

INCIDENCE DU MODE DE COUVERTURE DU SOL SUR LA FOURNITURE EN AZOTE DES SOLS DE VIGNE EN CHAMPAGNE

EFFECT OF SOIL COVERING ON NITROGEN AVAILABILITY OF VINEYARDS SOILS IN CHAMPAGNE AREA

P. THIEBEAU*, Ch. HERRE*, Anne-France DOLEDEC**,
A. PERRAUD**, L. PANIGAI**, B. MARY*** et B. NICOLARDOT*1

*INRA Unité d'Agronomie de Laon-Reims-Mons, 2 Esplanade R. Garros,
BP 224, 51686 Reims cedex 2, France

**CIVC, 5 rue H. Martin, 51200 Épernay (France)

***INRA Unité d'Agronomie de Laon-Reims-Mons, rue F. Christ,
02007 Laon cedex, France

Résumé : Nous avons étudié l'incidence du mode de couverture du sol (sol nu, apport d'écorces ou de composts, enherbement) sur la fourniture en azote du sol de plusieurs vignobles expérimentaux en Champagne. La minéralisation nette d'azote par ces sols au cours de l'automne et de l'hiver va de 9 à 45 kg N ha⁻¹, sur une période de 118 à 182 jours. La vitesse de minéralisation correspondante, exprimée en « jours normalisés » (correspondant à une température constante de 15 °C et une humidité à la capacité au champ) est de 0.15 à 0.82 kg N ha⁻¹ j⁻¹ normalisé, tous traitements témoins confondus. La minéralisation n'est pas significativement affectée par les apports de produits organiques, sauf dans le cas des apports les plus anciens, les modifications étant fonction de la nature et des doses de produits organiques apportés.

Abstract : We studied the effect of soil cover (bare soil, mulch of barks or composted organic materials, grass cover) on soil N dynamics in various experimental vineyards located in Champagne area (France). Soil cores were sampled periodically to measure water and mineral N in soil profile during autumn and winter. These measurements were used in a simple dynamic model (LIXIM) to calculate nitrate leaching and N mineralization. N mineralization potential of soils were also determined in laboratory incubations in controlled conditions. In most sites, soil inorganic N contents (0-75 cm) varied between 20 and 60 kg N ha⁻¹, depending of the season. Soil inorganic N in plots receiving barks or composted barks or covered with grass did not differ significantly from control plots. Higher amounts of inorganic N were found in soils amended with refuse compost, peat or mixed compost (barks + farmyard manure) or composted farmyard manure. The model indicated that N leached varied from 8 to 77 kg N ha⁻¹ and that the mean nitrate concentration in drained water was less than 50 mg NO₃⁻ L⁻¹ except for plots receiving refuse compost or bark + farmyard manure compost. The calculated N mineralization varied from 9 to 45 kg N ha⁻¹ over the autumn-winter period, i.e. 118 to 182 days. The N mineralization rate (Vp), expressed per 'normalised day' i.e. day at 15°C and field capacity, varied from 0.15 to 0.82 kg N ha⁻¹ nd⁻¹, including all sites and experimental treatments. Effect of organic matter addition on Vp was only observed for long-term experimental sites where large amounts of organic nitrogen had been added to soil using peat, refuse compost or compost mixtures with barks and farmyard manure. The Vp values measured in laboratory incubations showed the same trends and were in the same order of magnitude than those calculated with LIXIM model using *in situ* data. In average, the values measured in laboratory incubations underestimated the actual N mineralization in field conditions. The model was used to predict N mineralization and inorganic N in soil during the vegetative period using Vp values. It allowed to estimate the N uptake by vine: 10 ± 5 kg N ha⁻¹ at flowering and 57 ± 5 kg N ha⁻¹ over the whole growing period. These results show that soil N availability was sufficient to feed the vine during the whole growing period and that no inorganic N fertilisation was necessary, even in the grass covered soil. In this soil, water availability is probably the limiting factor when depressive effects are observed. On the long-term, it is necessary to manage the amount and quality of added organic matter since organic inputs may modify N availability and therefore vine behaviour, wine quality and environmental risks.

Key words : vineyard, soil, organic matter, inorganic N, mulch

Mots clés : vigne, sol, matière organique, azote minéral, couverture du sol

INTRODUCTION

Les apports de matière organique en sols de vigne ont pour objectifs d'apporter des éléments fertilisants nécessaires au développement de la plante, de maintenir ou améliorer le statut organique des sols (HUGLIN et SCHNEIDER, 1998) et de limiter l'érosion des sols et favoriser la portance du sol avec des apports réalisés en surface (BALLIF, 1990). En Champagne, BALLIF *et al.* (1995) ont montré que, pour des sols couverts de composts urbains ou d'écorces fraîches broyées fibreuses, le ruissellement est nettement plus faible que pour un sol sans apport, ce qu'ont également montré des études conduites en Suisse (RIVA, 1973 in WEINZAEPFLEN *et al.*, 2000) et en Allemagne (RICHTER, 1980 ; EMDE, 1992). Toutefois, ces produits organiques se décomposent et leurs effets sur l'érosion des sols s'atténuent au cours du temps, ce qui conduit à renouveler les apports de surface. Ces apports organiques ont également une incidence sur la disponibilité de l'azote minéral du sol qui a des effets sur la nutrition azotée de la vigne et la qualité des moûts (SPAYD *et al.*, 2000 ; WHEELER et PICKERING, 2003) ainsi que sur la teneur en nitrate des eaux de ruissellement ou de lessivage (BALLIF *et al.*, 1995 ; ERHART et HARTL, 2002). À moyen ou long terme, la restitution de matières organiques exogènes induit une modification du taux de matière organique du sol et de la fourniture en azote du sol (HOUOT *et al.*, 1991 ; PERSSON et KIRCHMAN, 1994 ; BERRY *et al.*, 2003).

Un autre moyen de limiter l'érosion est d'implanter un couvert végétal dans les inter-rangs de vigne (MAIGRE *et al.*, 1995 ; SPRING, 2002). Celui-ci est généralement à dominante de graminées ou résulte d'un enherbement naturel maîtrisé. Outre son effet sur la limitation de l'érosion des sols, l'implantation d'un couvert a des conséquences sur le comportement de la vigne, sa nutrition azotée et la qualité des vins (MORLAT et JACQUET, 2003 ; RODRIGUEZ-LOVELLE *et al.*, 2000) mais contribue également à limiter les pertes de nitrate par lessivage (RYSER et PITTET, 2002 ; SPRING, 2002). Ce couvert conduit à moyen terme à une augmentation du taux de matière organique du sol (MORLAT, 1981) et des pertes d'azote nitrique peuvent être engendrées lors de la destruction du couvert ou de son renouvellement (RYSER et PITTET, 2002).

L'objectif principal de notre étude a été de quantifier la fourniture en azote du sol de différents dispositifs de longue durée implantés au sein du vignoble champenois, où étaient comparées différentes modalités de couverture du sol (sol maintenu nu, apports organiques, enherbement).

Cette quantification a été réalisée selon deux approches : (1) calcul du lessivage et de la minéralisation à partir des mesures des stocks d'eau et d'azote minéral

dans le profil de sol et d'un modèle de calcul des flux et, (2) estimation du potentiel de minéralisation d'échantillons de sols incubés au laboratoire en conditions contrôlées.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

I - SITES EXPÉRIMENTAUX

Les sites expérimentaux étudiés sont répartis dans le vignoble champenois (49°N, 4°E) (tableau I). Les conditions climatiques sont semi-océaniques avec une petite influence continentale : la température moyenne annuelle est de 10.4 °C. L'évapotranspiration potentielle et la pluviométrie moyenne annuelle sont respectivement de 674 mm et de 645 mm pour la période 1975-2002. Les sols d'Avize, de Plumecoq et d'Oger sont des rendzines sur matériaux crayeux; des apports anthropiques de matériaux limoneux ou argileux ont été effectués sur les deux derniers sites. Les sols de Montbré, Avenay 1 et Avenay 2 sont des sols bruns calcaires plus ou moins profonds, développés sur matériaux calcaires. Leurs principales caractéristiques sont présentées dans le tableau II. Chaque site est basé sur un dispositif en bloc, dont les principales modalités expérimentales sont résumées dans le tableau I. Pour les modalités fertilisation minérale azotée et amendement déshydraté, les apports sont effectués annuellement en mars ; les autres apports de matières organiques sont effectués tous les trois ans en janvier. Pour les modalités avec enherbement, le couvert végétal est maintenu bas en permanence.

II - DYNAMIQUE DE L'AZOTE MINÉRAL DU SOL MESURÉE *IN SITU*

La dynamique de l'azote minéral du sol a été suivie de novembre 1998 à avril 2002. Les prélèvements de terre ont été réalisés mensuellement pour les sites de Montbré, Plumecoq et Oger, de même que les parcelles sans apport des sites Avenay 1, Avenay 2. Pour toutes les autres parcelles, les prélèvements ont été réalisés à trois stades végétatifs de la vigne : débourrement (mi-avril), floraison (mi-juin), et vendange (septembre à début octobre). Les prélèvements ont été réalisés manuellement à l'aide d'une tarière Hélix de 3 cm de diamètre (Sommet, Sanary, France) jusqu'à une profondeur de 75 cm en distinguant trois horizons de 25 cm. Chaque échantillon de terre est constitué à partir de six prélèvements effectués sur trois rangs de vigne adjacents (trois prélèvements sur le rang et trois sur l'inter-rang).

La masse volumique de chaque horizon de sol de chaque parcelle a été mesurée une seule fois pendant la période de suivi, soit au moyen d'anneaux en inox enfoncés dans le sol (diamètre 7,23 cm, hauteur 6,13 cm), soit à l'aide d'un densitomètre à membrane (Nardeux-Humisol, Saint Avertin, France), soit encore par prélèvement à la sonde Humax (Humax, Genève, Suisse). Les charges en

cailloux et graviers ont été déterminées par tamisage à 5 et 2 mm.

