

PREAMBULE

Les articles présentés dans cette revue concernent essentiellement la pollution nitrique des eaux souterraines en zones irriguées et particulièrement dans la périmètre irrigué du tadla, ou ce problème commence à prendre de l'ampleur dans les périmètres irrigués du Maroc, la pollution nitrique diffuse des eaux souterraines diminue le potentiel des ressources hydriques de bonne qualité, génère un risque sanitaire pour la population rurale et compromet le développement socio-économique du pays. Sa maîtrise nécessite des connaissances suffisantes des causes et des mécanismes responsables de cette pollution.

Ces articles à caractère scientifique, sont soumis pour publication dans des revues internationales ainsi que dans la revue "Hommes, Terre et Eaux" pour une plus large diffusion auprès du lectorat marocain. Il ont pour objectif de cerner cette pollution à travers une démarche complète et approfondie comportant:

- à l'échelle régionale:

- l'état des lieux de la contamination des aquifères par les nitrates (Article 1);
- l'identification et l'analyse des facteurs explicatifs de cette pollution (Article 1, 2, 3);

- et à l'échelle de la parcelle:

- l'expérimentation et l'évaluation d'un modèle qui décrit le mouvement de l'eau et le transfert et les transformations des solutés dans la couche du sol non saturée (LEACHM) (Article 4 et 5).

Sur le plan scientifique, cette étude apporte une réelle contribution aux connaissances scientifiques en matière de dynamique de l'azote minéral dans la couche du sol non saturée au cours de différents cycles culturaux et pendant l'interculture en région méditerranéenne irriguée

et son interaction avec les conditions écologiques (température et régime hydrique du sol). Par rapport aux nombreuses références qui existent sur ce sujet dans plusieurs régions du Monde, les résultats de cette étude montrent des différences importantes dans le fonctionnement des cycles carbone-azote qui sont dues au contexte pédoclimatique étudié. Le risque de pollution de la nappe par l'ion nitrate est, en effet, sans comparaison avec d'autres références agronomiques notamment celles des zones tempérées et se trouve ainsi le résultat i) d'une minéralisation intense de la matière organique native du sol pendant et après la période des cultures, ii) d'une libération appréciable d'ammonium fixé, iii) ainsi que d'une surfertilisation chronique. Une réflexion intéressante a été engagée sur l'ion ammonium non échangeable, fixé sélectivement dans l'espace inter-feuillets des argiles. Cette réflexion ouvre des perspectives pour des études plus détaillées de ce pool d'azote qui est actuellement négligé dans les stratégies de gestion de l'azote dans les systèmes agricoles du Tadla mais qui pourrait contribuer activement à la pollution nitrique des eaux souterraines dans cette région. Ces études permettront également une meilleure compréhension du statut de fertilité azotée des sols du Tadla.

Par ailleurs, la modélisation offre un outil simple et précieux pour la gestion agricole et environnementale des systèmes de culture. L'évaluation, dans les conditions du Tadla, des deux sous modèles de LEACHM: LEACHW pour le régime hydrique et LEACHN pour le transfert et les transformations d'azote dans le sol confirme l'intérêt d'un tel outil pour piloter les irrigations, contrôler le drainage et préserver les ressources en eau souterraine des polluants agricoles ou pour une évaluation environnementale des pratiques agricoles

notamment lorsque le mouvement préférentiel de l'eau n'est pas dominant. En revanche, le sous modèle LEACHN, qui présente des limitations à simuler la dynamique d'azote minéral dans le sol, nécessite certaines améliorations.

Sur le plan pratique, les connaissances acquises dans le cadre de cette étude ont permis d'étayer des recommandations, concernant la conduite raisonnée de l'irrigation et de la fertilisation azotée et la gestion rationnelle des systèmes de culture, qui permettront d'appuyer le programme d'action de protection des ressources en eau dans cette région. Ainsi, le choix de cultures et de rotations culturales appropriées, l'enfouissement des résidus de récolte à C/N élevé, tels que les pailles des céréales, le semis précoce, dense et sans apport d'azote et la pratique des dérobés d'été constituent à cet effet, des moyens efficaces pour une réduction du risque de lixiviation de l'ion nitrate.

Enfin, sur le plan méthodologique, la démarche de recherche-développement adoptée dans cette étude "du régional au local" mérite d'être développée sur le plan pratique. Elle mérite également d'être appliquée pour les autres périmètres irrigués et pour d'autres types de polluants en particulier les pesticides qui constituent une menace sérieuse pour la qualité des eaux souterraines et pour la santé de la population.

Mots clés :

Pollution, eaux souterraines, nitrates, facteurs explicatifs, milieu physique, systèmes de culture, azote minéral résiduel, ammonium non échangeable, régime hydrique, dynamique de l'azote dans le sol, LEACHM.

AZOTE MINERAL RESIDUEL ET SON EVOLUTION PENDANT L'ETE EN FONCTION DU PRECEDENT CULTURAL EN CLIMAT MEDITERRANEEN

H. BERDAI¹, N. AGHZAR² et B. SOUDI³

RESUME

Dans les zones d'intensification agricole des pays méditerranéens, l'azote minéral résiduel après récolte constitue une source majeure de nitrate pouvant être lixivié au delà de la zone racinaire au cours d'une campagne agricole. La présente étude a été conduite dans le périmètre irrigué du Tadla (Maroc). La fertilisation azotée abusive adoptée par les agriculteurs pour les principales cultures d'une part et le fort pouvoir de minéralisation des sols d'autre part, laissent un reliquat important d'azote minéral dans le sol. Ce reliquat, dont près de la moitié sous forme nitrique, est évalué en moyenne sur la profondeur 0-100 cm à 430 ; 247 ; 235 ; 208 et 162 kg/ha respectivement pour les précédents culturaux: maraîchage, betterave à sucre, jachère, céréales et luzerne. Le suivi de l'azote minéral du sol pendant la période estivale a été réalisé dans les mêmes parcelles non cultivées après récolte. Ce suivi a montré que, en dépit des faibles humidités, l'ammonification persiste et génère une augmentation de la teneur en ammonium dans le sol. Après le retour des premières pluies automnales, des quantités appréciables d'azote minéral variant de 5 à 20 mg/kg dans la couche 0 - 100 cm du sol, de prédominance nitrique, sont libérées dans le sol pour tous les précédents culturaux sauf pour le précédent céréale où se produit une organisation de l'azote. Le taux d'accroissement de N minéral dans la couche 0-100 cm, entre la fin de l'été et les premières pluies, est de 89 ; 47 ; 51 et 17 % respectivement pour les précédents luzerne, cultures maraîchères, betterave à sucre et jachère . Il diminue de 21% pour les céréales. Le rapport $N_{\text{aut}}/N_{\text{total}}$ est assez variable (entre 0.60 et 2.94) suggérant que la minéralisation provient d'un flush effect et de la minéralisation de la matière organique du sol, des résidus de récolte et du fumier de ferme. L'importance du stock d'azote minéral dans le sol, en début de période drainante, lié à l'azote minéral résiduel à la récolte et à son évolution pendant l'été constitue un risque de pollution de la nappe par les nitrates. Ce risque dépend de la nature du précédent cultural. Les résultats de cette étude ont permis d'émettre quelques recommandations : la fertilisation nécessite d'être rationalisée en vue d'améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote et de réduire l'azote minéral résiduel à un niveau acceptable pour prévenir la lixiviation des nitrates tout en maintenant un niveau de production satisfaisant et économiquement rentable. Pour cela, des essais de démonstration ayant pour objectif la réduction des doses d'engrais azotés apportées, similaires à ceux conduits pour le blé et la betterave à sucre nécessitent d'être généralisés pour l'ensemble des cultures.

Mots clés

azote minéral résiduel, précédent cultural, minéralisation, immobilisation, pollution, nitrates, eaux souterraines.

1. INTRODUCTION

Dans les périmètres d'intensification agricole des pays méditerranéens, l'azote minéral résiduel constitue l'un des facteurs déterminants du risque potentiel de lixiviation des nitrates au delà de la zone racinaire. En effet, l'azote minéral résiduel, se trouvant dans le sol après récolte des cultures constitue, dans le cas où le sol reste nu jusqu'à la période pluviale, non seulement une perte économique pour l'agriculteur mais également une source importante de

nitrates pouvant être exposée en début de campagne agricole au phénomène de lixiviation. Ce risque est d'autant plus grave que les pluies automnales sont importantes et qu'elles surgissent très tôt dans le cycle alors que les besoins en azote des cultures nouvellement installées sont encore faibles. L'irrigation non maîtrisée concourt également à l'entraînement des nitrates en profondeur.

