agriculture, eau* (R. Calvet, Ed.), INRA, Paris, 201-207.
- HOUOT S., CHAUSSOD R., 1995. Impact of agricultural practices on the size and activity of the microbial biomass in a long-term field experiment. *Biology and Fertility of Soil*, 19, 309-316.
- HOUOT S., CADOT L., GNANALINGAM V., 1996a. Variations with pedoclimatic conditions of an anaerobically digested liquid sewage sludge C mineralization and its N-NO₃⁻ availability. In : *Proceedings of the International conference on modern agriculture and environment*, Rehovot (Israel), (sous presse).
- HOUOT S., CADOT L., MOLINA J.A.E., 1996b. Simulation by NCSWAP of the nitrogen dynamics under crop amended with sewage sludge in two soils. *Plant and Soil* (sous presse).
- JARVIS S.C., STOCKDALE E.A., SHEPHERD M.A., POWLSON D.S., 1996. Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils : processes and measurement. *Advances in Agronomy*, 57, 188-235.
- KEENEY D.R., 1982. Nitrogen - Availability indices. In : *Methods of soil analysis - Part 2 - Chemical and microbiological properties, second edition* (A.L. Page et al., Eds.), ASA-SSSA, Madison, 711-733.
- KÖCKMANN F., FABRE B., CHAUSSOD R., 1990. Le chaulage en limons battants. *Perspectives Agricoles*, 144, 37-48.
- LOISEAU P., CHAUSSOD R., DELPY R., 1994. Soil microbial biomass and in situ nitrogen mineralization after 20 years of different nitrogen fertilization and forage cropping systems. *European Journal of Agronomy*, 3, 327-332.
- LAFOLIE F., NEEL C., 1997. Migration du NO₃⁻ dans la zone non saturée et impacts sur la qualité des eaux souterraines. In : *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, G. Lemaire et B. Nicolardot Eds., série les Colloques de l'INRA, INRA-Éditions, Paris(cet ouvrage).
- LEMAIRE G., GASTAL F., PLENET D., LE BOT J., 1997. Le prélèvement d'azote par les peuplements végétaux et la production des cultures. In : *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, G. Lemaire et B. Nicolardot Eds., série les Colloques de l'INRA, INRA-Éditions, Paris(cet ouvrage).
- MACHET J.M., DUBRULLE P., LOUIS P., 1990. Azobil : a computer program for fertilizer N recommendations based on a predictive balance sheet method. In : *Proceedings of the First congress of the European Society of Agronomy*, S2-21.
- MACHET J.M., DUVAL R., JAOUEN V., SERVAN F., 1994. Les recommandations d'azote pour la culture betteravière en France : comparaison de la méthode du bilan prévisionnel et de la méthode EUF. In : *Comptes Rendus du 57^{ème} congrès de l'Institut International de Recherches Betteravières*, Bruxelles, 305-319.
- MARY B., 1996. *Notice de description du modèle LIXIM*. INRA, Laon, 25 p.
- MARY B., GUERIF J., 1994. Intérêts et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote dans le sol. *Cahiers Agricultures*, 3, 247-257.
- MARY B., HOUOT S., 1995. Comparaisons de modèles de complexité croissante : Les modèles de transformation de la matière organique des sols. In : *Comptes rendus du colloque " La modélisation de systèmes dynamiques biologiques "*, INRA, Toulouse, 38-55.
- MARY B., RECOUS S., 1995. Modélisation des flux d'azote dans les sols. Mesure par traçage isotopique ¹⁵N. In : *Utilisation des isotopes stables pour l'étude du fonctionnement des plantes*, Les Colloques de l'INRA, 70, 277-297.
- MENASSERI S., HOUOT S., CHAUSSOD R., 1994. Field test of biological and chemical methods for estimating soil nitrogen supply in a temperate climate. *European Journal of Agronomy*, 3, 273-279.
- MENGEL K., 1991. Available nitrogen in soils and its determination by the "N min-method" and by Electroultrafiltration (EUF). *Fertilizer research*, 28, 251-262.
- MOLINA J.A.E., CLAPP C.E., SHAFER M.J., CHICHESTER F.W., LARSON W.E., 1983. NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil : description, calibration, and behavior. *Soil Science Society of America Journal*, 47, 85-91.