La teneur en eau gravimétrique des échantillons de terre a été mesurée par passage en étuve ventilée à 105 °C pendant 24 h. L'azote minéral (NO₃⁻ et NH₄⁺) a été extrait en agitant 100 g de terre humide en présence de 200 mL KCl 1 M pendant 30 min à 20 °C. La concentration en azote minéral a été déterminée par colorimétrie en flux continu (TRAACS 2000, Bran & Luebbe, Norderstedt,

Allemagne) selon la méthode de KAMPHAKE *et al.* (1967) et KROM (1980). Les résultats ont été exprimés en kg N ha⁻¹ après prise en compte des densités de sol et charges en cailloux des différents horizons de sol.

III - CALCUL DES FLUX D'EAU ET D'AZOTE

Le drainage, la lixiviation des nitrates et la minéralisation de l'azote organique du sol ont été calculés avec le modèle LIXIM (MARY *et al.*, 1999). LIXIM est un modèle de type cellules de mélange qui calcule, avec un

Tableau I - Caractéristiques des sites expérimentaux.

Main characteristics of experimental sites.

Sites et traitements expérimentaux	Avenay 1	Avenay 2	Avize	Montbré	Oger	Plumecoq
Cépages (porte-greffe 41B)	Pinot noir	Pinot noir	Chardonnay	Pinot Meunier	Chardonnay	Pinot noir
Années de plantation	1981	1991	1982	1988	1968	1975
Années de mise en place des expérimentations	1991	1996	1996	1991	1983	1982
Densités de plantation (pieds ha ⁻¹)	8 300	7 500	7 500	8 300	11 000	7 500
Nombre de bloc-répétitions	2	3	3	2 ou 3	4	4
Témoin sans apport d'azote	0	0	0	0	-	0
Fertilisation minérale	-	-	-	30*	30*	-
Apport de compost urbain	-	-	-	-	3 410**	3 715**
Apport de compost « écorces feuillus + fumier »	-	-	-	-	-	2 690**
Apport de compost d'écorces de résineux	-	-	-	-	1 570**	-
Apport d'écorces fraîches de chêne	-	-	-	620**	-	-
Apport d'écorces fraîches de résineux	-	-	-	610**	-	-
Apport d'écorces mélangées (peuplier + épicéa)	605*	-	-	-	-	-
Enherbement sans fertilisation azotée	0	-	-	-	-	-
Enherbement avec fertilisation azotée	-	-	-	50*	-	-
Apport de compost de fumier déshydraté	-	-	-	470**	-	-
Apport de tourbe du marais de Saint-Gond (51)	-	-	-	-	4 600**	-

* : kg N ha⁻¹ an⁻¹

** : Quantités d'azote organique apporté (kg N ha⁻¹) entre le début de l'essai et le début de la période de mesure.

Tableau II - Principales caractéristiques physico-chimiques des sols (horizon 0 - 25 cm).

Main characteristics of soils (0-25 cm layer).

Sites expérimentaux	Avenay 1	Avenay 2	Avize	Montbré	Oger	Plumecoq
Argile* (g kg ⁻¹)	222	212	233	176	253	204
Limon* (g kg ⁻¹)	252	332	255	238	342	517
Sable* (g kg ⁻¹)	202	157	143	305	142	84
CaCO ₃ * (g kg ⁻¹)	317	293	362	278	258	192
Humidité équivalente* (g kg ⁻¹)	223	249	243	201	259	254
pH eau*	8.5	8.3	8.4	8.5	8.2	8.3
C organique* (g kg ⁻¹)	13.2	26.0	23.6	12.8	24.3	15.0
N organique* (g kg ⁻¹)	1.3	2.2	1.7	1.2	2.1	1.3
C/N	10.2	11.9	13.5	10.8	11.8	11.4
Densité apparente (g cm ⁻³)	1.49	1.34	1.47	1.64	1.44	1.41
Graviers et cailloux (g kg ⁻¹)	39	66	34	41	53	84

* : analyse sur terre fine (< 2 mm)

pas de temps journalier, les flux d'eau (drainage et évaporation) et d'azote (lixiviation et minéralisation) sur chaque intervalle de temps $[t_1, t_2]$, en utilisant les valeurs des profils d'eau et d'azote minéral du sol mesurés aux dates t_1 et t_2 . Les autres données d'entrée du modèle sont le climat journalier (pluviométrie, évapotranspiration et température moyenne) et les propriétés de chaque couche de sol (masse volumique, teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement). Le modèle est applicable aux sols caillouteux en réduisant la masse volumique au prorata du volume de cailloux. Le modèle requiert aussi trois paramètres caractéristiques du sol : l'épaisseur des couches élémentaires, de la couche minéralisante et de la couche évaporante. Les valeurs de ces paramètres sont communes à toutes les situations et sont respectivement de 25, 25 et 45 cm.

Le modèle fonctionnant surtout en absence de couvert végétal, la période retenue pour réaliser les simulations est comprise entre le 15 octobre et le 15 avril de l'année suivante. Elle correspond à la période de repos végétatif de la vigne, période durant laquelle le comportement hydrique du sol de vigne est comparable à celui d'un sol nu (BALLIF et HERRE, 1994). Deux paramètres sont optimisés par le modèle pour rendre compte au mieux des profils d'eau et d'azote : le rapport ETR/ETP (compris entre 0 et 1) et la vitesse de minéralisation d'azote.

Le modèle calcule, en fonction des conditions de température (mesurée) et d'humidité (simulée), le temps normalisé, c'est-à-dire le temps équivalent ramené à des conditions de référence constantes : température de 15 °C et humidité du sol égale à la capacité au champ. Ce temps normalisé est calculé en considérant les lois d'action de la température (exponentielle) et d'humidité du sol

(linéaire) sur la minéralisation de l'azote organique (RODRIGO *et al.*, 1997). Cette variable permet de comparer facilement la minéralisation de l'azote entre sites au champ et avec des incubations de laboratoire.

Les vitesses « potentielles » de minéralisation V_p ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) ont été calculées par régression linéaire de la minéralisation cumulée (N_{min}) en fonction du temps normalisé t_N :

$$N_{\text{min}}(t_N) = V_p \cdot t_N$$

Ce calcul n'est réalisé que sur les périodes où la cinétique de minéralisation est linéaire en fonction du temps normalisé. Pour s'assurer de la validité statistique des ajustements, au moins trois dates de mesure consécutives ont été considérées.

IV - MINÉRALISATION DE L'AZOTE DU SOL EN CONDITIONS CONTROLÉES

La minéralisation potentielle de l'azote du sol des différents sites a été mesurée par incubation en conditions contrôlées. Des échantillons de terre représentatifs des différents blocs et traitements ont été prélevés à l'automne 1998 pour les sites Avenay 2 et Avize, ainsi qu'au printemps 1999 pour les sites Avenay 1 et Montbré, et au printemps 2000 pour les sites Oger et Plumecoq. Les sols ont été prélevés dans l'horizon 0-25 cm après élimination du mulch de matière organique. Les échantillons de sols ont ensuite été tamisés à 5 mm et conservés à l'état frais à 4 °C. Des échantillons de 30 g de terre humide ont été incubés à 15 °C pendant 12 mois à une humidité constante pour un sol donné (potentiel en eau compris entre -0.08 et -0.04 MPa en fonction du type de sol). Les échantillons de terre ont été placés dans des pots en polystyrène cristallin eux-mêmes disposés dans des bocaux en verre de 2 L (7 pots par bocal). Le CO_2 produit au cours de l'incubation a été piégé par 30 mL NaOH 1 M. Les bocaux, fermés hermétiquement, ont été incubés à l'obscurité. La soude a été renouvelée régulièrement pour maintenir une teneur en O_2 quasi constante. L'humidité des échantillons a été maintenue constante par apport d'eau déminéralisée. L'azote minéral du sol a été mesuré périodiquement, après extraction par 100 mL de KCl 1 M. Les teneurs en azote minéral ont été déterminées comme précédemment. Les résultats obtenus ont été convertis en kg N ha^{-1} en prenant en compte les valeurs de densité et de charge en graviers et cailloux de l'horizon 0-25 cm des différents sites et traitements expérimentaux. Les vitesses de minéralisation potentielle de l'azote V_p ont ensuite été calculées comme précédemment. Enfin, la teneur en azote total du sol avant incubation a été déterminée au moyen d'un analyseur élémentaire NA 1500 (Fisons, Milan, Italie).

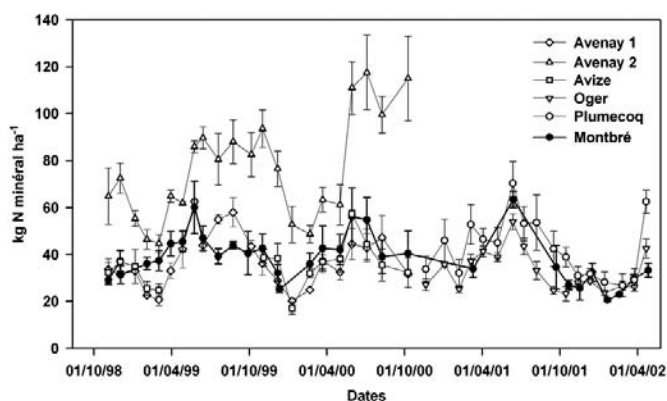


Figure 1 - Évolution du stock d'azote minéral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) du sol (0-75 cm) des traitements témoins des différents sites

(les barres correspondent aux valeurs d'écart-type).

Evolution of soil (0-75 cm) inorganic N stocks ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) in control treatments of the different experimental sites
(bars correspond to standard deviation values).

VI - TRAITEMENTS STATISTIQUES

Les calculs de régression linéaire, analyse de variance et test de classement de moyennes ont été effectués soit à l'aide des procédures REG et ANOVA du logiciel SAS (SAS Institute, 2001), soit avec les procédures appropriées du logiciel STATITCF (ITCF, 1991).

