

Intérêt environnemental de la betterave fourragère

T. Morvan¹, V. Alard², L. Ruiz³

Il est avéré que le retournement des prairies permanentes présente des risques pour l'environnement. Certaines cultures à implanter limiteraient-elles ces risques de lessivage de nitrate ? Qu'en est-il exactement avec la betterave fourragère ?

RESUME

Dans les systèmes de production herbagers, la destruction de la prairie génère un risque de pollution important. Ce risque environnemental varie selon la culture placée en tête de rotation, et apparaît notablement diminué lorsqu'une betterave est implantée après la prairie. Nous avons en effet constaté que sa forte capacité d'absorption peut égaler la minéralisation de l'azote consécutive au retournement. D'autre part, le risque de lessivage associé à la minéralisation des résidus de betterave est modéré. Une approche par simulation des pertes en azote nitrique de 3 successions culturales : prairie / betterave / blé, prairie / maïs / blé, et prairie (retournée à l'automne) / blé / blé conduit à des pertes respectives de 110, 270 et 240 kg N-NO₃/ha pour les 2 ans de culture cumulés, et confirme l'intérêt de la betterave.

* Les travaux présentés dans cet article ont été réalisés dans le cadre du programme Système Terre et Eau (INRA-CEDAPA, 1999).

MOTS CLES

Arrière-effet, azote minéral, betterave fourragère, blé, lessivage, maïs, retournement des prairies, rotation culturale.

KEY-WORDS

After-effects, crop succession, forage beets, leaching, maize, mineral nitrogen, ploughing-up of pastures, wheat.

AUTEURS

1 : INRA-USARQ, 65, rue de Saint-Brieuc, F-35042 Rennes cedex ; morvan@rennes.inra.fr

2 : CEDAPA, BP 332, F-22193 Plérin cedex

3 : INRA-USARQ, 4, allée Stang Vihan, F-29000 Quimper

Dans les systèmes de production herbagers, les cultures annuelles succèdent à une prairie temporaire dont la durée d'exploitation varie de 4 à 8 ans selon les systèmes. Or, la destruction de la prairie pose un problème environnemental important, car il est clairement établi que les quantités d'azote libérées par minéralisation peuvent excéder 400 kg N/ha, en l'espace de quelques mois, et être ainsi très supérieures aux besoins de la culture succédant à la prairie (Decau et Salette, 1993 ; Vertes, 1999).

Il est important dans ce contexte de chercher à définir les stratégies permettant de minimiser les fuites de nitrate après la destruction de la prairie, ce qui suppose de répondre aux questions suivantes :

- A quel moment faut-il détruire la prairie ? Les réponses sont-elles différentes selon que la destruction de la prairie est chimique ou mécanique ?
- Le choix des cultures influence-t-il le bilan environnemental de la rotation ?
- Comment gérer les effluents d'élevage, traditionnellement apportés en tête de rotation, et dont on peut supposer qu'il s'agit d'une pratique " à risque " ?

Dans cet article, nous abordons essentiellement le deuxième point et mettons en évidence le " gain environnemental " qui découle du choix de la betterave fourragère en tête de rotation.

Des observations préalables au travail expérimental présenté, et réalisées sur un réseau de parcelles, tendaient en effet à établir que le risque de pollution semblait notablement diminué lorsqu'une betterave était implantée après la destruction de la prairie : les reliquats post-culturels étaient en effet faibles après cette culture, mais les mesures effectuées sur les résidus de culture mettaient par ailleurs en évidence de fortes restitutions d'azote par les feuilles (130 kg N/ha en moyenne). Une démarche expérimentale a donc été engagée pour caractériser et confirmer l'intérêt environnemental de la betterave, comparativement à d'autres cultures.

1. Matériels et méthodes

* Caractérisation des dynamiques de minéralisation de l'azote d'une prairie et d'absorption d'azote par la betterave fourragère

La minéralisation de l'azote après retournement d'une prairie de ray-grass anglais - trèfle blanc a été estimée à partir de mesures fréquentes de profils d'azote nitrique (2 à 3 semaines entre deux prélèvements) sur une parcelle maintenue en sol nu d'avril 1997 à février 1998. Les flux de minéralisation ont été calculés avec le modèle LIXIM (Mary *et al.*, 1999) pour chaque intervalle de temps.