Pendant ces dix dernières années, l'évaluation de l'azote minéral

résiduel (NMR), a suscité l'intérêt des chercheurs dans plusieurs régions du monde (Wehrmann et al., 1989; Keeney et Follet, 1991; Follet et al., 1994; Boman et al., 1995; Goderya et al., 1998), et notamment dans les pays à climat tempéré (Harrus et Fahnert, 1987; Neeteson et Ehlert, 1989; Machet et Mary, 1990; Hofman et Verdegem, 1990; Neeteson, 1994 et Németh, 1994). Le NMR est considéré comme source potentielle de pollution de la nappe par les nitrates. La proportion

1. Service des Expérimentations, des Essais et de la Normalisation (SEEN) de l'Administration du Génie Rural. Laboratoire de Conservation des Eaux et des Sols. 461, Avenue Hassan II, Akkari, Rabat, Maroc. Tél. / Fax : 212 -037-69-84-32

2. Université Mohamed V, Faculté des Sciences, Département de Biologie -Rabat, Maroc.

3. Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat, Maroc.

de NMR lixivié dépend essentiellement de la répartition pluviométrique, de l'occupation du sol et du stade végétatif des cultures pendant les périodes de drainage. Il est également considéré comme indice d'efficacité de la fertilisation azotée des cultures notamment dans les zones sèches où les risques de pertes de $N-NO_3^-$ par lixiviation sont minimes (Thompson et Whitney, 1998 et Westfall et al., 1996).

Le niveau du NMR varie considérablement en fonction du climat, de la nature du sol et des pratiques culturales adoptées. En étudiant deux types de sol, Johnson et al (1996) ont rapporté que dans le cas d'un sol sableux, le NMR n'augmente que de 0,05 kg/ha par kg d'azote appliqué, cette augmentation est quatre fois plus importante pour un sol argileux. Ceci a été expliqué par la grande capacité de rétention d'eau et la faible lixiviation des nitrates dans le cas du sol argileux. Une accumulation plus importante du NMR a été également observée lorsque les prélèvements d'azote par les plantes sont faibles par rapport à la dose d'azote appliquée et la fourniture d'azote par le sol (Neeteson et Ehlert, 1989 ; Neeteson et al., 1994; Follet et al., 1994; Németh, 1994; Warncke, 1996; Vanden Boogard et Thorup Kristensen, 1997 et Corbeels et al., 1999). Le NMR est également influencé par le type d'engrais utilisé et le moment d'apport. Ainsi, l'application d'ammonium anhydre augmente le NMR par rapport à d'autres traitements comportant l'urée et le nitrate d'ammonium (Boman et al., 1995). L'application de la fertilisation azotée ou minérale en automne à un maïs fourrager, dans les conditions climatiques de la région côtière Sud de la Colombie Britannique (Canada), laisse des quantités importantes de NMR dans le sol par rapport à un apport au printemps (Zebarth et al., 1996). Le même résultat est obtenu pour une plantation tardive par rapport à une plantation précoce (Johnson et al.,

1996). La pratique de l'interculture permet la consommation du NMR par les cultures et par conséquent la diminution du risque de pollution de la nappe par les nitrates. Pour une monoculture de maïs, l'introduction du ray-grass d'Italie en interculture a permis de réduire le NMR de 47 % (Zhou et al, 1997). Les traitements phytosanitaires ayant une action bactéricide et anti-microbienne, peuvent également diminuer le NMR à cause d'une réduction de l'activité minéralisatrice des sols (Harrus et Fahner, 1987). Des cas contraires d'augmentation de la minéralisation sont observés après application du bromure de méthyle liés à l'effet de stérilisation partielle du sol (Soudi, communication personnelle). Certains systèmes de labour augmentent le NMR agissant favorablement sur la minéralisation de la matière organique du sol (Katupitiya et al., 1997).

Le NMR varie également en fonction du précédent cultural. Une synthèse bibliographique réalisée par Neeteson (1994) dans les conditions d'Europe de l'Ouest, montre que le NMR est plus élevé après pomme de terre qu'après betterave sucrière ou céréales lorsque ces cultures reçoivent la fertilisation azotée recommandée. Ainsi pour des apports de 120-130 kg N/ha pour la betterave à sucre et 80 à 210 Kg N/ha pour les céréales, le NMR est évalué à 10-40 kg N/ha . Il atteint 75 - 100 kg N/ha pour la pomme de terre recevant entre 200 et 300 Kg N/ha montrant ainsi que la pomme de terre est une culture moins efficace en N. Des résultats similaires ont été obtenus dans le cas de la pomme de terre par Hofman et Verdegem (1990). Pour les autres cultures maraîchères recevant entre 50 et 300 kg N/ha , les valeurs de NMR sont en général faibles à modérées (20-75 kg N/ha) (Neeteson, 1994). Elles dépassent, toutefois, 200 kg N/ha pour les cultures récoltées avant leur maturation telles que les épinards fertilisés à la dose 215 à 290 kg N/ha. Le risque de lixiviation des nitrates durant la période hivernale

suivante est aggravé si les résidus de récolte enfouis dans le sol sont riches en azote : c'est le cas de la betterave (50-150 kg N/ha) et des cultures maraîchères telles que le chou (100-200 kg N/ha) (Wehrmann et al., 1989 et Neeteson, 1994). L'analyse de ces résultats montre que l'effet de la nature du précédent cultural sur les valeurs du NMR dépend des doses d'engrais azotés utilisées et par conséquent du bilan d'azote dans le système sol-plante.

Pour les prairies et le maïs fourrager, le risque de lixiviation des nitrates est important essentiellement lorsque les parcelles sont pâturées en raison des apports excessifs en azote par les excréments animaux. Le NMR a été évalué en moyenne à 150 kg N/ha et peut même atteindre des valeurs plus élevées par endroit donnant lieu à une variabilité spatiale importante du NMR dans les zones de pâturage (Neeteson, 1994).

Dans les conditions des zones arides à semi-arides irriguées des pays méditerranéens, peu de données concernant le NMR sont disponibles dans la littérature. Pourtant dans ces régions, l'azote minéral résiduel revêt une grande importance (i) pour l'évaluation du risque de lixiviation des nitrates et (ii) dans l'élaboration du plan de fumure et surtout dans la stratégie du fractionnement des apports d'azote. De plus, dans ces régions, la récolte des grandes cultures , blé et betterave à sucre notamment, a lieu généralement en début d'été et le NMR pourrait varier pendant la saison estivale et après l'arrivée des premières pluies automnales de sorte qu'on se retrouverait en début de campagne agricole suivante avec des quantités d'azote minéral dans le sol totalement différentes de celles évaluées à la récolte. Dans le même contexte pédo-climatique, l'évolution du NMR pendant la phase d'interculture serait essentiellement pilotée par les facteurs écologiques : température et humidité du sol.

Les objectifs de la présente étude consistent en l'évaluation du NMR pour plusieurs précédents culturaux dans le périmètre irrigué du Tadla ainsi que son évolution à la sortie de la saison estivale et après le retour des premières pluies automnales.

2. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

La plaine du Tadla se situe dans le bassin de l'Oued Oum Er Rebia qui traverse la plaine et la partage en deux grands périmètres irrigués: Béni Amir au Nord et Béni Moussa au Sud dont les superficies irriguées sont respectivement de 33.000 ha et 69.500 ha. L'irrigation, essentiellement gravitaire, se fait à partir des eaux de surface et des eaux souterraines. Les sols prédominants sont de nature isohumiques bruns calcaires généralement profonds.

Le climat de la plaine est de type méditerranéen semi-aride à hiver froid. La moyenne annuelle des précipitations sur 38 ans (1951-89) est de 393,1 mm. Les mois les plus pluvieux sont mars et avril avec un cumul mensuel de 60,3 et 53,7 mm respectivement. La période sèche s'étale entre fin mai jusqu'à mi-octobre. Les moyennes mensuelles des températures maximales sont de 37,8 et 37,5 °C respectivement pour juillet et août. Par contre les mois les plus froids sont décembre et janvier avec des températures minimales mensuelles respectivement de 3,9 et 3,4 °C. L'évaporation moyenne annuelle est de l'ordre de 1816 mm. Elle est maximale en juillet-août (10 mm/j) et minimal en décembre (1,7 mm/j).

D'après les données sur l'occupation du sol par centre de développement agricole (Campagne 1995-1996, Données ORMVAT), la céréaliculture prédomine dans la totalité du périmètre. Les autres spéculations concernent principalement la betterave, les cultures maraîchères, la luzerne et l'arboriculture (olivier et agrumes), et sont réparties d'une manière différente selon les zones. Les légumineuses sont peu représentées.

Les successions culturales pratiquées dans la région sont nombreuses, la plus dominante est la rotation blé-betterave. Parmi les cultures maraîchères pratiquées, citons particulièrement le niora, le sésame et l'oignon. Leur précédents culturaux sont essentiellement des cultures maraîchères ou des céréales. La luzerne est souvent installée après luzerne ou céréales (Aghzar et al, en cours de publication).