Par ailleurs, la qualité des simulations réalisées avec le modèle LIXIM a été évaluée à l'aide des critères suivants :

- L'efficacité du modèle (EF), indicateur statistique adapté à la comparaison de données simulées et observées (LOAGUE et GREEN, 1991). EF est un critère relatif, variant de -1 à 1, analogue au r^2 statistique des modèles

de régression. Plus EF est proche de 1, plus le modèle est jugé satisfaisant :

$$EF = 1 - [\sum (Obs - Sim)^2 / \sum (Obs - Obsmoy)^2]$$

- L'erreur de prédiction peut être évaluée par la RMSE (Root Mean Square Error) définie comme l'écart quadratique moyen entre les valeurs simulées et observées :

$$RMSE = \sqrt{\sum [(Obs - Sim)^2 / n] / \sum Obs}$$

- Le coefficient de masse résiduelle CRM est utilisé pour la détection de biais systématiques :

$$CRM = \sum [(Obs - Sim) / \sum Obs]$$

avec : Obs = valeurs observées, Sim = valeurs simulées, Obsmoy = moyenne des valeurs observées, et n = nombre de valeurs observées.

RÉSULTATS

I - DYNAMIQUE DE L'AZOTE MINÉRAL DU SOL *IN SITU*

La dynamique de l'azote minéral du sol a été suivie mensuellement pour tous les témoins (sans apport de matière organique) sur les différents sites et la modalité fertilisation minérale pour le site Oger (figure 1). Les teneurs en ammonium ont été variables selon les sites, les traitements et les dates de prélèvements (non présentées) et ont représentées au maximum 40 % de l'azote minéral total du sol. Les stocks d'azote minéral ($NH_4^+ + NO_3^-$) évoluent de façon comparable au cours du temps selon plusieurs phases : pendant la période comprise entre février-mars et juin, le stock d'azote minéral du sol augmente fortement ; puis de juin à août, le stock d'azote minéral du sol se maintient et/ou commence à décroître ; enfin, de septembre à février, le stock d'azote minéral du sol diminue fortement. Malgré cette similitude dans l'allure des dynamiques, les sites présentent des stocks d'azote minéral différents : ainsi, pour quatre des sites (Montbré, Avenay 1, Avize et Plumecoq) et le site d'Oger recevant une fertilisation minérale au printemps, les stocks d'azote minéral du sol évoluent au cours du temps entre 20 kg N ha⁻¹ pendant l'hiver (janvier-février) et 60 kg N ha⁻¹ (mai-juin). Par contre pour le site Avenay 2, les stocks d'azote minéral mesurés sont significativement ($p < 0.05$) plus importants et fluctuent entre 45 et 118 kg N ha⁻¹.

Pour tous les autres traitements expérimentaux, la dynamique de l'azote minéral du sol n'a été suivie qu'à trois stades végétatifs de la vigne : le débourrement, la floraison et la récolte pour les sites Montbré, Avenay 1 et Plumecoq (figure 2). Les variations annuelles du stock d'azote minéral observées pour les témoins sont également enregistrées pour les traitements avec différentes modalités de couverture du sol. Pour les traitements avec

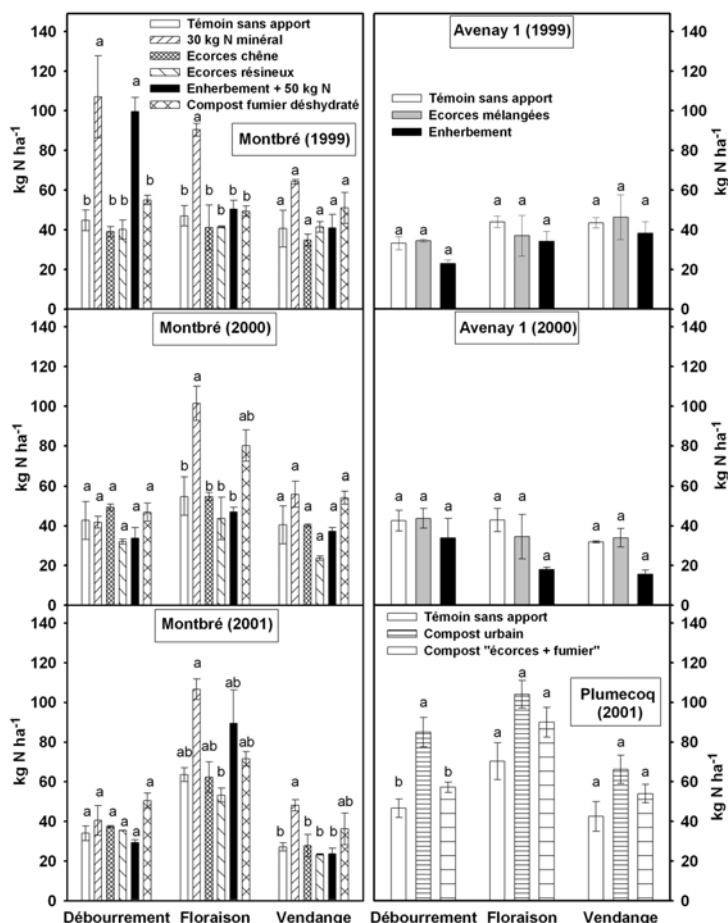


Figure 2 - Stocks d'azote minéral ($NH_4^+ + NO_3^-$) du sol (0-75 cm) des sites de Montbré, Avenay 1 et Plumecoq mesurés pour différentes années.

Le classement des moyennes a été effectué par site et par date à l'aide d'un test de Newman et Keuls (seuil 5 %).

Soil (0-75 cm) inorganic N stocks ($NH_4^+ + NO_3^-$) of Montbré, Avenay 1 and Plumecoq sites measured for different years.

Mean classification was done for each site and each date by using a Newman and Keuls test ($p < 0.05$).

apport unique d'azote minéral au printemps (traitements : fertilisation minérale, et enherbement avec fertilisation minérale du site Montbré), les stocks d'azote minéral du sol sont significativement plus élevés ($p < 0.05$) au débourrement et, selon les années, à la floraison, notamment pour le traitement fertilisation minérale. Les stocks d'azote minéral du sol pour les modalités avec apport d'écorces (sites de Montbré et d'Avenay 1), et compost d'écorces (Oger) ne sont pas significativement différents ($p < 0.05$) de ceux des témoins sans apport correspondants. Par ailleurs, les stocks d'azote minéral aux différentes dates des traitements avec apport de compost urbain (sites d'Oger et de Plumecoq), de tourbe et de compost « écorces + fumier » (Oger) ou de compost de fumier (Montbré) sont significativement ($p < 0.05$) plus élevés que ceux des sols des autres traitements correspondants (résultats non illustrés). Enfin dans le cas d'une couverture enherbée sans fertilisation minérale (Avenay 1), les stocks d'azote minéral du sol aux différentes dates ne sont pas significativement différents ($p < 0.05$) de ceux du témoin sans apport.

Par ailleurs, les prélèvements de sol ont également permis de suivre l'évolution des stocks d'eau (résultats non représentés). Les réserves hydriques des sols avec couverture d'écorces, à la date de débourrement de la vigne, sont plus élevées ($p < 0.05$) que pour les autres traitements, cette tendance persistant pour les autres dates. En revanche, au moment de la floraison, les stocks d'eau

des traitements avec enherbement fertilisé ont été significativement ($p < 0.05$) plus faibles que pour les autres modalités de couverture du sol, alors que ceux des profils de sol pour les traitements avec enherbement mais non fertilisé ont été statistiquement comparables ($p < 0.05$) à ceux des témoins.

II - FLUX D'EAU ET D'AZOTE DU SOL CALCULÉS AVEC LIXIM

Le drainage, la lixiviation de l'azote nitrique et la minéralisation de l'azote du sol ont été calculés pendant la période de repos végétatif de la vigne pour tous les traitements expérimentaux qui ont fait l'objet d'un suivi mensuel. La figure 3 présente à titre d'exemple les stocks d'eau et de nitrate observés et simulés dans le sol témoin du site d'Avenay 2. Les simulations effectuées avec le modèle LIXIM permettent de simuler correctement l'évolution des stocks d'eau et d'azote minéral sur tous les sites expérimentaux (tableau III). L'écart quadratique moyen entre les valeurs simulées et observées tous sites et traitements témoins confondus est respectivement de 8.6 mm et 4.4 kg N ha⁻¹ pour les stocks d'eau et d'azote dans la totalité du profil de sol (0-75 cm). Les quantités d'azote présentes dans le sol en fin de période (tableau IV) simulées par LIXIM sont proches des valeurs observées, tous sites et traitements pris en compte ($r = 0.950$, $p < 0.01$).

Les quantités d'azote minéralisées (calculées par le modèle) ont varié de 8.5 à 45.4 kg N ha⁻¹ pour une période

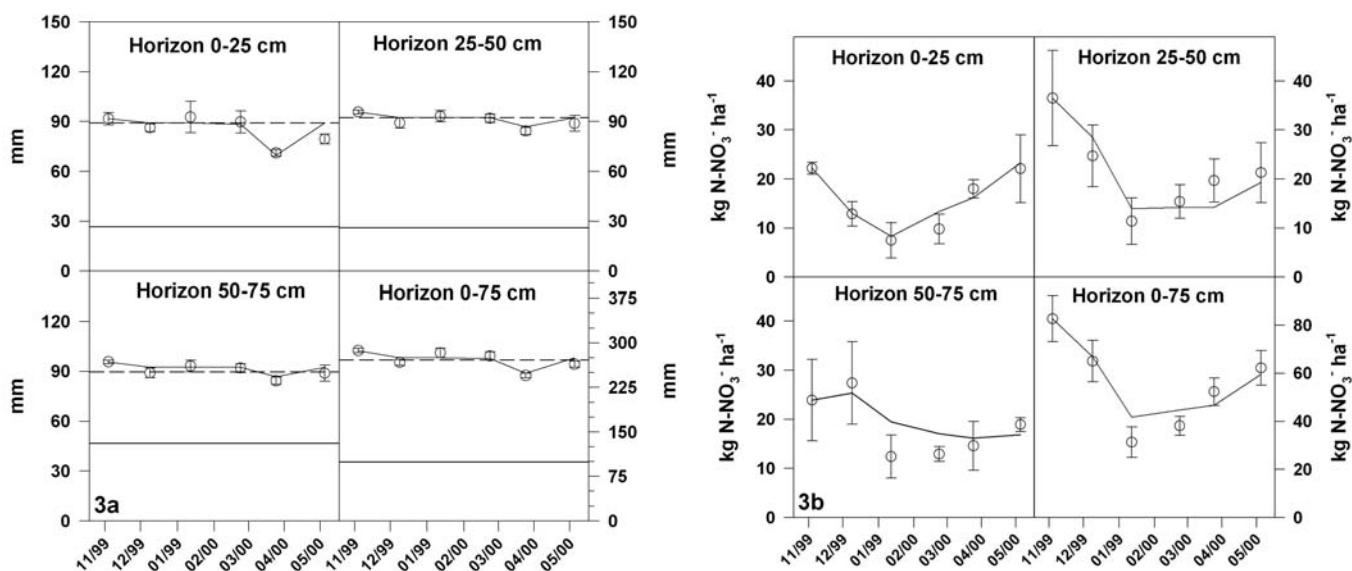


Figure 3 - Stocks d'eau (3a) et d'azote nitrique (3b) mesurés et simulés au cours du temps dans le sol témoin à Avenay 2.