- MOLINA J.A.E., RICHARDS K., 1984. *Simulation model of the nitrogen and carbon cycle in the soil-water-plant system* : NCSWAP. Soil Series 116, Department of Soil Science, University of Minnesota, 37 p.
- MOLINA J.A.E., NICOLARDOT B., HOUOT S., CHAUSSOD R., CHENG H.H., 1994. Biologically active soil organics : a case of double identity. In : *Defining soil quality for a sustainable Environment*, SSSA special publication no. 35, Soil Science Society of America, Madison, 169-177.
- NEEL C., 1996. *Modélisation couplée du transfert et des transformations de l'azote : paramétrisation et évaluation d'un modèle en sol nu*. Thèse de Doctorat, Université Paris VI, 254 p.
- NICOLARDOT B., 1988. Evolution du niveau de biomasse microbienne du sol au cours d'une incubation de longue durée : relations avec la minéralisation du carbone et de l'azote organique. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 25, 287-304.

- NICOLARDOT B., CHAUSSOD R., GERMON J.C., 1989. Influence of available carbon on biological transformations of nitrogen in agricultural soils. In : *Recent advances in microbial ecology - Proceedings of the 5th International Symposium on microbial Ecology*, T. Hattori et al., Eds. Japan Scientific Societies Press, Tokyo, 164-168.
- NICOLARDOT B., MOLINA J.A.E., 1994. Using models to predict nitrogen mineralization in soil. In : *Proceedings of the symposium " Nitrogen mineralization in agricultural soils "*, AB-DLO, Haren, 241-243.
- NICOLARDOT B., FAUVET G., CHENEY D., 1994. Carbon and nitrogen cycling through soil microbial biomass at various temperatures. *Soil Biology and Biochemistry*, 26, 253-261.
- NICOLARDOT B., LAGACHERIE B., DENYS D., MARIOTTI M., 1995. Decomposition of ¹⁵N labelled catch crop residues in soil : evaluation of N mineralization and plant N-uptake potentials under controlled conditions. *European Journal of Soil Science*, 46, 115-123.
- RECOUS S., 1994. Réponse des matières organiques des sols aux changements atmosphériques globaux. II. Effet de la température sur la minéralisation d'un résidu végétal (maïs) et de la matière organique des sols. In : *Les dossiers de l'Environnement de l'INRA*, 8, INRA Editions, Paris, 81-85.
- RECOUS S., FRESNEAU C., FAURIE G., MARY B., 1988. The fate of labelled ¹⁵N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop. I. Nitrogen transformations in soil. *Plant and Soil*, 112, 205-214.
- RECOUS S., ROBIN D., DARWIS D., MARY B., 1995. Soil inorganic N availability : effect on maize residue decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 27, 1529-1538.
- RECOUS S., AITA C., MARY B., 1996a. In situ dynamics of gross N transformation in bare and straw-amended soil. In : *Proceedings 9th Nitrogen workshop*, Technische Universität Braunschweig, Germany, 55-58.
- RECOUS S., NICOLARDOT B., SIMON J.C., 1996b. Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines. In : *L'eau dans les agrosystèmes*. Collection « Mieux comprendre », INRA Editions, Paris (sous presse).
- REMY J.C., MARIN-LAPLECHE A., 1976. L'entretien organique des terres. *Entreprises agricoles*, novembre, 63-67.
- ROBIN D., 1994. *Effet de la disponibilité de l'azote sur les flux bruts de carbone et d'azote au cours de la décomposition des résidus végétaux dans les sols*. Thèse de Doctorat, INA-PG, 201 p.
- RODRIGO A., RECOUS S., MARY B., 1997. Effects of moisture and temperature on microbial processes in soils : comparison of nine simulation models. *Ecological modeling* (soumis pour publication).
- STANFORD G., SMITH S.J., 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, 36, 465-472.
- TAUREAU J.C., 1987. Evaluation de l'offre du milieu en azote. *Perspectives Agricoles*, 115, 43-69.
- WATANABE J., DE DATTA S.K., ROGER P.A., 1988. Nitrogen cycling in wetland rice soils. In : *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems*, J.R. Wilson, Ed., CAB International, Wallingford, 239-256.