La prairie étudiée présente un niveau de productivité relativement élevé, estimé à 550 journées de pâturage par hectare l'année précédant le retournement, permis par un très bon potentiel de sol (sablo-limoneux profond) et un pourcentage de trèfle assez élevé (55%). Le retournement de la prairie a été réalisé mi-avril 1997, tel qu'on le pratique habituellement avant implantation d'une culture de printemps, par deux passages de tillers, d'un rotavator (14 avril) et d'un labour (16 avril).

Un semis de betterave fourragère a été réalisé en avril 1997 (tableau 1) sur une zone de cette même parcelle ; des mesures de biomasse et de teneurs en azote des parties aériennes et souterraines ont été effectuées à 7 dates et ont permis de caractériser la dynamique d'absorption d'azote par la plante.

Tableau 1 : Itinéraires techniques pris en compte pour les simulations.

Table 1 : Cultivation processes taken into account by the simulations.

Année après retournement	Première année			2 ^e année
	Maïs	Betterave	Blé 1	Blé 2
Retournement de la prairie	mi-avril	mi-avril	fin novembre	-
Date semis	mi-avril	mi-avril	fin novembre	fin novembre
Fertilisation azotée (kg N/ha)	0	0	0	0
Récolte	début octobre	mi-novembre	fin juillet	fin juillet

* Caractérisation de la dynamique de minéralisation de l'azote des résidus de betterave

La minéralisation de l'azote de deux échantillons de résidus de betterave fourragère (collectés sur deux parcelles) a été étudiée au laboratoire, sur 3 sols, en conditions contrôlées de température (15°C) et d'humidité (ajustée pour chaque sol à 85% de sa capacité au champ). Les teneurs en carbone (C) et en azote (N) des deux résidus se sont finalement avérées peu différentes ; les teneurs en N sont en effet égales à 2,48 et 2,17%, et leur rapport C/N est faible (10,5 et 11,1).

En revanche, les sols étudiés diffèrent fortement par leur teneur en matière organique et en azote organique (tableau 2). Le sol 1 provient de l'horizon de surface d'un sol de limon éolien caractéristique des sols du Bassin de Rennes. Les sols 2 et 3, collectés à Plessala et Trémargat (Côtes-d'Armor), sont représentatifs de sols limoneux profonds et sableux superficiels développés respectivement sur schiste et granite.

Tableau 2 : Simulation des valeurs minimales et maximales de minéralisation de l'azote des résidus de culture de betterave, au cours de l'hiver.

Table 2 : Simulation of the minimum and maximum values of N mineralization of beet residues during winter.

	Sol 1 (limon éolien)	Sols 2 et 3 (sols organiques limoneux ou sablo-limoneux)
Taux de minéralisation (%)		
Hiver froid	28	19
Hiver doux	32	23
Quantités d'azote minéralisées* (kg N/ha)		
Hiver froid	37	24
Hiver doux	41	30

*calculées à partir des quantités N moyennes restituées par les résidus de culture (130 kg N/ha)

* Approche comparée du risque environnemental pour 3 successions culturales

L'objectif final de notre démarche était de comparer les ordres de grandeur de lessivage obtenus pour les trois principales rotations rencontrées sur le réseau, en focalisant nos estimations sur la période la plus risquée, celle qui suit le retournement de prairie. Trois successions culturales ont été étudiées :

- Prairie / Betterave / Blé
- Prairie / Maïs / Blé
- Prairie / Céréale / Blé

Les pertes en azote nitrique ont été calculées par le modèle STICS (Brisson *et al.*, 1998) ; les simulations ont été réalisées sur les deux années de mise en culture, et s'arrêtent à la récolte de la culture de deuxième année. Le lessivage d'azote au cours du 3^e hiver n'a donc pas été pris en compte, mais on peut le supposer faible, dans le cas d'un semis précoce de la prairie succédant au blé.

Les flux de minéralisation de l'humus, des résidus des cultures de blé et de maïs, ainsi que les vitesses de croissance et d'absorption d'azote de ces deux cultures ont été calculés avec les valeurs " standard " des paramètres du modèle. La minéralisation liée au retournement de prairie et l'absorption d'azote par la betterave fourragère ont fait l'objet d'un paramétrage, par ajustement du modèle aux résultats expérimentaux acquis.