Symboles = observés; barres = écart-type; traits = simulés par LIXIM. Les traits continus et discontinus horizons horizontaux de la figure 3a indiquent respectivement les stocks d'eau au point de flétrissement et à la capacité au champ.

Measured and simulated water (3a) and nitrates (3b) stocks for control treatment of Avenay 2 site at different dates.

Symbols = measured; bars = standard deviation; lines = simulated by LIXIM. For figure 3a, horizontal continuous and broken lines indicate water stocks at wilting point and field capacity, respectively.

couvrant 118 à 182 jours. Cette période correspond à 34 à 69 jours normalisés (jour normalisé = jour à une température de 15 °C et une humidité du sol égale à la capacité au champ). Néanmoins, pour un site donné, les quantités d'azote minéralisé peuvent être parfois différentes selon les années, ces différences n'étant pas totalement expliquées par la durée de la période exprimée en jours normalisés ; tel est le cas par exemple des sites Avenay 1, Avenay 2 et Oger où les quantités d'azote minéralisé ont varié fortement d'une période à l'autre. Enfin, pour les

sites Oger et Plumecoq et pour l'hiver 2000/2001, les quantités d'azote minéralisé par le sol avec apport de matières organiques ont été peu différentes de celles des sols témoins correspondants, alors que des différences sont observées pour l'hiver 2001/2002. Une variabilité est également observée pour les quantités simulées d'azote lixivié qui ont varié fortement (8 à 77 kg N ha⁻¹) en fonction des sites, et pour chaque site entre les années. Ces variations se retrouvent avec les quantités simulées d'eau drainée (115 à 371 mm), mais les différences de quanti-

Tableau III - Critères statistiques d'évaluation de la qualité des simulations obtenues avec le modèle LIXIM pour les stocks d'eau et d'azote nitrique des différents horizons de sol, tous sites et traitements témoins confondus (n = 63).

Evaluation statistical criteria of fitting quality obtained with LIXIM model for water and nitrates stocks of the different soil layers, all sites and control treatments being confounded (n = 63).

Horizon (cm)	Stock d'eau			Stock d'azote (N-NO ₃ ⁻)		
	EF	RMSE (mm)	CRM	EF	RMSE (kg ha ⁻¹)	CRM
0-25	0.89	4.2	-0.02	0.84	1.60	-0.01
25-50	0.93	2.4	-0.01	0.74	2.20	-0.02
50-75	0.91	3.9	-0.01	0.66	2.53	-0.23
0-75	0.82	8.6	-0.02	0.85	4.4	-0.08

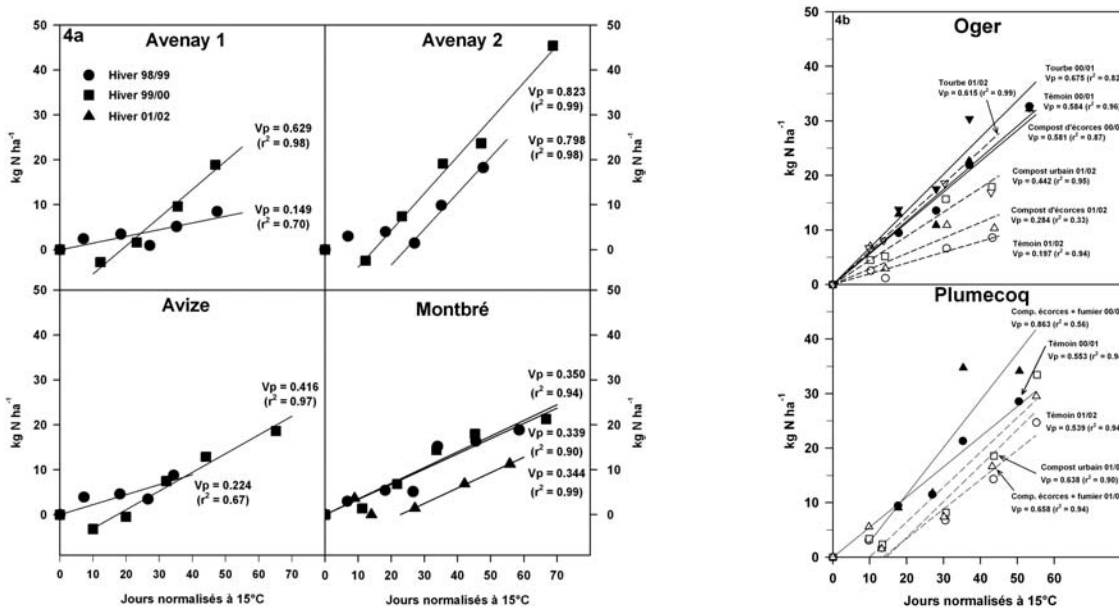


Figure 4 - Minéralisation cumulée d'azote, calculée pour les sols témoins des sites Avenay 1 et 2, Avize et Montbré (a) et des traitements expérimentaux des sites Oger et Plumecoq (b) en fonction du temps « normalisé » (15 °C, humidité du sol à la capacité au champ).

Symboles = simulés avec LIXIM ; traits = droite d'ajustement de pente Vp pour les différentes périodes hivernales.

Cumulated N mineralization calculated for control treatments of Avenay 1 and 2, Avize and Montbré sites (a) and experimental treatments of Oger and Plumecoq sites (b) and expressed in normalised days (15 °C, soil at water holding capacity).

Symbols = simulated by LIXIM, lines = linear adjustment with Vp mineralisation rate constant for the different periods.

Tableau IVa - Quantités d'azote présentes dans le profil de sol, minéralisées et lixiviées et quantités d'eau drainée simulées par le modèle LIXIM pour les modalités sans apport de matière organique des sites Avenay 1, Avenay 2, Avize et Montbré.

Amounts of N present in soil profile, mineralized and leached and amounts of water drained simulated by LIXIM model for the experimental treatments without organic input of Avenay 1 and 2, Avize and Montbré sites.

Site	Période	Jours	Jours	N profil*	N profil*	N minéralisé	N lixivié	Eau drainée	[NO ₃ ⁻]	Pluie
expérimental	prise en compte	normalisés	réels	mesuré	simulé	simulé	simulé	simulée	simulée	cumulée
				(kg N ha ⁻¹)	(kg N ha ⁻¹)	(kg N ha ⁻¹)	(kg N ha ⁻¹)	mm	(mg L ⁻¹)	(mm)
Avenay 1	06/11/98 - 31/03/99	47.4	146	22.4	21.2	8.5	12.2	160	33.8	195
	03/11/99 - 23/03/00	46.9	142	30.9	29.7	18.9	22.5	253	39.2	293
Avenay 2	06/11/98 - 31/03/99	47.7	146	46.0	42.3	18.3	29.6	153	85.6	195
	03/11/99 - 03/05/00	68.8	183	62.3	59.5	45.4	76.9	334	101.8	387
Avize	05/11/98 - 03/03/99	34.3	119	14.6	20.3	8.8	13.6	184	32.8	224
	06/11/99 - 03/05/00	65.2	180	33.4	33.1	18.6	22.6	277	36.0	397
Montbré	05/11/98 - 28/04/99	58.6	175	28.6	32.5	18.9	9.5	142	29.5	226
	03/11/99 - 03/05/00	66.8	183	35.4	36.8	21.3	26.7	250	47.2	328
	20/11/01 - 29/04/02	55.8	161	24.3	27.6	11.3	8.2	115	31.2	198

* : Quantité d'azote minéral dans le profil (0-75 cm) en fin de période

Tableau IVb - Quantités d'azote présentes dans le profil de sol, minéralisées et lixiviées et quantités d'eau drainée simulées par le modèle LIXIM pour les différentes modalités des sites Oger et Plumecoq.

Amounts of N present in soil profile, mineralized and leached and amounts of water drained simulated by LIXIM model for the experimental treatments of Oger and Plumecoq sites.