3. MATERIEL ET METHODES

L'évaluation du NMR a été faite sur 25 parcelles choisies au hasard dans le périmètre irrigué du Tadla et représentant 5 précédents culturaux différents. Chaque précédent est donc représenté par 5 parcelles. Les prélèvements de sol ont été effectués à la récolte qui correspond au début de la période estivale (juin), à la sortie de l'été (septembre) et après l'arrivée des premières pluies automnales (octobre, 48 heures après pluie). Notons que ces parcelles sont restées nues pendant l'été. Les précédents culturaux ayant fait l'objet de cette étude sont: les céréales, la betterave à sucre, la luzerne, la jachère et les cultures maraîchères. Pour ces dernières, la récolte a eu lieu en septembre et non en juin. Les prélèvements d'échantillons ont été effectués dans les couches 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm. La méthode d'échantillonnage est celle de l'échantillon composite unique constitué à partir de 8 prélèvements. Les échantillons sont séchés à 40°C. L'azote minéral est dosé, dans la terre broyée, tamisée à 2 mm et homogénéisée, par la méthode de distillation après une extraction au CaCl₂ 0,01M avec un rapport sol : solution de 1/10.

Les sols étudiés ont été soumis à une caractérisation physico-chimique au laboratoire comportant la granulométrie (méthode de la pipette de Robinson), le pH, le calcaire total (calcimètre de Bernard) le carbone organique (méthode Walkley-Black), l'azote

total (méthode Kjeldahl) et l'indice de minéralisation par la méthode d'incubation anaérobie de Waring et Bremner (1964).

Pour chaque précédent cultural, les prélèvements des résidus de récolte ont été effectués dans trois parcelles différentes à raison de 2 placettes de 1 m² chacune par parcelle : soit au total 6 prélèvements par précédent cultural. Le poids de la matière sèche et les teneurs en carbone organique et en azote total ont été déterminés.

4. RESULTATS ET DISCUSSION

4.1. Caractérisation physico-chimique des sols

le tableau 1 présente les principales caractéristiques physico-chimiques du sol ainsi que l'indice de minéralisation de l'azote (appelé NWB). Les sols se caractérisent par une texture fine (limono-argileuse ou argilo-limoneuse) à très fine (argileuse). La fraction argileuse représente en moyenne 34 % dans la couche de surface 0-20 cm et augmente en profondeur pour atteindre 41 % au niveau 80-100 cm. Le pH est basique à cause d'une teneur élevée en calcaire total et varie entre 8,4 et 9,2. Les teneurs en carbone organique et en azote total de la couche 0-20 cm sont respectivement de 13,2 g/kg et 1,35 g/kg et diminuent progressivement en profondeur en atteignant des valeurs moyennes de 3,0 g/kg et 0,34 g/kg dans la couche 80-100 cm.

La capacité minéralisatrice de l'azote des sols évaluée par l'indice de minéralisation (ou fraction d'azote minéralisable) représentant la quantité d'azote ammoniacal libérée dans le sol après 7 jours d'incubation anaérobie à 40 °C, est élevée vu la qualité des sols et notamment leur texture et varie considérablement entre les sites et en fonction de la profondeur. Les quantités d'azote produites dans la couche 0-20 cm sont en moyenne de 52 mg/kg. La contribution potentielle des horizons inférieurs à la fourniture de N minéral par le sol

Tableau 1: Caractéristiques physico-chimiques des sols pour les différents précédents culturaux

Précédent	Profondeur	A %		L %		S %		pH		CaCO ₃ tot %		C %		N tot %		N _{wr} mg/kg		N _{wr} /N _{tot}
Céréales	0-20	33,25	(4,57)	42,00	(4,97)	24,89	(4,75)	8,58	(0,24)	12,18	(2,96)	1,48	(0,34)	0,144	(0,040)	62,36	(12,02)	4,35
	20-40	37,26	(6,92)	42,19	(3,45)	22,22	(7,12)	8,65	(0,17)	14,53	(4,45)	1,12	(0,21)	0,117	(0,023)	40,69	(11,23)	3,47
5 parcelles	40-60	35,75	(4,59)	40,92	(1,88)	25,42	(6,05)	8,80	(0,20)	18,27	(7,66)	0,52	(0,22)	0,052	(0,015)	20,58	(3,60)	3,93
	60-80	35,85	(5,61)	39,67	(2,10)	26,10	(4,36)	8,80	(0,20)	26,67	(9,48)	0,45	(0,20)	0,043	(0,013)			
	80-100	34,68	(3,75)	39,83	(1,81)	25,95	(2,57)	8,87	(0,15)	18,37	(3,16)	0,32	(0,17)	0,026	(0,018)			
Luzerne	0-20	32,86	(3,45)	38,49	(6,06)	28,89	(8,13)	8,78	(0,13)	13,44	(9,05)	1,34	(0,26)	0,139	(0,033)	53,95	(13,60)	3,88
	20-40	32,71	(3,67)	38,46	(8,23)	29,41	(9,54)	8,96	(0,17)	14,64	(7,48)	0,87	(0,18)	0,092	(0,029)	33,39	(13,37)	3,62
5 parcelles	40-60	33,39	(1,11)	39,30	(7,76)	27,28	(6,53)	9,03	(0,17)	15,85	(11,01)	0,39	(0,09)	0,043	(0,005)	11,94	(9,06)	2,76
	60-80	32,08	(4,99)	40,95	(10,39)	26,94	(5,52)	9,03	(0,17)	13,80	(8,83)	0,30	(0,05)	0,034	(0,003)			
	80-100	33,59	(4,39)	40,75	(11,13)	25,74	(5,36)	9,00	(0,08)	13,85	(7,94)	0,23	(0,01)	0,024	(0,009)			
Betterave	0-20	32,93	(3,20)	37,24	(4,72)	30,34	(6,40)	8,78	(0,15)	13,18	(6,50)	1,32	(0,09)	0,136	(0,006)	64,86	(20,98)	4,77
	20-40	36,10	(5,89)	33,62	(3,25)	30,13	(8,56)	8,98	(0,08)	19,04	(9,22)	0,83	(0,15)	0,088	(0,020)	38,09	(19,06)	4,31
5 parcelles	40-60	38,35	(5,00)	34,15	(4,33)	27,33	(7,05)	9,00	(0,14)	12,73	(11,63)	0,48	(0,21)	0,056	(0,019)	16,57	(12,27)	2,96
	60-80	39,50	(2,83)	35,15	(9,69)	24,14	(10,56)	9,15	(0,07)	15,95	(17,32)	0,21	(0,06)	0,031	(0,001)			
	80-100	40,90	(1,56)	35,75	(12,37)	22,88	(11,49)	9,15	(0,07)	9,25	(7,85)	0,17	(0,07)	0,026	(0,007)			
Jachère	0-20	36,22	(6,52)	38,00	(3,69)	27,21	(7,14)	8,60	(0,20)	11,36	(2,50)	1,22	(0,20)	0,130	(0,013)	40,25	(15,20)	3,10
	20-40	39,00	(7,44)	33,76	(1,79)	27,81	(8,65)	8,76	(0,24)	17,40	(5,03)	0,89	(0,07)	0,094	(0,014)	34,40	(13,45)	3,68
5 parcelles	40-60	42,28	(6,23)	33,85	(1,03)	24,55	(5,89)	8,70	(0,24)	12,58	(5,74)	0,66	(0,01)	0,073	(0,002)	17,16	(5,55)	2,34
	60-80	47,75	(0,00)	32,00	(0,00)	21,24	(0,00)	8,60	(0,00)	20,40	(0,00)	0,53	(0,00)	0,054	(0,000)			
	80-100	49,00	(0,00)	31,50	(0,00)	19,84	(0,00)	8,60	(0,00)	17,90	(0,00)	0,39	(0,00)	0,049	(0,000)			
cultures	0-20	38,80	(5,76)	41,50	(4,18)	21,07	(1,94)	8,44	(0,09)	13,92	(6,97)	1,25	(0,32)	0,126	(0,019)	40,10	(20,37)	3,17
maraichères	20-40	43,65	(2,30)	39,30	(5,12)	19,12	(2,75)	8,52	(0,04)	13,02	(2,90)	1,00	(0,24)	0,097	(0,023)	28,48	(8,89)	2,95
	40-60	44,50	(2,61)	36,06	(4,46)	20,26	(1,20)	8,55	(0,06)	18,85	(3,61)	0,67	(0,07)	0,069	(0,007)	14,04	(6,33)	2,03
5 parcelles	60-80	45,44	(2,76)	34,75	(3,18)	21,27	(0,19)	8,60	(0,00)	26,08	(8,11)	0,56	(0,09)	0,055	(0,002)			
	80-100	47,00	(3,46)	34,25	(3,23)	21,78	(2,43)	8,63	(0,05)	17,13	(1,55)	0,41	(0,08)	0,046	(0,004)			

A : argile
L : limon
S : sable

MO : matière organique

N tot : azote total

N WR : Indice de minéralisation anaérobie du sol

n'est pas négligeable. En effet, les quantités d'azote minéralisées en incubation sont en moyenne de 35 mg/kg et 16 mg/kg respectivement pour les couches 20-40 cm et 40-60 cm soit une contribution de 49 % de l'azote minéralisé entre 0 et 60 cm. Ces résultats rejoignent ceux obtenus par Soudi et al (1988) sur trois types de sol du Tadla : isohumique vertique, isohumique brun modal et isohumique châtain. Ces auteurs ont en effet mesuré que la contribution relative des différentes couches de sol à la minéralisation évaluée après 16 semaines d'incubation aérobie a été de 38,4 % pour la couche de surface (0-20cm), de 26 % à 50 % pour la couche 20-60 cm et de 4 % à 16 % pour la couche 60-120 cm.