L'itinéraire technique suivi pour chacune des cultures est donné par le tableau 1. Les simulations ont été effectuées sur 2 sols représentatifs de la couverture pédologique régionale. Trois scénarios climatiques ont été considérés, avec pour objectif principal d'obtenir des pluviométries hivernales faibles, moyennes et fortes.

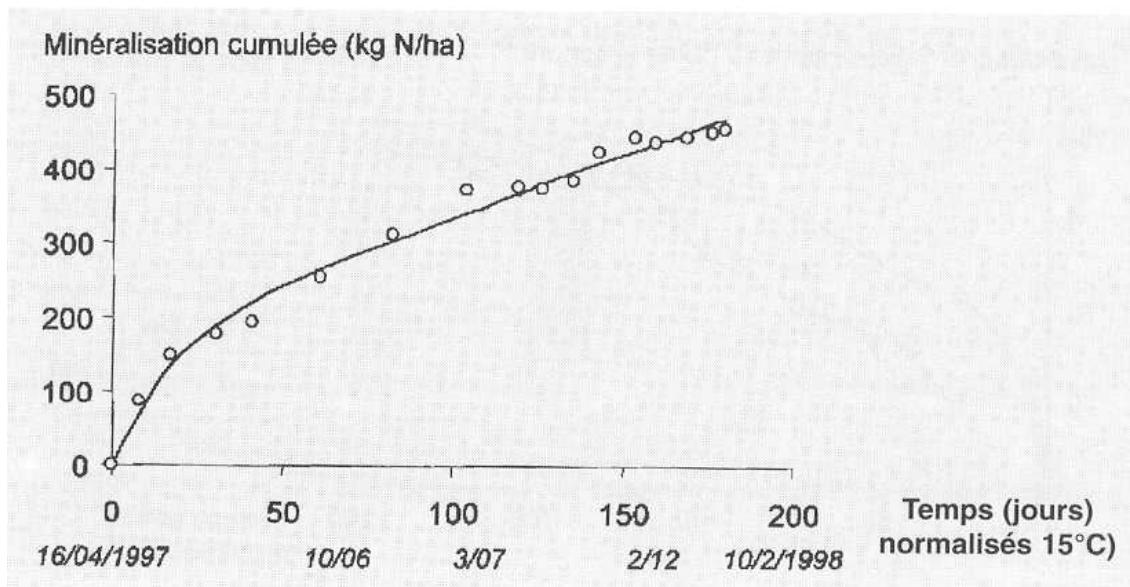
2. Résultats et discussion

* Minéralisation de l'azote d'une prairie ray-grass anglais - trèfle blanc et absorption d'azote par la betterave fourragère

La destruction de la prairie temporaire a entraîné une forte activité de minéralisation au cours des mois suivant le retournement (figure 1) : les quantités d'azote minéralisées représentent en effet 455 kg N/ha entre avril 1997 et février 1998, et nous constatons que les vitesses de minéralisation sont particulièrement élevées durant les 30 premiers jours normalisés. De ce fait, la disponibilité du sol en azote minéral a été largement suffisante pour couvrir les besoins en azote de la culture de printemps. *Nous montrons ainsi que l'apport d'effluents pour pallier une éventuelle "faim d'azote" de la culture en début de cycle végétatif n'est pas justifié, même dans le cas d'une destruction tardive de la prairie.*

Figure 1 : Evolution de la minéralisation de l'azote consécutive à la destruction d'une prairie ray-grass anglais - trèfle blanc.

Figure 1 : Dynamics of N mineralization after the destruction of a Perennial ryegrass/White clover ley.