Site	Période	Jours	Jours	N profil*	N profil*	N minéralisé	N lixivié	Eau drainée	[NO ₃ ⁻]	Pluie
expérimental	prise en compte	normalisés	réels	mesuré	simulé	simulé	simulé	simulée	simulée	cumulée
				(kg N ha ⁻¹)	(kg N ha ⁻¹)	(kg N ha ⁻¹)	(kg N ha ⁻¹)	mm	(mg L ⁻¹)	(mm)
Oger										
Fertilisation minérale	22/11/00 - 05/04/01	53.3	135	27.5	30.0	32.7	34.8	371	41.4	425
	15/11/01 - 27/03/02	43.3	133	16.8	19.0	8.6	15.7	205	33.8	281
Compost urbain**	15/11/01 - 27/03/02	43.1	133	28.0	30.9	17.9	20.9	191	48.6	281
Compost d'écorces	22/11/00 - 05/04/01	53.3	135	24.4	26.1	32.2	23.2	351	29.3	425
	15/11/01 - 27/03/02	43.8	133	16.5	26.1	10.3	18.2	251	35.2	281
Tourbe	22/11/00 - 05/04/01	53.3	135	28.0	30.6	32.4	38.0	361	46.7	425
	15/11/01 - 27/03/02	42.9	133	26.6	30.6	16.9	19.0	189	44.3	281
Plumecoq	22/11/00 - 05/04/01	50.4	135	27.7	33.6	28.5	21.8	234	41.2	301
Témoin sans apport	15/11/01 - 24/04/02	55.2	161	39.4	32.4	24.7	17.0	224	33.5	261
Compost urbain**	15/11/01 - 24/04/02	55.3	161	58.6	47.5	33.4	29.8	226	58.5	261
Compost écorces + fumier	22/11/00 - 05/04/01	50.6	135	35.0	42.5	34.1	31.3	256	54.2	301
	15/11/01 - 24/04/02	55.1	161	49.9	50.4	29.5	13.9	154	39.9	261

* : Quantité d'azote minéral dans le profil (0-75 cm) en fin de période ; ** : Modalité non suivie pendant l'hiver 2000/2001

tés d'eau drainée simulées par le modèle, pour un site donné et une durée comparable, sont principalement attribuables aux différences de conditions climatiques pour les périodes considérées. Ainsi, les quantités d'eau drainée simulées par le modèle sont bien corrélées avec la pluviométrie ($r = 0.940$, $p < 0.001$). Enfin, considérant la qualité de l'eau drainée en dessous du profil de sol (à -75 cm) pendant l'hiver, les simulations montrent que

les concentrations moyennes en nitrate sont comprises entre 29 et 49 mg NO₃⁻ L⁻¹ sous sols nus témoins. Les seuls traitements pour lesquels les teneurs en nitrate sont supérieures à 50 mg NO₃⁻ L⁻¹ sont : le témoin du site d'Avenay 2 (86 et 102 mg NO₃⁻ L⁻¹ pour les hivers 1998/1999 et 1999/2000), la modalité compost urbain (58 mg NO₃⁻ L⁻¹ pour l'hiver 2001/2002) et la modalité

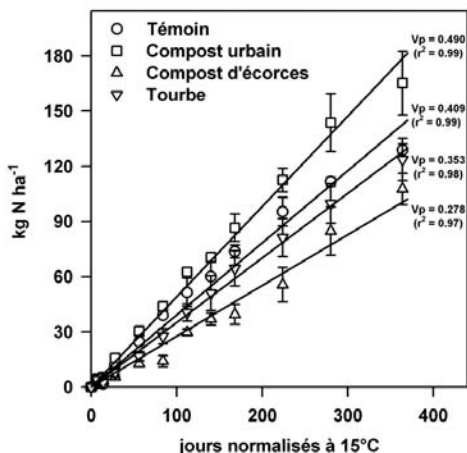


Figure 5 - Cinétiques de minéralisation d'azote (0-25 cm à des traitements du site d'Oger mesurées en incubation exprimée en fonction d'une échelle de temps en jours normalisés (15 °C, humidité du sol à la capacité au champ)
 Symboles = observés ; barres = écart-type ; traits = droite d'ajustement de pente Vp.

N mineralization kinetics for Oger site measured during soil incubation and expressed in normalised days (15°C, soil at water holding capacity).

Symbols = simulated by LIXIM, lines = linear adjustment with Vp mineralisation rate constant.

compost « écorces + fumier » (54 mg NO₃⁻ L⁻¹ pour l'hiver 2000/2001) du site Plumecoq.

III- MINÉRALISATION DE L'AZOTE DU SOL CALCULÉE PAR LE MODELE LIXIM

La minéralisation cumulée de l'azote du sol calculée par le modèle LIXIM est représentée à la figure 4 pour les sols témoins des sites Avenay 1 et 2, Avize et Montbré (4a) et pour tous les traitements expérimentaux des sites Oger et Plumecoq (4b). Les cinétiques de minéralisation présentent des allures très différentes selon le site et la période. Pour certains sites (Avenay 1 et 2, Avize), des valeurs négatives sont observées en début de période signifiant une organisation de l'azote minéral du sol liée probablement à la présence de résidus en décomposition. Par contre, pour Oger, la cinétique de minéralisation de l'azote pour le témoin est linéaire pendant toute la période de mesure. Dans ce cas, il est alors possible de calculer une vitesse de minéralisation potentielle de l'azote (Vp) par régression linéaire en fonction du temps normalisé. Ce calcul peut aussi être fait sur d'autres sites pour une période de temps où les quantités minéralisées cumulées évoluent de façon linéaire. Par exemple, dans le cas du site de Montbré (figure 4a), le calcul a été effectué pour

Tableau V - Teneurs en azote organique du sol et vitesses potentielles de minéralisation de l'azote calculées à partir des résultats obtenus par incubation en conditions contrôlées (15 °C, humidité du sol à la capacité au champ).

Soil N organic contents and potential N mineralization rate constant calculated for data coming from soil incubation under controlled conditions (15 °C, soil at water holding capacity).

Site	Traitement	N total (g kg ⁻¹ sol sec)	Vp (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)	Écart-type (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)	r ²	Classement des moyennes*
Avenay 1	Témoin sans apport	1.19	0.349	0.040	> 0.99	a
	Ecorces mélangées	1.35	0.395	0.143	> 0.99	a
	Enherbement	1.53	0.551	0.063	> 0.98	a
Avenay 2	Témoin sans apport	2.18	0.414	0.067	> 0.92	-
Avize	Témoin sans apport	1.75	0.388	0.064	> 0.98	-
Montbré	Témoin sans apport	1.27	0.286	0.018	> 0.98	a
	Fertilisation minérale	1.34	0.243	0.015	> 0.89	a
	Ecorces de résineux	1.35	0.204	0.058	> 0.98	a
	Ecorces de chêne	1.34	0.268	0.005	> 0.97	a
	Compost de fumier	1.34	0.292	0.034	> 0.98	a
	Enherbement + 50 kg N	1.35	0.308	0.034	> 0.96	a
Oger	Fertilisation minérale	2.07	0.409	0.035	> 0.98	b
	Compost urbain	2.99	0.490	0.018	> 0.98	a
	Compost d'écorces	2.48	0.279	0.009	> 0.97	c
	Tourbe	3.11	0.352	0.018	> 0.98	d
Plumecoq	Témoin sans apport	1.31	0.450	0.008	> 0.98	b
	Compost urbain	2.31	0.613	0.024	> 0.99	a
	Compost « écorces + fumier »	2.15	0.320	0.011	> 0.99	c

* : Classement des valeurs de Vp effectué par site ; les traitements affectés d'une même lettre ne sont pas statistiquement différents pour p = 0.05

Tableau VI - Quantités d'azote minéral du sol absorbées par la vigne en phase végétative (kg N ha⁻¹).**Soil inorganic N amounts up taken by vine during vegetative phase.**

Site expérimental	Année végétative	Débourrement			Floraison			Vendange			Rendement en raisin mesuré (kg cep ⁻¹)
		Simulé	Mesuré	Absorbé*	Simulé	Mesuré	Absorbé*	Simulé	Mesuré	Absorbé*	
Avenay 1	1999	26.2	29.5	-3.3	55.7	40.7	15.0	86.2	32.7	53.5	2.46
Avenay 1	2000	40.3	28.8	11.5	64.4	31.8	32.6	117.2	26.2	91.0	2.06
Avenay 2	1999	41.5	41.5	0	92.4	80.0	12.4	134.8	69.9	64.9	4.48
Avenay 2	2000	62.3	62.3	0	91.1	104.8	-13.7	147.1	107.1	40.0	3.07
Avize	1999	59.1	59.1	0	81.4	45.0	36.4	118.2	32.8	85.4	3.18
Avize	2000	33.4	33.4	0	49.5	42.3	7.2	84.4	27.2	57.2	3.48
Montbré	1999	28.6	28.6	0	59.1	46.5	12.6	73.7	31.9	41.8	3.33
Montbré	2000	35.4	35.4	0	41.9	41.3	0.6	73.5	31.8	41.7	2.25
Montbré	2001	18.8	18.8	0	30.5	50.8	-20.3	78.2	24.8	53.4	1.74
Oger	2001	28.1	28.3	-0.2	50.0	40.0	10.0	61.0	18.6	42.4	1.90
Plumecoq	2001	33.1	30.0	3.1	64.7	48.1	16.6	92.7	31.7	61.0	1.43

* : Estimation par différence entre le stock d'azote minéral simulé par LIXIM et le stock d'azote minéral mesuré dans le sol.

les hivers 1998/1999 et 1999/2000 en prenant en compte l'intégralité de la période, alors que pour l'hiver 2001/2002, ce calcul ne prend pas en compte la première partie de la période (0-27 jours normalisés). Les calculs des valeurs de Vp ont donc été effectués pour tous les traitements des différents sites et pour toutes les périodes de mesure (figures 4a et 4b). Ces calculs ont été effectués lorsque les simulations étaient satisfaisantes et en considérant au minimum trois dates de mesure. Pour les sols témoins, la valeur moyenne de Vp est de 0.44 ± 0.22 kg N j⁻¹ normalisé avec des différences notables entre sites et parfois entre périodes de mesure. En effet, pour certains sites (Avenay 2, Montbré), les valeurs de Vp obtenues pour deux hivers consécutifs sont relativement comparables ; par contre pour les autres sites, les valeurs calculées sont parfois très différentes (par exemple Avenay 1). L'apport de matières organiques en couverture de sol induit également quelques différences sur la fourniture du sol en azote : ainsi, les apports de compost urbain et de compost « écorces + fumier » à Plumecoq tendraient à augmenter les valeurs de Vp, alors qu'à Oger, seul l'apport de tourbe semblerait modifier un peu la vitesse potentielle de minéralisation de l'azote du sol calculée pour la période 2000/2001.