La diminution de la minéralisation avec la profondeur est tout a fait logique étant donnée la diminution de la teneur en carbone organique et en azote total des couches inférieures. Néanmoins, certains auteurs avancent une autre

explication liée à la diminution dans les couches inférieures de la biodégradabilité des composés azotés suite à une implication de l'azote aminé dans des formes plus complexes (Soudi et al, 1990a). Cette dernière hypothèse est également vérifiée. En effet, le rapport N minéralisé sur N total (NWB/Ntotal) ne reste pas constant mais diminue en fonction de la profondeur. Il est évalué à 3,85 % ; 3,60 % et 2,80 % respectivement pour les couches 0-20 cm, 20-40 cm et 40-60 cm montrant ainsi que la teneur en N total et la biodégradabilité de l'azote organique seraient à l'origine de la contribution plus importante des couches de surface au processus de minéralisation.

Le rapport NWB/Ntotal présente une variabilité spatiale assez importante qui pourrait être attribué à la variabilité des deux formes de N facilement minéralisable : N de la biomasse et une fraction de N organique du sol, les résidus de

récolte étant en grande partie omis du sol lors du tamisage à 2 mm. Vu la nature assez homogène des sols étudiés, cette variabilité serait expliquée par l'histoire culturale qui diffère d'une parcelle à l'autre (succession culturale, fertilisation minérale et organique, rendements obtenus...) et par conséquent par l'hétérogénéité du compartiment N facilement minéralisable qui s'est constitué au fur et à mesure de la mise en culture intensive du sol.

4.2. Azote minéral résiduel et son évolution à la sortie de l'été et après les premières pluies

la figure 1 représente la distribution verticale de N minéral nitrique et ammoniacal observée dans la couche 0-100 cm du sol à la récolte, à la sortie de l'été et après les premières pluies automnales pour les différents précédents culturaux.

Le NMR, évalué immédiatement à la récolte, est distribué dans le profil du sol d'une manière presque similaire pour tous les précédents

Figure 1 : Distribution verticale au cours de l'été de l'azote minéral dans le sol pour différents précédents culturaux (suite)

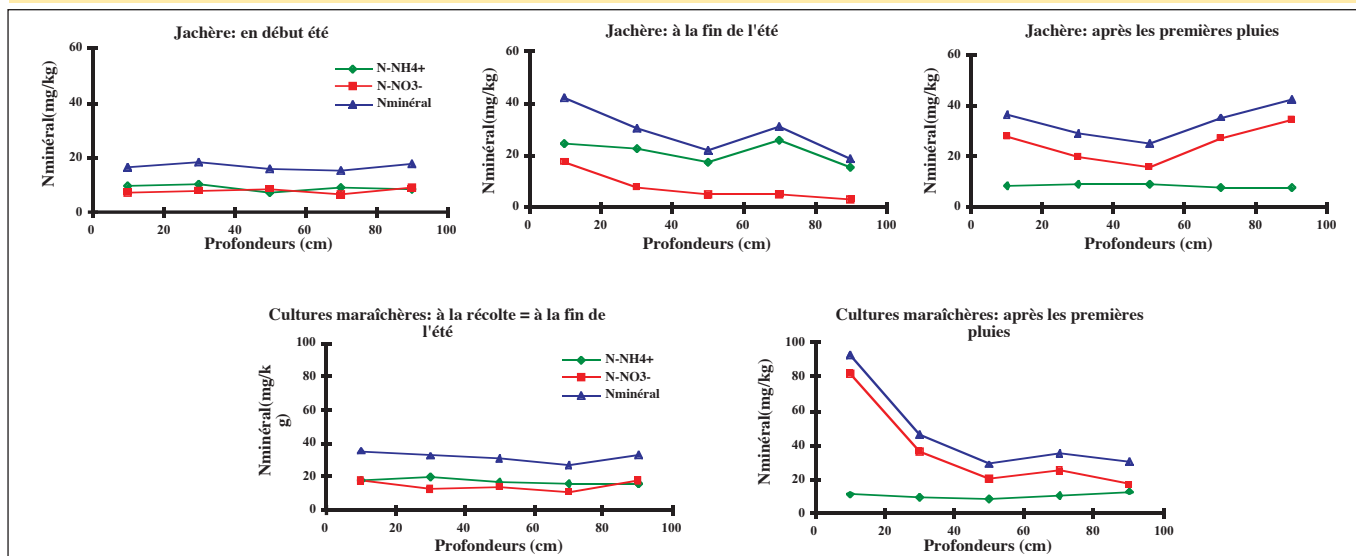


Tableau 2: Teneur du sol en azote minéral résiduel (NMR) en fonction des différents précédents culturaux

Précédent cultural	Profondeurs	N-NH ₄ ⁺		N-NO ₃ ⁻		N minéral	
		mg/kg		mg/kg		mg/kg	
Céréales	0-20	9,63	(3,51)	5,69	(3,38)	15,32	(6,82)
	20-40	9,54	(2,32)	9,84	(3,48)	19,39	(2,32)
	40-60	7,25	(1,78)	8,88	(2,82)	16,14	(1,97)
	60-80	8,78	(2,91)	7,55	(2,93)	16,33	(5,31)
	80-100	7,35	(3,70)	3,99	(1,72)	11,35	(5,06)
	Moyenne	8,51	(3,20)	7,19	(1,23)	15,70	(3,85)
Luzerne	0-20	4,84	(2,41)	3,47	(2,13)	8,32	(3,68)
	20-40	8,07	(3,45)	13,48	(9,59)	21,55	(12,84)
	40-60	5,43	(1,98)	4,48	(2,78)	9,91	(4,22)
	60-80	4,41	(2,98)	4,76	(1,87)	9,17	(3,57)
	80-100	5,02	(0,15)	3,46	(1,81)	8,48	(1,95)
	Moyenne	5,55	(1,73)	5,93	(2,16)	11,49	(3,83)
Betterave	0-20	12,79	(7,76)	5,87	(3,40)	18,65	(10,89)
	20-40	11,30	(3,72)	6,72	(1,69)	18,02	(4,77)
	40-60	10,02	(4,27)	4,03	(3,20)	14,06	(6,97)
	60-80	7,75	(4,06)	4,99	(1,76)	12,73	(5,62)
	80-100	12,94	(3,19)	11,10	(4,44)	24,04	(6,68)
	Moyenne	10,96	(3,96)	6,54	(2,31)	17,50	(6,02)
Jachère	0-20	9,61	(3,23)	7,23	(3,76)	16,84	(4,26)
	20-40	10,30	(8,46)	8,06	(8,58)	18,36	(16,49)
	40-60	7,29	(3,37)	8,70	(8,21)	15,98	(8,55)
	60-80	9,10	(3,91)	6,42	(3,38)	15,52	(6,40)
	80-100	8,67	(1,63)	8,98	(7,59)	17,65	(7,02)
	Moyenne	8,99	(2,81)	7,88	(3,25)	16,87	(4,89)
Cultures maraîchères	0-20	17,96	(2,18)	17,60	(5,99)	35,56	(7,94)
	20-40	20,20	(8,95)	12,49	(6,94)	32,69	(12,16)
	40-60	16,59	(2,03)	14,03	(13,85)	30,62	(14,35)
	60-80	16,08	(1,38)	11,07	(8,67)	27,15	(9,01)
	80-100	15,51	(2,82)	17,71	(14,08)	33,22	(15,84)
	Moyenne	17,27	(2,72)	14,58	(8,51)	31,85	(9,52)

culturaux. Sa répartition en profondeur est assez homogène et la forme ammoniacale est presque égale ou excède légèrement la forme nitrique (48 % à 63 % de NMR) contrairement aux conditions des régions tempérées où le NMR est presque entièrement sous forme de nitrate (Neeteson, 1994). Ce résultat pourrait être attribué au plus fort ralentissement de la nitrification que de la minéralisation, sous l'effet de la faible humidité du sol avant récolte (Souidi et al., 1990b).