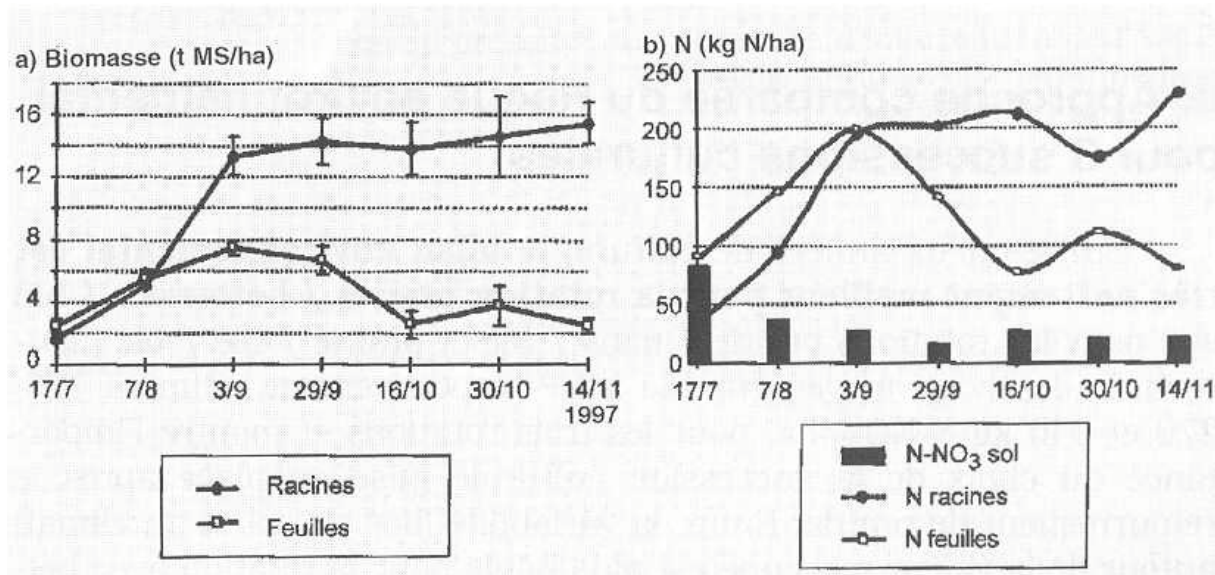


Les résultats présentés en figure 2 confirment la forte capacité d'absorption estivale de l'azote par la betterave fourragère : la plante avait déjà absorbé 125 kg N/ha dès la mi-juillet ; les quantités maximales d'azote prélevées par la plante, égales à 400 kg N/ha, ont été mesurées début septembre, avec une répartition égale dans les feuilles et les racines. La quantité d'azote absorbée était proche, à cette date, de la quantité d'azote minéralisée par la prairie. Les quantités très faibles d'azote nitrique mesurées dans le sol (moins de 40 kg N/ha dans tout le profil dès le début du mois d'août) confirment l'aptitude de la betterave à piéger les quantités importantes d'azote libérées par la minéralisation de la prairie.

La sénescence d'une partie des feuilles de betterave entre septembre et octobre s'est traduite par une diminution progressive des quantités d'azote présentes dans la plante entière, qui se sont stabilisées autour de la valeur de 300 kg N/ha à partir de la fin septembre. Le devenir de l'azote des feuilles sénescentes n'a pas été étudié et pose question ; nous n'avons cependant pas observé d'accroissement significatif des quantités d'azote minéral entre fin septembre et mi-novembre, ce qui laisserait supposer une faible contribution de la minéralisation de ces feuilles sénescentes au compartiment d'azote minéral.

Figure 2 : Evolution a) de la biomasse aérienne et racinaire de la betterave, b) des quantités d'azote prélevées par la plante et des quantités d'azote nitrique dans le profil de sol.

Figure 2 : Changes a) in the above-ground and root biomass of beets, b) in the amounts of nitrogen taken up by the plants and of nitrate nitrogen over the soil profile.