IV - MINÉRALISATION DE L'AZOTE DU SOL EN CONDITIONS CONTRÔLÉES

La figure 5 montre un exemple de cinétique de minéralisation au laboratoire obtenue sur le site Oger, avec quatre traitements. La plupart des cinétiques de minéralisation de l'azote obtenues sont linéaires. C'est pourquoi, dans un souci de simplification, elles ont été ajustées à l'aide d'un modèle linéaire, caractérisé par une pente Vp (tableau V). Les valeurs de Vp présentent une grande variabilité en fonction des sites. Pour le site de Montbré,

l'apport de matière organique ou l'enherbement n'ont pas d'effet significatif sur les valeurs de Vp ($p < 0.05$) et n'a pas induit de différenciation des teneurs en azote organique du sol. Pour le site d'Avenay 1, les modalités de couverture ont induit une augmentation (mais non significative) des teneurs en azote organique du sol et des valeurs de Vp. Dans le cas des sites d'Oger et de Plumecoq, les différentes modalités de couverture du sol ont induit une augmentation significative des valeurs de Vp ($p < 0.05$) et des teneurs en azote organique du sol.

Les valeurs de Vp obtenues en conditions contrôlées ont été ensuite comparées à celles calculées à partir des suivis *in situ* (figure 6). Les valeurs de Vp acquises selon les deux approches ne sont pas statistiquement corrélées ($r = 0.221$) alors que les ordres de grandeur de Vp sont comparables dans les deux cas. Dans nombre de cas, l'évaluation de Vp par incubation est en bon accord avec des mesures *in situ*, alors que pour d'autres cas cette valeur est sous-estimée par rapport aux valeurs acquises *in situ* (Avenay 2 témoin, Oger tourbe, Plumecoq « écorces + fumier »). Enfin, le classement des valeurs de Vp avec apport de matière organique pour les sites Oger et Plumecoq ne sont pas identiques pour les deux approches.

V - FOURNITURE EN AZOTE DU SOL PENDANT LA PÉRIODE VÉGÉTATIVE DE LA VIGNE

L'estimation de la fourniture en azote des sols pendant la période végétative de la vigne a été effectuée en utilisant les valeurs de Vp calculées sur la période hivernale et les conditions climatiques des différentes périodes végétatives. Il est ensuite possible d'estimer la consommation en azote de la vigne en effectuant la différence entre le stock d'azote minéral présent dans le profil de sol aux trois stades de la vigne et le stock d'azote simulé

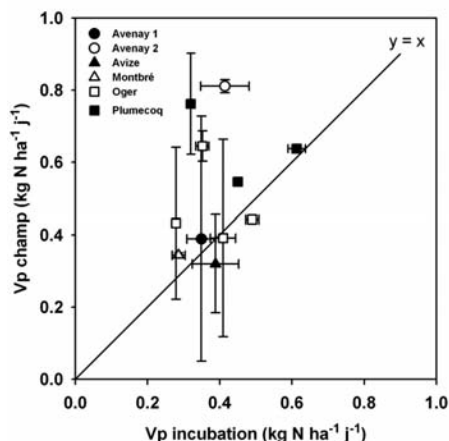


Figure 6 - Comparaison des vitesses de minéralisation d'azote calculées *in situ* (V_p champ) à celles mesurées au laboratoire (V_p incubation). Pour un site et un traitement donné, les valeurs de V_p champ résultent de la moyenne entre périodes de mesure, et les valeurs de V_p incubation sont la moyenne des mesures effectuées pour chaque bloc-répétition.

Les barres indiquent les valeurs d'écart-type.

Comparison of N mineralization constants calculated for *in situ* conditions (V_p champ) and obtained during soil incubation (V_p incubation). For a given site and treatment, V_p values in field correspond to mean values of the different periods, and V_p values during incubation represent the mean value of the different replicates.

Bars indicate standard deviation values.

par le modèle en l'absence de plante. Les résultats (tableau VI) montrent qu'au débourrement de la vigne (avril), la plante a une activité d'absorption d'azote négligeable (moyenne 1 ± 1 kg N ha⁻¹). L'absorption d'azote devient significative à la floraison, avec 10 ± 5 kg N ha⁻¹ absorbé en moyenne, tous sites confondus. Enfin, l'absorption d'azote par la vigne sur l'ensemble du cycle végétatif est estimé à 57 ± 5 kg N ha⁻¹, tous sites confondus.

DISCUSSION

I - FOURNITURE D'AZOTE PAR LA MATIÈRE ORGANIQUE DU SOL

D'une manière générale, les stocks d'azote minéral présents dans les sols témoins sont peu différents entre sites. Pour un site donné, les stocks d'azote minéral varient entre 20 et 60 kg N ha⁻¹ selon les saisons. Les fortes quantités d'azote minéral observées sur le site Avenay 2 sont surprenantes et ne sont pas expliquées par la nature du sol et l'historique culturel récent ; l'hypothèse probable est que la parcelle a reçu dans le passé des apports organiques importants comme semble l'indiquer la forte teneur en azote organique du sol.

La minéralisation du sol des différents sites a été calculée à l'aide d'un modèle en utilisant les données d'évolution des teneurs en eau et de nitrates dans les profils de sol pour la période de repos végétatif de la vigne, période pendant laquelle le sol se comporte comme un sol sans végétation (BALLIF et HERRE, 1994). Cette approche a été justifiée d'une part, par l'aptitude du modèle à bien simuler les profils d'eau et d'azote des différents sites pour cette période, et d'autre part, par la bonne cohérence entre le drainage simulé et les précipitations enregistrées pendant les périodes de mesure. Cette approche nous a permis de calculer la minéralisation de l'azote organique du sol avec une bonne précision et de montrer que la fourniture d'azote par le sol est relativement variable entre les différents sites selon des cinétiques parfois différentes. L'expression des cinétiques de minéralisation avec une échelle en jours normalisés a ensuite rendu possible le calcul des vitesses potentielles de minéralisation (V_p), vitesses qui varient de 0.15 à 0.82 kg N ha⁻¹ j⁻¹. Par ailleurs, MARY *et al.* (1999) ont mesuré des amplitudes moins importantes pour des sols de limon (0.79 à 1.32 kg N ha⁻¹ j⁻¹) et pour des sols de craie (0.26 à 0.60 kg N ha⁻¹ j⁻¹), ces dernières valeurs étant également plus proches de celles calculées pour les sites étudiés ici. Toutefois, l'estimation de ce potentiel de minéralisation sur la seule période automnale et hivernale pose quelques problèmes de reproductibilité. En effet, dans les cas des sites Avenay 2, Montbré et Plumecoq, les valeurs calculées pour les différentes périodes pour un site donné sont comparables. Par contre, pour les sites Avenay 1, Avize et Oger, les valeurs de V_p calculées pour les deux périodes étudiées sont très différentes, aucun élément (climatologie, itinéraire culturel) ne venant expliquer ces différences. D'un point de vue pratique, il paraît donc nécessaire de réaliser ces suivis de stocks d'azote minéral durant deux périodes hivernales au minimum pour estimer de façon fiable le potentiel de minéralisation d'un sol donné.

II - FOURNITURE D'AZOTE PAR LES APPORTS ORGANIQUES EXOGÈNES

Les effets induits par les apports organiques exogènes peuvent résulter soit de l'aptitude de ces apports à fournir plus ou moins d'azote minéral à court terme (effet direct), soit de l'accumulation d'azote organique dans le sol qui dépend de l'historique des apports organiques (nombre, dose, nature des produits) qui peut engendrer à moyen ou long terme une modification de la fourniture d'azote par le sol (arrière-effets). Les produits organiques apportés dans les différents dispositifs sont peu ou lentement biodégradables. Ainsi, les écorces fraîches (DURYEA *et al.*, 1999 ; McCOLL et POWERS, 2003) sont généralement caractérisées par une lente biodégradation dans les sols qui dépend des espèces considérées (PESCHKE et MOLLENHAUER, 1993) et qui est en relation avec la teneur en lignine et les polyphénols des

matériaux (GANJEGUNTE *et al.*, 2004). Par ailleurs, l'apport en couverture du sol de ces matériaux ralentit leur décomposition (GOH et TUTUA, 2004). Les tourbes sont également des matériaux peu dégradables (HYVONEN *et al.*, 1996) et les matériaux compostés, quelle que soit la nature des produits initiaux, sont des produits considérés comme relativement stables (FRANCOU, 2003 ; MORVAN *et al.*, 2005). Tous les produits organiques utilisés dans les différents sites fournissent peu ou pas d'azote minéral lors de leur décomposition dans le sol. La décomposition des écorces brutes entraîne une organisation de l'azote minéral du sol (KANDELER *et al.*, 1994 ; BROWN *et al.*, 1996 ; LOPEZ *et al.*, 1998), alors que celle des composts à base d'écorces et de fumier induit soit une faible minéralisation de l'azote organique (MIHELIC et JAKSE, 2001), soit une absence d'effet (PICKERING et SHEPERD, 2000) ou au contraire une organisation de l'azote minéral du sol (JAKSE et MIHELIC, 1999). Les matériaux tourbeux entraînent en général une organisation de l'azote au cours de leur décomposition (HUE et SOBIESZEZYK, 1999) alors que la minéralisation de l'azote organique des composts à base de fumier est très faible (PAUL et BEAUCHAMP, 1994 ; MORVAN *et al.*, 2005). Enfin, les composts urbains peu évolués qui ont été majoritairement utilisés dans le vignoble Champenois entraînent systématiquement une organisation de l'azote minéral au cours de leur évolution dans le sol (FRANCOU, 2003). En définitive, les effets observés sont probablement plus liés à une augmentation du stock d'azote organique du sol qu'à des effets liés à la fourniture d'azote par les produits organiques eux-mêmes. Toutefois, les effets sont variables selon les sites considérés. Pour les sites mis en place récemment (Montbré, Avenay 1), le cumul des quantités d'azote organique apportées par les produits représente moins de 650 kg N ha⁻¹ et aucun effet sur la fourniture en azote du sol n'est observé. À l'inverse, pour les sites les plus anciens (Oger, Plumecoq), les apports cumulés représentent plusieurs tonnes d'azote organique par hectare et ont eu pour conséquence de modifier la teneur en azote organique du sol, et, par voie de conséquence, la fourniture en azote du sol pour certaines des modalités.