La quantité d'azote minéral à la récolte est maximale pour le précédent « cultures maraîchères » pour lequel le NMR est évalué à 31,8 mg N/kg soit l'équivalent de 430 kg N/ha dans la couche 0-100 cm du sol (Tableau 2). Cette valeur dépasse de loin celle observée sous climat tempéré (Neeteson, 1994).

L'accumulation importante de N minéral dans le sol après récolte des cultures maraîchères serait liée à l'application de doses excessives en engrais azoté et d'une minéralisation intense de l'azote organique natif du sol favorisé par l'irrigation et par les conditions thermiques qui règnent pendant l'été. De plus, la fumure organique, souvent pratiquée par les agriculteurs pour les cultures maraîchères, n'est généralement pas prise en considération dans l'élaboration du plan de fumure.

Tableau 3 - Taux d'accroissement de l'azote ammoniacal, nitrique et minéral durant les périodes de suivi pour différents précédents culturaux

Précédent cultural	Profondeurs cm	N2/N1			N3/N2			N3/N1		
		N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Nminéral	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Nminéral	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Nminéral
Céréales	0-20	2,31	2,44	2,36	0,81	1,14	0,94	1,88	2,77	2,21
	20-40	1,82	0,91	1,35	0,67	1,09	0,81	1,22	0,99	1,10
	40-60	3,11	0,73	1,80	0,45	1,32	0,64	1,40	0,96	1,16
	60-80	2,32	0,34	1,40	0,60	2,01	0,76	1,39	0,68	1,06
	80-100	3,54	0,72	2,55	0,51	2,82	0,74	1,80	2,04	1,88
	Moyenne	2,55	0,97	1,82	0,60	1,36	0,79	1,53	1,32	1,43
Luzerne	0-20	3,56	2,47	3,10	0,91	2,71	1,51	3,24	6,71	4,69
	20-40	2,40	0,37	1,13	0,87	6,63	2,05	2,10	2,46	2,33
	40-60	3,37	0,85	2,23	0,81	10,58	2,49	2,73	8,96	5,54
	60-80	3,52	0,75	2,08	0,88	5,03	1,65	3,10	3,75	3,44
	80-100	2,91	1,13	2,18	0,97	4,59	1,74	2,83	5,19	3,79
	Moyenne	3,06	0,84	1,91	0,89	5,33	1,89	2,71	4,47	3,62
Betterave	0-20	1,97	2,41	2,11	0,55	1,70	0,97	1,09	4,09	2,03
	20-40	1,44	1,42	1,43	0,95	2,31	1,45	1,37	3,29	2,08
	40-60	1,49	0,84	1,31	1,00	5,99	1,92	1,49	5,04	2,51
	60-80	1,85	0,79	1,44	0,90	6,01	2,00	1,66	4,77	2,88
	80-100	1,08	0,43	0,78	1,12	4,07	1,87	1,21	1,75	1,46
	Moyenne	1,55	1,10	1,38	0,86	3,06	1,51	1,33	3,35	2,09
Jachère	0-20	2,55	2,44	2,50	0,35	1,58	0,87	0,90	3,85	2,17
	20-40	2,19	0,96	1,65	0,40	2,57	0,96	0,88	2,47	1,58
	40-60	2,36	0,55	1,38	0,51	3,33	1,13	1,21	1,83	1,55
	60-80	2,82	0,81	1,99	0,31	5,22	1,14	0,89	4,25	2,27
	80-100	1,77	0,35	1,05	0,50	10,93	2,29	0,89	3,85	2,40
	Moyenne	2,34	0,98	1,71	0,40	3,26	1,17	0,94	3,19	1,99
Cultures maraîchères	0-20				0,62	4,65	2,61	0,62	4,65	2,61
	20-40				0,48	2,91	1,41	0,48	2,91	1,41
	40-60				0,54	1,44	0,95	0,54	1,44	0,95
	60-80				0,65	2,26	1,31	0,65	2,26	1,31
	80-100				0,84	0,97	0,91	0,84	0,97	0,91
	Moyenne				0,62	2,48	1,47	0,62	2,48	1,47

N1 = Teneur en azote minéral du sol à la récolte (NMR) : (03 /06/1997)

N2 = Teneur en azote minéral du sol à la fin de l'été : (09 /09/1997)

N3 = Teneur en azote minéral du sol après les premières pluies automnales : (01/10/1997)

Pour les autres précédents culturaux, le NMR dans la couche 0-100 cm du sol est par ordre décroissant de 17,5; 16,9; 15,7 et 11,5 mg N/kg soit l'équivalent de 247; 235; 208 et 162 kg N/ha respectivement après betterave à sucre, jachère, céréales et luzerne. Ces précédents génèrent des quantités de NMR moins élevées que dans le cas du maraîchage mais assez importantes par rapport à celles rapportées dans la littérature et constituent de ce fait un risque potentielle de pollution nitrique des ressources en eaux souterraines.

Pour le même précédent cultural, une variabilité importante du NMR est observée entre les parcelles de suivi pour toutes les profondeurs du sol. Le coefficient de variation varie en effet entre 12% et 90% selon les précédents culturaux. Cette variabilité est moins accentuée si on prends en compte la teneur moyenne de N minéral dans la couche 0-100 cm (CV = 23% à 33%). Elle serait attribuée principalement à l'hétérogénéité des pratiques culturales adoptées par les agriculteurs de la région et à la variabilité des rendements obtenus.

A la sortie de l'été, une augmentation importante de N minéral, essentiellement sous forme ammoniacale, est notée pour tous les précédents culturaux et a concerné aussi bien les couches superficielles que les couches profondes. Le processus d'ammonification se poursuit donc pendant l'été dans l'entièreté du profil, en dépit des faibles humidités du sol. Les quantités de N-NH₄⁺ libérées entre la récolte et la sortie de l'été, sont évaluées dans la couche 0-100 cm à 5,98 ; 11,46 ; 12,07 et 13,19 mg/kg respectivement pour les précédents

Tableau 4 - Azote minéral accumulé dans le sol par le "flush effect" pour les différents précédents culturaux en rapport à l'azote total et à l'indice de minéralisation du sol.

Reliquat	Profondeur	N3 mg/kg	N2 mg/kg	N tot %	N _{WR} mg/kg	Naut mg/kg	Naut/N tot	Naut/N _{WR}
Céréales	0-20	33,87 (13,55)	36,12 (6,06)	0,144 (0,040)	62,36 (12,02)	-1,76	-0,12	-10,43
	20-40	21,37 (7,58)	26,26 (12,48)	0,117 (0,023)	40,69 (11,23)	-4,95	-0,42	-15,99
	40-60	18,69 (7,86)	29,04 (7,78)	0,052 (0,015)	20,58 (3,60)	-9,24	-1,77	-31,61
	60-80	17,29 (3,62)	22,89 (3,84)	0,043 (0,013)		-4,70	-1,08	
	80-100	21,38 (9,92)	28,92 (10,63)	0,026 (0,018)		-11,87	-4,51	
	Moyenne	22,52	28,65	0,08	41,21	-6,51	-0,85	-15,79
Luzerne	0-20	38,99 (14,60)	25,82 (6,61)	0,139 (0,033)	53,95 (13,60)	13,18	0,95	36,28
	20-40	50,15 (41,49)	24,41 (4,34)	0,092 (0,029)	33,39 (13,37)	25,74	2,79	58,63
	40-60	54,94 (27,80)	22,10 (2,47)	0,043 (0,005)	11,94 (9,06)	32,84	7,59	164,01
	60-80	31,55 (24,17)	19,07 (6,43)	0,035 (0,003)		12,47	3,62	
	80-100	32,15 (24,75)	18,51 (1,79)	0,024 (0,009)		13,64	5,80	
	Moyenne	41,56	21,98	0,07	33,09	19,58	2,94	59,15
Betterave	0-20	37,93 (8,02)	39,29 (9,96)	0,136 (0,006)	64,86 (20,98)	-1,36	-0,10	19,08
	20-40	37,56 (1,43)	25,84 (6,74)	0,088 (0,020)	38,09 (19,06)	11,72	1,33	32,50
	40-60	35,26 (6,49)	18,36 (5,85)	0,056 (0,019)	16,57 (12,27)	16,89	3,02	74,69
	60-80	36,65 (5,05)	18,29 (2,50)	0,043 (0,011)		18,36	4,27	
	80-100	35,05 (0,54)	18,78 (5,22)	0,032 (0,012)		16,27	5,03	
	Moyenne	36,49	24,11	0,07	39,84	12,38	1,74	31,07
Jachère	0-20	36,55 (16,90)	42,18 (8,31)	0,130 (0,013)	40,25 (15,20)	-5,62	-0,43	11,94
	20-40	28,99 (4,96)	30,34 (11,49)	0,094 (0,014)	34,40 (13,47)	-1,35	-0,14	13,97
	40-60	24,76 (4,13)	22,01 (12,79)	0,073 (0,002)	17,16 (5,55)	2,75	0,37	27,99
	60-80	35,30 (2,58)	30,88 (23,54)	0,054 (0,000)		4,42	0,82	
	80-100	42,31 (6,18)	18,49 (7,66)	0,049 (0,000)		23,83	4,86	
	Moyenne	33,58	28,78	0,08	30,60	4,80	0,60	15,70
cultures maraîchères	0-20	92,93 (41,41)	35,56 (7,94)	0,126 (0,019)	40,10 (20,37)	57,37	4,54	37,17
	20-40	46,17 (8,15)	32,69 (12,16)	0,097 (0,023)	28,48 (8,89)	13,48	1,40	52,33
	40-60	29,08 (4,46)	30,62 (14,35)	0,069 (0,007)	14,04 (6,33)	-1,54	-0,22	106,19
	60-80	35,47 (14,11)	27,15 (9,01)	0,055 (0,002)		8,32	1,52	
	80-100	30,12 (5,36)	33,22 (15,84)	0,046 (0,005)		-3,10	-0,67	
	Moyenne	46,75	31,85	0,08	27,54	14,91	1,90	54,12