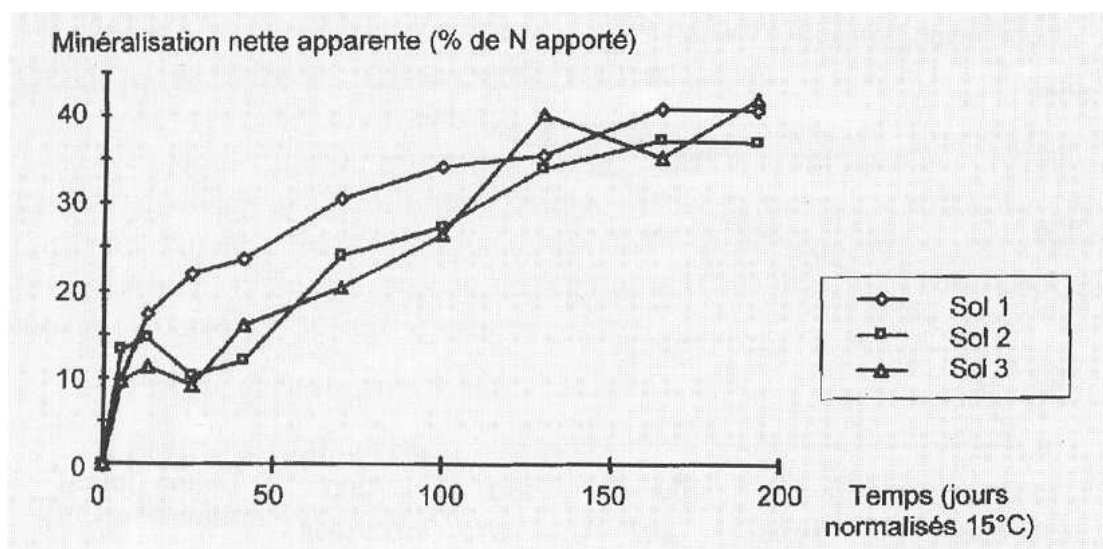


* Risque de pollution lié à la minéralisation de l'azote des résidus de betterave

L'incorporation des verts de betterave entraîne une importante activité de minéralisation de l'azote au cours des 30 premiers jours, suivie d'un fort ralentissement (figure 3). Les taux de minéralisation de l'azote mesurés en fin d'expérience ne diffèrent pas significativement entre sols, et représentent alors en moyenne 40% de l'azote apporté. Ces résultats indiquent une minéralisation rapide, mais partielle, de l'azote des résidus de culture de betterave.

Figure 3 : Minéralisation de l'azote de 2 résidus de culture de betterave fourragère, pour 3 sols (les données des deux résidus sont regroupées).

Figure 3 : Nitrogen mineralization from 2 fodder beet residues in 3 soils (data from the two residues grouped).



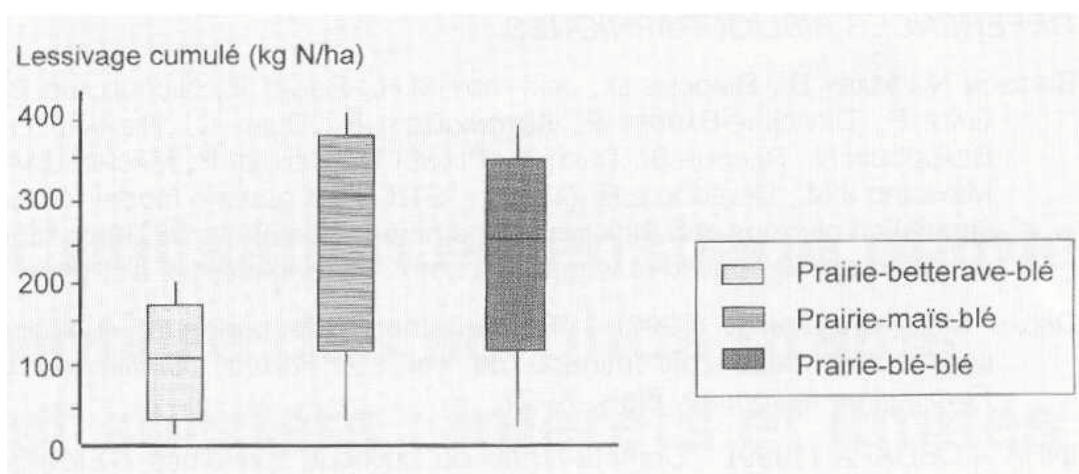
Pour transposer ces résultats au champ à l'échelle de la parcelle, nous avons paramétré le module "résidus" du modèle STICS, par ajustement du modèle aux données expérimentales ; la qualité de l'ajustement étant satisfaisante, elle a permis d'utiliser le modèle pour calculer le flux de minéralisation des résidus au cours de l'hiver, dans différentes situations pédoclimatiques. Ce flux a été simulé pour un hiver doux et un hiver froid, avec les données climatiques de la station météorologique de La Verrière (Le Rheu, Ille-et-Vilaine) de 1991 à 1997 ; nous avons fait l'hypothèse que le risque maximal de lessivage correspond à la minéralisation calculée entre la mi-novembre et la mi-mars (tableau 2). Les valeurs de minéralisation nette calculées ne dépassent pas 40 kg N/ha sur cette période. De ce fait, le risque de lessivage associé à la minéralisation de ces résidus apparaît modéré.