III - COMPARAISON DES VALEURS V_p OBTENUES AU LABORATOIRE ET AU CHAMP

Cette étude a mis en évidence une faible relation entre les valeurs de V_p obtenues à partir des cinétiques de minéralisation acquises en conditions contrôlées et les valeurs de V_p calculées à partir des mesures de dynamique de l'azote effectuées au champ. Théoriquement, les deux approches devraient fournir des résultats comparables dans la mesure où il est tenu compte de l'action de la température et de l'humidité pour comparer les deux approches au travers du calcul des jours normalisés (MARY *et al.*, 1999). En réalité, les différences entre ces deux estima-

tions, et notamment la sous-estimation des valeurs de V_p obtenues par incubation, peuvent être expliquées par différents éléments :

- Malgré le soin apporté à l'échantillonnage des sols, il existe une grande dispersion des valeurs obtenues à partir des données *in situ*, et dans une moindre mesure, des données calculées à partir des cinétiques en conditions contrôlées. Les parcelles de certains dispositifs sont caractérisées par une hétérogénéité spatiale, liée à la pédologie, mais également induite par la présence de rangs et d'inter-rangs et la répartition non homogène de la couverture du sol quand elle est présente. Cette hétérogénéité a pu entraîner des différences entre la nature des échantillons prélevés pour réaliser les incubations et ceux utilisés pour suivre la dynamique de l'azote minéral du sol *in situ* ;

- Les échantillons prélevés pour les incubations n'ont pas pris en compte le mulch de matière organique présent à la surface du sol. Ce mulch contient à la fois des matières organiques de l'apport précédent et des matières organiques plus évoluées. Si les produits organiques récemment apportés participent peu ou pas à la fourniture d'azote par le sol, par contre, les matières organiques plus évoluées peuvent contribuer à la minéralisation de l'azote du sol et ne sont pas prises en compte dans les mesures réalisées au laboratoire ;

- Le traitement des échantillons (en particulier tamisage du sol) et les conditions expérimentales des incubations de sol en conditions contrôlées sont relativement éloignées des conditions du sol en place. Ainsi, la densité du sol n'est pas reconstituée au laboratoire alors qu'elle joue un rôle important sur l'intensité des processus biologiques *in situ* (HOUOT *et al.*, 1990) ;

- Enfin, le calcul des valeurs de V_p obtenues au laboratoire a été effectué en prenant comme hypothèse de travail que seul l'horizon superficiel du sol (0-25 cm) contribuait à la minéralisation de l'azote du sol. Or les sols sont relativement riches en matière organique, y compris pour les horizons profonds. La minéralisation de l'azote du sol *in situ* a pu inclure une contribution des horizons sous-jacents qui n'ont pas été pris en compte dans le calcul des valeurs de V_p par incubation en conditions contrôlées. Toutefois, les simulations des profils d'azote avec le modèle LIXIM ont montré que la prise en compte d'une épaisseur de 25 cm pour la couche minéralisante était suffisante pour simuler correctement le fonctionnement du sol.

Malgré les résultats parfois divergents donnés par les deux approches, celles-ci restent complémentaires. Les mesures de V_p obtenues par incubation en conditions contrôlées permettent de comparer de nombreux sols dans les mêmes conditions alors que l'approche au champ

est beaucoup plus lourde du point de vue expérimental et nécessite une à plusieurs périodes de mesure pour être considérée comme fiable. Toutefois, le suivi *in situ* des dynamiques de l'azote minéral du sol reste l'approche de référence pour appréhender les processus de minéralisation et de perte d'azote à l'échelle de la parcelle.

IV - FOURNITURE EN AZOTE DU SOL PENDANT LA PÉRIODE VÉGÉTATIVE DE LA VIGNE

La confrontation des dynamiques d'azote minéral dans le profil de sol à celles des simulations de la fourniture d'azote par le sol pendant la période végétative obtenues à partir des valeurs calculées sur la période de repos végétatif, montre, qu'au moment du débourrement de la vigne, l'absorption d'azote minéral par la plante est négligeable ou nulle. À cette période, le réveil végétatif de la vigne est essentiellement assuré à partir des réserves azotées de la plante, ce qui a été montré par plusieurs auteurs (NAS-SAR et KLIOWER, 1966 ; CONRADIE, 1980, 1986 ; WERMELINGER, 1991 ; ZAPATA, 1998). Une fertilisation azotée réalisée à cette période, qu'elle qu'en soit la forme, est donc inutile (GROOT-OBBINK *et al.*, 1973 ; CONRADIE, 1991 ; KELLER et KOBLET, 1994). Au moment de la floraison, la quantité d'azote minéral prélevée reste faible (10 kg N ha^{-1}) ce qui est en accord avec les travaux de ZAPATA (1998) qui a montré qu'à partir de ce stade, les besoins de la plante et l'absorption d'azote minéral du sol s'accroissent. Le prélèvement se poursuit jusqu'à la période des vendanges, avec en moyenne un prélèvement de 57 kg N ha^{-1} pour l'ensemble du cycle végétatif, ce qui correspond à l'ordre de grandeur de la valeur avancée (63 kg N ha^{-1}) en Champagne. Cette estimation est en accord avec DELAS (1989) qui rapporte un prélèvement de 20 à $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et CHAMPAGNOL (1984) qui a estimé ce prélèvement de 40 à $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Elle est également conforme aux résultats obtenus par MAROCKE *et al.* (1976) en Alsace avec un prélèvement moyenne de $54 \pm 3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Par ailleurs, une part de l'azote absorbé sera restitué au sol au cours de l'automne (chute des feuilles) et des tailles de la vigne (sarments). Par conséquent, les exportations par la vendange sont plus faibles que les prélèvements annuels et de faible amplitude, puisque l'impératif de la qualité impose un objectif de rendement limité en fonction des appellations. Dans ce contexte, la fourniture en azote des sols des sites étudiés pourvoit correctement à l'alimentation azotée de la vigne, non seulement pour les sols avec couverture organique mais également pour les sols sans apport. En revanche, la présence d'un couvert enherbé peut représenter une concurrence pour l'alimentation en azote de la vigne (MAIGRE *et al.*, 1995). Ainsi, selon NEYROUD et PARISOD (1983) et MAIGRE et MURISIER (1991), l'enherbement permanent exerce une concurrence en prélevant de l'eau et de l'azote minéral. Les observations visuelles effectuées pour le traitement avec enherbement

et fertilisation minérale du site de Montbré (résultats non présentés) mettent en évidence des signes de carence en azote alors que le stock d'azote minéral du sol ne montre pas d'écart significatif avec le témoin où ces signes ne sont pas observés. Par ailleurs, la modalité enherbement sans azote du site Avenay 1 ne présente pas cette carence par comparaison au traitement témoin. Dans ces sites, les carences seraient donc plutôt liées à une réserve hydrique amoindrie, entraînant une plus faible disponibilité de l'azote surtout en présence de fertilisation minérale qui stimule le développement printanier du couvert « enherbé » et par conséquent, l'évapotranspiration.

CONCLUSIONS

Les sols des différents sites Champenois étudiés, qui n'ont pas eu d'entretien organique depuis plusieurs années, présentent des potentiels de fourniture en azote qui permettent d'assurer la nutrition azotée de la vigne pendant sa période végétative. Dans ces situations, où les sols sont bien pourvus en matière organique, une fertilisation minérale azotée apparaît comme superflue.

La couverture des inter-rangs de vigne avec des produits organiques pauvres en azote (écorces) ou de produits stabilisés (composts, tourbe) ne modifie pas sensiblement la fourniture des sols en azote. Néanmoins, pour limiter les risques d'érosion, cette méthode de couverture du sol nécessite d'apporter des volumes relativement importants et régulièrement (tous les trois ans) ; à long terme, ces apports modifient le stock d'azote organique du sol, la fourniture du sol en azote et les risques de perte de nitrates par lixiviation.

Enfin, pour les vignes dont le couvert en inter-rang est assuré par un enherbement permanent, les mesures de potentiel de minéralisation et le suivi de la dynamique de l'azote minéral à des périodes clés ne mettent intrinsèquement pas en évidence de différence significative de fourniture en azote par comparaison avec un sol maintenu nu. Toutefois, l'apport d'une fertilisation minérale azotée sur ce couvert peut avoir des conséquences sur l'alimentation hydrique et azotée du couvert végétal et de la vigne qu'il conviendrait de préciser.

Remerciements : Cette étude a été soutenue par le Réseau Vignes et Vins Septentrionaux (RVVS) par le biais de financements des Régions Champagne-Ardenne et Bourgogne. Les auteurs remercient G. Alavoine, M.J. Herre, F. Millon, S. Millon (INRA) et A. De Almeida (CIVC) pour leur contribution technique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BALLIF J.-L., 1990. Érosion dans le vignoble champenois : influence des techniques culturales (France). Cah. ORSTOM, sér. Pédol., **25**, 151-156.