N2 = Teneur en azote minéral du sol à la fin de l'été : (09/09/1997)

N3 = Teneur en azote minéral du sol après les premières pluies automnales : (01/10/1997)

Naut = N3 - N2 (N accumulé dans le sol au début de l'automne)

N tot = Teneur en azote total du sol

NWB =: Indice de minéralisation anaérobie du sol

betterave, luzerne, jachère et céréales aboutissant à un taux d'accroissement de N minéral de 1,4; 1,9 ; 1,7 et 1,8 par rapport au NMR (Tableau 3).

Pour ce qui est de l'azote nitrique, aucune variation notable de la teneur globale dans la couche 0-100 cm du sol n'a été observée. Le taux d'accroissement de N-NO₃⁻ évalué pendant cette période est, en effet, resté proche de 1 (Tableau 3).

L'activité nitrifiante serait donc fortement ralentie aux faibles humidités du sol. Néanmoins, une augmentation de la teneur en N-NO₃⁻ est observée dans la couche

superficielle au détriment d'une diminution de cette teneur dans les couches profondes (Tableau 3). Cette augmentation se traduit par un pic de N-NO₃⁻ et de N minéral au niveau de la couche 0-20 cm obtenu pour tous les précédents culturaux (figure 1). Tout se passe comme si il y avait une remontée des nitrates en surface suite au mouvement ascendant de la solution du sol par capillarité dû au fort pouvoir évaporant du climat pendant l'été et à la teneur élevée en argile des sols étudiés.

Après les premières pluies automnales, une augmentation

importante de N minéral dans le sol (appelé Naut) est observée par rapport au stock évalué à la fin de l'été pour tous les précédents culturaux sauf pour les céréales. Elle serait liée au "flush effect" assez caractéristique des climats méditerranéens (Soudi et Chiang, 1989). Ce "flush effect" survient dès le rétablissement des conditions favorables d'humidité du sol après une période de dessiccation. Il est comparable au flush observé dans les pays tempérés après le froid hivernal (Deluca et al., 1992). Cette augmentation (Naut) est évaluée dans la couche 0-100 cm du sol à 19,6; 15; 12,4 et 4,8 mg/kg soit 276; 202; 175 et 67 kg N/ha respec-

tivement pour les précédents luzerne, cultures maraîchères, betterave à sucre et jachère (tableau 4). Elle représente un taux d'accroissement respectif de N minéral de 1,89 ; 1,47 ; 1,51 et 1,17 (Tableau 3). Les quantités de N minéral ainsi libérées sont plus importantes dans les parcelles précédemment cultivées que celles laissées en jachère. De plus, l'accumulation de N minéral n'a pas eu lieu uniquement dans la couche de surface où la dessiccation estivale a été très poussée mais également dans les couches profondes. Ceci montre que le " flush effect " se produisant après réhumectation du sol ne concerne pas uniquement la biomasse du sol mais également d'autres fractions de la matière organique. Ces fractions seraient constituées d'une part par l'azote organique facilement minéralisable du sol et d'autre part par une partie de la fumure organique non minéralisée pendant la première année qui est pratiquée dans la région essentiellement pour la luzerne et les cultures maraîchères. Par ailleurs, la minéralisation d'automne des résidus de récolte à C/N faible pourrait également contribuer à la fourniture naturelle du sol en azote minéral. Mais, elle n'expliquerait pas, à elle seule, les valeurs obtenues du Naut pour trois raisons : i) la matière sèche des résidus de récolte évaluée à 127, 837 et 2022 kg/ha respectivement pour la luzerne, les cultures maraîchères et la betterave (tableau 5) ne renferme que des

quantités limitées d'azote par rapport au Naut soit 0,6; 4,7 et 20,1% seulement; ii) la minéralisation de ces résidus de récolte à C/N variant de 22 à 30 ne pourrait pas avoir lieu directement après rehumectation du sol. En effet, les auteurs ayant étudié ce processus ont montré que la minéralisation des résidus de récolte à C/N faible n'est pas instantanée et permet de satisfaire une partie des besoins des cultures pendant les premiers stades de croissance (Aulakh et al, 1991 et Honeycutt et al, 1993) et finalement iii) au moment des prélèvements, les résidus de récolte n'étaient pas encore enfouis mais se trouvaient à la surface du sol. La minéralisation n'était donc pas optimale. En effet, Aulakh et al (1991) ont montré qu'après 35 jours d'incubation des résidus de la vesce (C/N = 8), à 60% d'humidité de saturation, 36% et 51% d'azote ont été minéralisés respectivement dans le cas d'application en surface et d'incorporation des résidus au sol.

Une variation importante en fonction des précédents culturaux est également obtenue pour le rapport Naut/Ntotal. En effet, Le Naut représente 0,60 % de l'azote total du sol pour le précédent jachère. Un pourcentage plus important est obtenu pour les autres précédents culturaux soit 2,94 %, 1,89 % et 1,74 % respectivement pour la luzerne, les cultures maraîchères et la betterave à sucre montrant que la minéralisation d'automne dépend de la nature du

précédent cultural. Rapporté à l'indice de minéralisation (NWB), le Naut représente 59 % ; 54 % ; 31 % et 15 % respectivement pour les précédents luzerne, cultures maraîchères, betterave à sucre et jachère. Nous remarquons que le taux d'accroissement de N minéral lié au " flush effect ", le rapport Naut/Ntotal et le rapport Naut/NWB se classent tous de la même façon en fonction des précédents culturaux.

Les profils de N minéral dans le sol (figure 1) après les premières pluies montrent une distribution verticale différente en fonction des précédents culturaux. Pour les cultures maraîchères, l'augmentation de N minéral a intéressé surtout les couches de surface. Le Naut est évalué à 57,4 mg/kg pour la couche 0-20 cm et 13,5 mg/kg pour la couche 20-40 cm alors qu'il ne dépasse guère 3,7 mg/kg dans la couche 40-100 cm. Ce type de profil de N minéral, présentant un pic en surface et une diminution en profondeur, serait dû à une activité minéralisatrice du sol plus importante dans les couches superficielles en raison de l'existence des substrats azotés (biomasse, humus, résidus, fumier) et des conditions écologiques plus favorables en surface qu'en profondeur. Ce type de profil suggère également que l'azote nitrique n'a pas encore migré dans le profil. Par contre, pour les précédents luzerne et betterave à

Tableau 5: Quantités d'azote et de carbone présents dans les résidus de récolte

Cultures	Nombre de placettes (*)	MS		N		C		C/N		N		C	
		kg/ha		%		%				kg/ha		kg/ha	
Céréales	6	690,68	(160,00)	0,46	(0,13)	38,52	(3,18)	91,20	(30,36)	3,00	(0,31)	269,89	(86,50)
Luzerne	6	126,73	(33,32)	1,24	(0,28)	35,27	(3,10)	29,75	(7,30)	1,64	(0,77)	44,59	(11,20)
Betterave	6	2022,22	(478,64)	1,71	(0,30)	26,20	(2,01)	15,74	(3,01)	35,22	(12,83)	525,73	(102,58)
Cultures maraîchères	6	837,52	(258,01)	1,11	(0,15)	24,14	(1,63)	22,18	(4,04)	9,44	(3,48)	201,81	(64,09)

MS = Matière sèche

(*) = Pour chaque précédent cultural, les prélèvements des résidus de récolte ont été effectués dans trois parcelles différentes à raison de 2 placettes de 1 m² chacune par parcelle.