* Approche comparée du risque environnemental pour 3 successions culturales

Sur les deux années de culture, le bilan environnemental est très nettement meilleur pour la rotation prairie / betterave / blé que pour les rotations prairie / maïs / blé et prairie / blé / blé (figure 4). Le lessivage moyen cumulé a été respectivement estimé à 110, 270 et 240 kg N-NO₃/ha, pour les trois rotations et montre l'importance du choix de la succession culturale mise en place après le retournement de prairie. Enfin, la variabilité (liée au sol et au climat) autour de la valeur moyenne est plus faible pour la rotation avec betterave, ce qui traduit la bonne "robustesse" de cette succession vis-à-vis du risque environnemental.

Figure 4 : Représentation de la distribution des quantités cumulées d'azote lessivé au cours des deux années de culture.

Figure 4 : Distribution of the cumulated amounts of leached N during the two cropping years.



Conclusion

Compte tenu de la destruction de la prairie et des pratiques de fertilisation observées notamment sur cultures de printemps, les cultures annuelles réalisées dans le cadre d'une rotation de type herbager se situent dans un contexte de risque élevé de pollution nitrique. Nous constatons cependant la bonne "efficacité" de la succession culturale "prairie / betterave / blé / prairie" dans la prévention et la limitation du risque environnemental, comparativement à deux autres successions culturales.

Le risque de pollution nitrique s'accroît en effet considérablement lorsque la betterave est remplacée par le maïs, ou lorsque la culture de printemps est remplacée par une céréale : dans le premier cas, le principal problème est dû au plafonnement des quantités d'azote absorbées par le maïs à des valeurs comprises entre 170 et 200 kg N/ha, en situation non irriguée. Dans le second cas, le retournement de la prairie à l'automne entraîne un risque élevé de lessivage dès l'hiver qui suit le retournement ; en outre, les besoins en azote de la céréale ne

coïncident pas avec la dynamique de minéralisation de la prairie, ce qui génère un reliquat nitrique important l'automne suivant, que la deuxième céréale, semée vers la mi-novembre, n'est pas en mesure de résorber pendant l'hiver.

Travail présenté aux Journées d'information de l'A.F.P.F.
"Fourrages annuels et environnement",
les 28 et 29 mars 2000.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M.H., Ruget F., Nicoullaud B., Gate P., Devienne-Barret F., Antonioletti R., Durr C., Richard G., Beaudouin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Mchet J.M., Meynard J.M., Delécolle R. (1998) : "STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parametrization applied to wheat and corn", *Agronomie*, 18, 311-346.

Decau M.L., Salette J. (1993) : "Retournements de prairie et évolution consécutive de l'azote minéral du sol", *5e Forum Comifer de la Fertilisation raisonnée*, Blois, 71-77.

INRA - CEDAPA (1999) : μ Compte-rendu du colloque Systèmes d'Élevage Herbagers Autonomes en Bretagne, 29-30 avril, Conseil Général des Côtes-d'Armor.

Mary B., Beaudouin N., Justes E., Mchet J.M. (1999) : "Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model", *European J. of Soil Sci.*, 50, 549-566.

Vertes F., Laurent F., Recous S., Leterme P., Mary B. (1999) : "Nitrogen mineralization under bare soils after the destruction of grazed pastures", *Proc. British Soil Soc., Sustainable Management of Organic matter*, Edimbourg, septembre 1999, sous presse.

SUMMARY

Environmental interest of fodder beets

The ploughing-up of pastures involves certain risks for the environment. Is it possible to limit the risks of nitrate leaching by establishing certain crops immediately afterwards ? What is actually the case with fodder beets ?

A fodder beets crop was established after ploughing up a Perennial ryegrass/white clover ley. After 10 months, 455 kg N/ha had been mineralized ; the uptake capacity of beets is considerable : from 400 kg N/ha at the beginning of September, it levels to 300 kg at the end of September. The rate of N mineralization of the beet crop residues, as assessed in the laboratory, was 40%. The nitrate losses were estimated by simulation for three crop successions : ley/beet/wheat ; ley/maize/wheat ; and ley (ploughed in autumn)/wheat/wheat ; they amounted respectively to 110, 270 and 240 kg NO₃-N/ha for the 2 cumulated cropping years.