- BALLIF J.-L., HERRE C., 1994. Lysimétrie en monolithes d'une rendzine brune sur craie cryoturbée : bilan hydrique en sols planté en vigne, nu, enherbé et cultivé. *Progrès Agric. Vitic.*, **111**, 163-174.
- BALLIF J.-L., HERRE C., GOBERT D., 1995. Les eaux de ruissellement et d'infiltration d'un sol viticole champenois : résultats de couvertures de composts urbains et d'écorces broyées - 1985-1994. *Progrès Agric. Vitic.*, **112**, 534-544.
- BERRY B., THICOÏPÉ J.P., NOUAIM R., CHAUSSOD R., 2003. Les amendements organiques en cultures légumières. Influence sur l'activité biologique des sols. Infos-CTIFL, **190**, 50-53.
- BROWN S., JIANGMING M., McPHERSON J.K., BELL D.T., 1996. Decomposition of woody debris in Western Australian forests. *Can. J. Forest Res.*, **26**, 954-966.
- CHAMPAGNOL F., 1984. *Éléments de physiologie de la vigne et de viticulture générale*. F. Champagnol, Saint-Gély-du-Fesc.
- CONRADIE W.J., 1980. Seasonal uptake of nutrients by Chenin blanc in sand culture : I. Nitrogen. *S. Afric. J. Enol. Vitic.*, **1**, 59-65.
- CONRADIE W.J., 1986. Utilization of nitrogen by the grapevine as affected by time of application and soil type. *S. Afric. J. Enol. Vitic.*, **7**, 76-83.
- CONRADIE W.J., 1991. Translocation and storage of nitrogen by grapevines as affected by time of application. In: (Ed. J.M. Rantz) *Proceed. Int. Symp. on Nitrogen in Grapes and Wine*, Seattle WA, USA. American Society for Enology and Viticulture, Davis CA, USA, p. 32-42.
- DELAS J., 1989. La fertilisation des vignobles de qualité. *Connaissance Vigne Vin*, n° hors série, 33-36.
- DURYEA M.L., ENGLISH R.J., HERMANSEN L.A., 1999. A comparison of landscape mulches: chemical, allelopathic, and decomposition properties. *J. Arboric.*, **25**, 88-97.
- EMDE, K., 1992. Experimentelle Untersuchungen zu Oberflächenabfluß und Bodenaustrag in Verbindung mit Starkregen bei verschiedenen Bewirtschaftungssystemen in Weinbergsarealen des oberen Rheingaus. *Geisenheimer Berichte*, Band 12, Gesellschaft zur Förderung der Forschungsanstalt, Geisenheim, Germany.
- ERHART E., HARTL W., 2002. Unkrautunterdrückung im Weinbau durch Mulch mit gehäckseltem Strauchschnitt, Reifkompost-Grobfraktion und Frishkompost. *Mitt. Klosterneuburg*, **52**, 89-96.
- FRANCOU C., 2003. Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage - Recherche d'indicateurs pertinents. *Thèse de doctorat*, INA-PG, Paris.
- GANJEGUNTE G.K., CONDRON L.M., CLINTON P.W., DAVIS M.R., MAHIEU N., 2004. Decomposition and nutrient release from radiata pine (*Pinus radiata*) coarse woody debris. *Forest Ecol. Manag.*, **187**, 197-211.
- GOH K.M., TUTUA S.S., 2004. Effects of organic and plant residue quality and orchard management practices on decomposition rates of residues. *Comm. Soil Sci. Plant*, **35**, 441-460.
- GROOT-OBBINK J., ALEXANDER D.M., POSSINGHAM J.V., 1973. Use of nitrogen and potassium reserves during growth of grapevine cuttings. *Vitis*, **12**, 207-213.
- HOUOT S., CHAUSSOD R., HOUNEMENOU C., BARRIUSO E., BOURGEOIS S., 1991. Differences induced in the soil organic matter characteristics and microbial activity by various management practices in long term field experiments. In: (Berthelin J. ed.) *Developments in geochemistry, 6 : Diversity of environmental biogeochemistry*. Elsevier, Paris, p. 435-443.
- 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 du sol. In: (Calvet R., ed.) *Nitrates, agriculture, eau*. INRA éditions, Versailles, p. 201-207.
- HUE N.V., SOBIESZCZYK B.A., 1999. Nutritional values of some biowastes as soil amendements. *Compost Sci. Util.*, **7**, 34-41.
- HUGLIN P., SCHNEIDER C., 1998. *Biologie et écologie de la vigne*. TEC & DOC ed., Paris.
- HYVÖNEN R., AGREN G., ANDRÉN O., 1996. Modelling long-term carbon and nitrogen dynamics in an arable soil receiving organic matter. *Ecol. Appl.*, **6**, 1345-1354.
- ITCF, 1991. STATITCF, version 5.0. ARVALIS-Institut du végétal, Boigneville, France.
- JAKSE M., MIHELIC R., 1999. The influence of organic and mineral fertilisation on vegetable growth and N availability in soil: preliminary results. *Acta Hort.*, **506**, 69-75.
- KAMPHAKE L.J., HANNAH S.A., COHEN J.M., 1967. Automated analysis for nitrate by hydrazine reduction. *Water Res.*, **1**, 205-216.
- KANDELER E., PENNERSTORFER C., BAUER E., BRAUN R., 1994. Mikrobiologische Beurteilung biologischer Bodendekontaminationsverfahren im Modellversuch. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **157**, 345-350.
- KELLER M., KOBLET W., 1994. Is carbon starvation rather than excessive nitrogen supply the cause of inflorescence necrosis in *Vitis vinifera* L. *Vitis*, **33**, 81-86.
- KROM M.D., 1980. Spectrophotometric determination of ammonia: a study of a modified Berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. *Analyst*, **105**, 305-316.
- LOAGUE K., GREEN R.E., 1991. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models : overview and applications. *J. Contam. Hydrol.*, **7**, 51-73.
- LOPEZ R., DURAN C., MURILLO J.M., CABRERA F., 1998. Geranium's response to compost based substrates. *Acta Hort.*, **469**, 255-262.
- MCCOLL J.G., POWERS R.F., 2003. Decomposition of small woody debris of California red Fir: mass loss and elemental content over 17 years. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **67**, 1227-1233.
- MAIGRE D., AERNY J., MURISIER F., 1995. Entretien des sols viticoles et qualité des vins de Chasselas : influence de l'enherbement permanent et de la fumure azotée. *Rev. Suisse Vitic. Arboric. Hort.*, **27**, 237-251.

- MAIGRE D., MURISIER F., 1991. Bilan intermédiaire d'un essai d'entretien du sol en viticulture. *Rev. Suisse Vitic. Arboric. Hortic.*, **23**, 343-349.
- MAROCKE R., BALTHAZARD J., CORREGE G., 1976. Exportations en éléments fertilisants des principaux cépages cultivés en Alsace. *C.R. Ac. Agric. Fr.*, **6**, 420-429.
- MARY B., BEAUDOIN N., JUSTES E., MACHET J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *Eur. J. Soil Sci.*, **50**, 549-566.
- MIHELIC R., JAKSE M., 2001. Nitrogen dynamics in intensive vegetable crop rotation influenced by organic fertilisation. *Acta Hort.*, **563**, 163-170.
- MORLAT R., 1981. Effets comparés de deux techniques d'entretien du sol sur l'enracinement de la vigne et sur le milieu édaphique. *Agronomie*, **1**, 887-896.
- MORLAT R., JACQUET A., 2003. Grapevine root system and soil characteristics in a vineyard maintained long-term with or without interrow sward. *Am. J. Enol. Vitic.*, **54**, 1-7.
- MORVAN T., NICOLARDOT B., PÉAN L., 2005. Are organic fractionation methods of real interest in evaluating C degradation and N mineralization of animal waste in soils? *Biol. Fert. Soils* (accepté pour publication).
- NASSAR A.R., KLIEWER W.M., 1966. Free amino acids in various parts of *Vitis vinifera* at different stage of development. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.*, **89**, 281-294.
- NEYROUD J.A., PARISOD J.F., 1983. Disponibilité de l'azote minéral pour la vigne en relation avec diverses fumures et techniques culturales. *Rev. Suisse Vitic. Arboric. Hortic.*, **15**, 367-371.
- PAUL J.W., BEAUCHAMPE G., 1994. Short-term nitrogen dynamics in soil amended with fresh and composted cattle manure. *Can. J. Soil Sci.*, **74**, 147-155.
- PERSSON J., KIRCHMANN H., 1994. Carbon and nitrogen in arable soils as affected by supply of N fertilizers and organic manures. *Agric. Ecoyst. Environ.*, **51**, 249-255.
- PESCHKE H., MOLLENBAUER S., 1993. Der einfluss von Holz- und Rindenmaterial europäischer und tropischer Baumarten and die Stickstoff- und Kohlenstoff- dynamik des Bodens. *Gartenbauwissenschaft*, **58**, 97-103.
- PICKERING J.S., SHEPHERD A., 2000. Evaluation of organic landscape mulches: composition and nutrient release characteristics. *Arboric. J.*, **24**, 175-187.
- RICHTER G., 1980. Tree years of plot measurements in vineyards of Moselle - Region - some preliminary results. *Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Bd.* **35**, 81-91.
- RODRIGO A., RECOUS S., NEEL C., MARY B., 1997. Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: comparison of nine models. *Ecol. Model.*, **102**, 325-339.
- RODRIGUEZ-LOVELLE B., SOYER J.P., MOLOT C., 2000. Nitrogen availability in vineyard soils according to soil management practices. Effects on vine. *Acta Hort.*, **526**, 277-285.
- RYSER J.P., PITTET J.P., 2002. Risques de pertes d'azote dans le sol par lixiviation, résultats d'essais en lysimètres. *Rev. Suisse Agric.*, **34**, 2, 67-71.
- SAS Institute 2001. SAS for windows Version 8.02. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- SPAYD S.E., STEVENS R.G., WAMPLE R.L., EVANS R.G., 2000. Impact of nitrogen fertilization on vine performance and juice and wine composition of 'riesling' grapes (*Vitis vinifera* L.) in Washington state. *Acta Hort.*, **512**, 65-75.
- SPRING J.L., 2002. Valorisation de la fumure azotée en vignes enherbées ; résultats d'un essai sur Chasselas dans le bassin lémanique. *Rev. Suisse Vitic. Arboric. Hortic.*, **34**, 5, 289-296.
- WEINZAEPFLEN E., TYCHON B., GODDEN B., 2000. Use of mineralization kinetics to estimate the agricultural value of a compost incorporated into a vineyard in Luxembourg. In : (Warman, P.R., Taylor B.R. eds) *Proceedings of the international composting symposium (ICS'99)*, CBA Press Inc, Truro, Canada, 1-2, p. 876-884.
- WERMELINGER B., 1991. Nitrogen dynamics in grapevine: physiology and modeling. In: (Ed. J.M. Rantz) *Proceed. Int. Symp. on Nitrogen in Grapes and Wine*, Seattle WA, USA. American Society for Enology and Viticulture, Davis CA, USA, p. 23-31.
- WHEELER S.J., PICKERING G.J., 2003. Optimizing grape quality through soil management practices. *Food Agric. Environ.*, **1**, 190-197.
- ZAPATA C., 1998. Suivi pluriannuel de la mise en place et de la mobilisation des réserves carbonées et azotées chez deux cépages de vigne (*Vitis vinifera* L.) présentant une sensibilité différente à la coulure. *Thèse Doctorat*, INA-PG, Paris.

Manuscrit reçu le 16 août 2005 ; accepté pour publication, après modifications le 16 novembre 2005