Références bibliographiques

- **Aghzar N., Berdai H., Bellouti A. et Soudi B.**, encours de publication – Diagnostic et causes de la pollution nitrique des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla (Maroc).
- **Aulakh M.S., Doran J.W., Walters D.T., Mosier A.R. and Francis D.D., 1991** – Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 55: 1020-1025.
- **Boman R.K., Westerman R.L., Raun W.R. and Jojola M.E., 1995** – Time of nitrogen application: effects on winter wheat and residual soil nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1364-1369.
- **Boman R.K., Westerman R.L., Raun W.R. and Jojola M.E., 1995** – Spring-applied nitrogen fertilizer influence on winter wheat and residual soil nitrate. *Journal of Production Agriculture.* 8 (4): 584-589.
- **Cookson W.R., Beare M.M. and Wilson P.E., 1998** - Effects of prior crop residue management on microbial properties and crop residue decomposition. *Applied Soil Ecology* 7(2): 179-188.
- **Corbeels M., Hofman G. and Van Cleemput O., 1999** - Soil mineral nitrogen dynamics under bare fallow and wheat in vertisol of semi-arid Mediterranean Morocco. *Biology & Fertility of soils.* 28(3): 321-328.
- **Decau J., Pujol B. and Pradalié M., 1993** - Use of the mineral nitrogen immobilization capacity of microorganisms to reduce nitrate leaching in maize monoculture. *Compte Rendus de l'académie des sciences, Série 3, Sciences de la vie,* 316: 5, 447-450.
- **Deluca T.H., Keeney D.R. and McCarty G.W., 1992** - Effect of freeze-thaw events on mineralization of soil nitrogen. *Biol. Fertil. Soils* 14: 116-120.
- **Données ORMVAT** – Données de l'occupation du sol par centre de développement agricole (campagne 1995-1996) du périmètre irrigué du Tadla, Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla.
- **Follett R.F., Shaffer M.J., Brodahl M.K. and Reichman G.A., 1994** - NLEAP simulation of residual soil nitrate for irrigated and non irrigated corn. *J. Soil and Water cons.* 49(4) 375-382.
- **Goderya F.S., Dahab M.F., Woldt W.E. and Bogardi I., 1998** - Environmental impact evaluation of spatial management practices using simulations with spatial data. *J. Water Resour. Plan. Manage. ASCE.* 124 (4): 181-191.

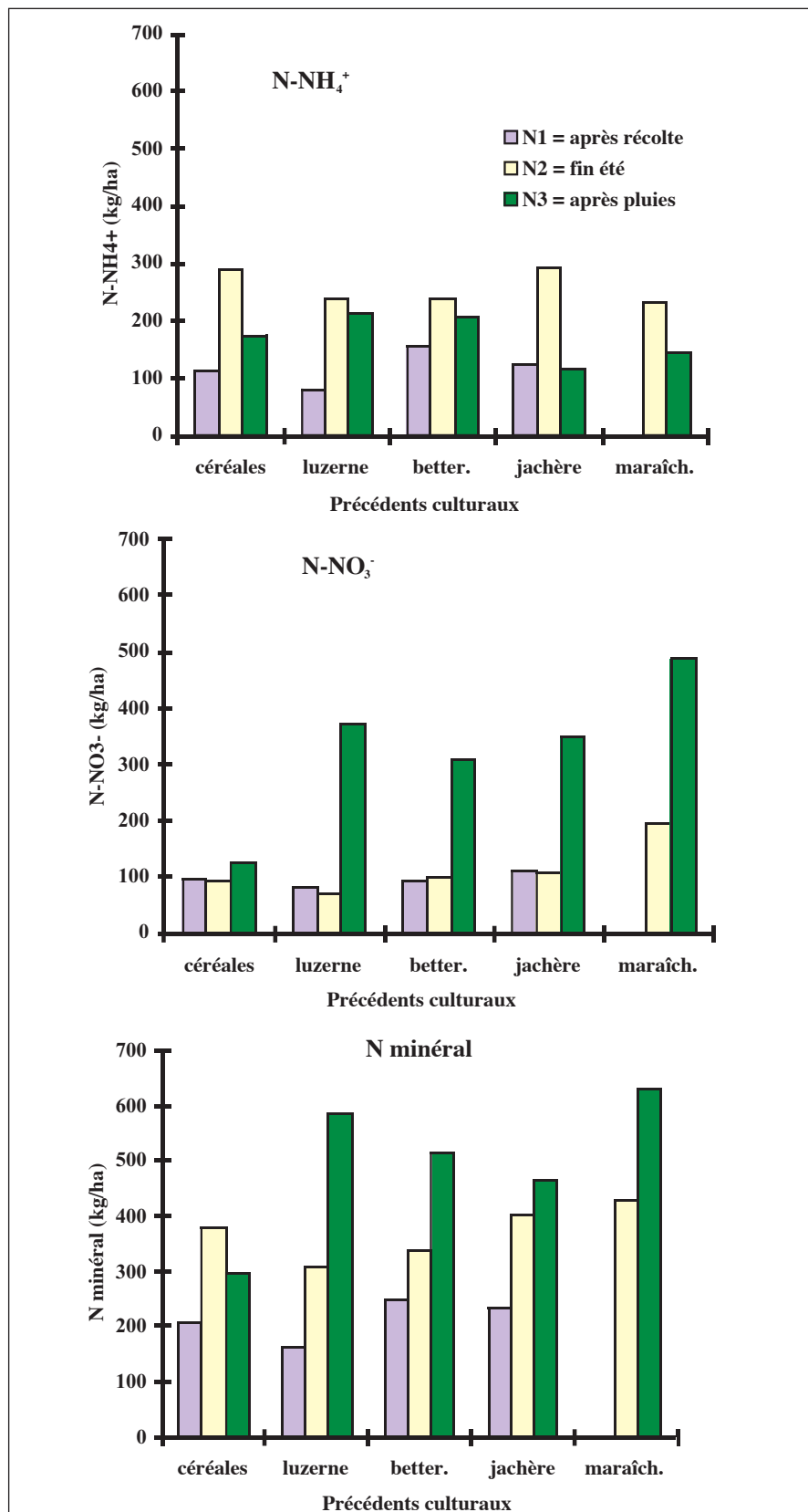


Figure 2: Evolution moyenne au cours de l'été de l'azote minéral dans la couche 0-100 cm du sol pour différents précédents culturaux

Références bibliographiques

- **Harrus H. and Fahnert D., 1987** - Influence of nitrogen fertilization on the contamination of soil water with nitrate. Protection of water quality from harmful emissions with special regard to nitrate and heavy metals. Proceeding of the 5th International Symposium of CIEC, 97-104.
- **Hofman G. and Verdegem L., 1990** - Nitrate migration and drainage losses in arable cropping systems under a temperate marine climate. International commission on Irrigation and Drainage, Fourteenth Congress, Rio de Janeiro (Bresil).
- **Honeycutt C.W., Potaro L.J., Avila K.L. and Halteman W.A., 1993** - Residue quality, loading rate and soil temperature relations with hairy vetch (*Vicia villosa* Roth) residue carbon, nitrogen and phosphorus mineralization. Biological Agriculture and Horticulture, Vol. 9. pp. 181-199, 0144-8765/93 \$10, A B Academic Publishers, Printed in Great Britain.
- **Johnson P.A., Seoney F. and Williams D., 1996** - The effect of physiological age and planting date on the response of potatoes to applied nitrogen and on levels of residual nitrogen post harvest. Potato Res. 39 (4): 561-569.
- **Karlen DL., Kramer LA. and Logsdon SD., 1998** - Field-Scale nitrogen balances associated with long-term continuous corn production. Agronomy Journal 90 (5): 644-650.
- **Katupitiya A., Eisenhaver DE., Ferguson RB., Spalding RF., Roeth FW. and Bobier MW., 1997** - Long-Term Tillage and crop rotation effects on residual nitrate in the crop root zone and nitrate accumulation in the intermediate vadose zone. Transactions of the ASAE; 40(5): 1321-1327.
- **Keeney DR. and Follett RF., 1991** - Managing nitrogen for ground water quality and farm profitability: Overview and introduction. Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability. Soil Science Society of America, 677 S. Segoe Rd. Madison, WI 53711, USA.
- **Lacroix A., 1994** - Les solutions agronomiques à la pollution azotée. Courrier de l'environnement de l'INRA-France, N° 24, pp : 29-41.
- **Machet J.M. et Mary B., 1990** - Effets des différentes successions culturales sur les risques de lixiviation des nitrates en régions de grandes cultures. Calvet, R.Ed. Nitrates-Agriculture-Eau, pp : 395-403. Symposium International INRA, Paris.

Tableau 6 - Quantités d'azote ammoniacal, nitrique et minéral dans trois couches du sol en début de campagne agricole pour différents précédents culturaux.

Précédent cultural	Profondeurs cm	N-NH ₄ ⁺ Kg/ha	N-NO ₃ ⁻ Kg/ha	N minéral Kg/ha
Céréales	0-20	48 (15)	42 (30)	90 (36)
	0-40	79 (21)	68 (27)	147 (42)
	0-100	174 (40)	126 (32)	300 (45)
Luzerne	0-20	44 (15)	66 (43)	110 (41)
	0-40	92 (23)	159 (140)	251 (156)
	0-100	212 (82)	373 (289)	586 (347)
Betterave	0-20	39 (8)	68 (23)	107 (23)
	0-40	83 (9)	130 (29)	213 (25)
	0-100	205 (65)	309 (48)	515 (111)
Jachère	0-20	24 (6)	77 (48)	102 (47)
	0-40	49 (10)	133 (56)	182 (54)
	0-100	118 (38)	349 (104)	467 (135)
Cultures maraîchères	0-20	30 (4)	221 (110)	251 (112)
	0-40	56 (4)	319 (116)	376 (116)
	0-100	144 (40)	488 (71)	631 (75)

sucre l'augmentation de N minéral a concerné toutes les profondeurs. Le N minéral se répartit d'une manière homogène pour la betterave et hétérogène pour la luzerne où un pic est noté au niveau de la couche 20-60 cm et qui serait due non pas au stock d'azote dans les Rhizobium, qui est très faible, mais au bilan global d'azote pour cette culture. Pour le précédent jachère, le profil de N minéral est presque semblable à celui observé à la fin de l'été avec une légère augmentation dans la couche 40-100 cm.

Pour le précédent céréales, une diminution nette de N minéral est opérée dans tout le profil. Le Naut est évalué à -1,8 mg/kg ; -5,0 mg/kg ; -9,2 mg/kg ; -4,7 mg/kg et -11,9 mg/kg respectivement dans les couches 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm soit une diminution globale du stock de N minéral dans la couche 0-100 cm de 6,51 mg/kg soit 148 kg N/ha par rapport au stock obtenu à la fin de l'été (Tableau 4). Cette perte serait due à l'effet d'immobilisation de N

minéral liée aux résidus de récolte à C/N élevé. Les résidus du blé ont en effet un rapport C/N de 91 (Tableau 5). La décomposition de ces résidus dans le champ permet, à court terme, de réduire la disponibilité en azote dans le sol (Pilbeam et al., 1998). Les travaux de Decau et al. (1993) ont montré qu'en monoculture de maïs 40 % de NMR est immobilisé après incorporation de 11,6 t/ha de résidus de maïs ayant un rapport C/N de 63. Il en est résulté une réduction nette des nitrates dans les eaux de drainage. Des études en laboratoire de décomposition des résidus de récolte du blé ont montré que l'immobilisation de l'azote reste temporaire. Elle est maximale pendant les premiers stades de pourriture (0-14 jours), la minéralisation nette ne devient, cependant, positive que pendant les derniers stades (90-150 jours) (Cookson et al., 1998). Des résultats similaires ont été obtenus après incorporation au sol des résidus de blé, maïs et soja à C/N variant de 39 à 82 (Aulakh et al, 1991).

Références bibliographiques

- **Moughli L. et Parish D., 1996** - Development of an action plan to improve farm level fertilizer utilisation as part of a strategy to reduce nitrate infiltration into the ground water. Tadla Ressources Management Project (608 - 0213 - c - 00 - 4002). Report No.43.
- **Moughli L., 1997**. Démonstration sur l'amélioration de l'efficacité d'utilisation des engrais azotés au Tadla. Tadla Ressources Management Project (608 - 0213 - c - 00 - 4002). Report No. 65.
- **Moughli L., 1998**. Résultats du Programme de réduction des excès d'azote apportés à la betterave à sucre et au blé dans le périmètre irrigué du Tadla (Campagne 1997/98) Tadla Ressources Management Project (608 - 0213 - c - 00 - 4002). Report No.73.
- **Neeteson J.J. and Ehlert P.A.I., 1989** - Environmental aspects of applying inorganic fertilizers to sugar beet. Institut International de recherches betteravières 52e congrès d'hiver, Bruxelles, 15-16 février.
- **Neeteson J.J., 1994** - Residual soil nitrate after application of nitrogen fertilizers to crops. Reprinted from Contamination of ground waters. Edited by Adriano D.C., Iskandar A.K. et Murarka I.P., Science Reviews, Northwood.
- **Németh T., 1994** - Nitrate- N accumulation in the soil profiles of long-term fertilizer experiments. AGROKEMIA ES TALAJTAN, Tom. 43; N° 1-2.
- **Pilbeam C.J., Wood M., Harris H.C. and Tuladhar J., 1998** - Productivity and nitrogen use of three different wheat-based rotations in NorthWest Syria. Australian journal of Agricultural research; 49(3): 451-458.
- **Soudi B., 1988** - Etude de la dynamique de l'azote dans les sols marocains: caractérisation et pouvoir minéralisateur. Thèse de Doctorat es-Sciences Agronomiques, IAV. Hassan II, Rabat, Maroc.
- **Soudi B. et Chiang C.N., 1989** - Minéralisation de l'azote dans les sols céréaliers des zones semi-arides du Maroc. Séminaire sur les sols céréaliers, 3-5 oct, Tiaret, Algérie.
- **Soudi B., Sbai A. and Chiang C.N., 1990a** - Nitrogen mineralization in semi arid area of Morocco : Rate constant variation with depth. Soil Sci. Soc. Am. J. 54 : 756-761.
- **Soudi B., Chiang C.N. et Zeraoui M., 1990b** - Variations saisonnières de l'azote minéral et effet combiné de la température et de l'humidité du sol sur la minéralisation. Actes Ins. Agron. Vet. ; Vol. 10(1), 29-38.

L'enfouissement des résidus à C/N élevé pourrait donc être considéré comme un moyen de contrôle de la pollution nitrique des eaux souterraines si la reprise des phénomènes de transfert des nitrates coïncidait avec l'immobilisation maximale de l'azote (Lacroix, 1995). Ainsi, lorsque de fortes pluies surgissent en début d'automne alors que les sols sont encore nus, cette pratique permettrait d'immobiliser une partie du NMR et diminuer ainsi le flux des nitrates vers la nappe.

L'analyse du stock en N minéral nitrique et ammoniacal dans la couche 0-100 cm évalué à la récolte, à la fin de l'été et après les premières pluies (figure 2) permet de faire ressortir la tendance d'évolution du NMR dans le sol. Cette tendance est caractérisée par une ammonification active et une nitrification ralentie pendant l'été puis une minéralisation intense et une reprise de la nitrification dès le retour des pluies automnales, pour tous les précédents culturaux sauf pour les céréales, donnant lieu en début de campagne agricole, à un stock de N minéral dans la couche 0-100 cm de 299; 586; 514; 467 et 631 kg/ha respectivement pour les céréales, la luzerne, la betterave à sucre, la jachère et les cultures maraîchères (Tableau 6).

Dans ce stock, les quantités de N-NO₃⁻ sont évaluées à 125; 373; 309; 349 et 487 kg/ha respectivement pour les mêmes précédents culturaux, soit une prédominance de la forme nitrique de 64 % à 77 % susceptible d'être lixiviée en profondeur en cas de fortes pluies. Le risque de pollution de la nappe par les nitrates est donc plus grave lorsque le précédent cultural est une culture maraîchère, vient en second lieu la luzerne, la jachère et la betterave à sucre. Par contre, pour les céréales ce risque est atténué de 247 % à 389 % par le phénomène d'immobilisation.

Par ailleurs, pour le raisonnement de la fertilisation azotée des cultures, seul le stock de N minéral dans la

couche 0-20 cm ou éventuellement 0-40 cm serait à prendre en considération étant donnée la faible profondeur de la couche explorée par les racines en début de culture. Ce stock varie entre 250 et 90 Kg/ha pour la couche 0-20 cm et entre 375 et 146 kg/ha pour la couche 0-40 cm (Tableau 6). Les précédents culturaux sont classés suivant la quantité en N minéral dans ces couches comme suit: cultures maraîchères > luzerne > betterave à sucre > jachère > céréales. Ces résultats montrent que les quantités d'azote se trouvant dans le sol au semis dépassent de loin les besoins des cultures à ce stade de croissance ce qui remet en cause l'apport d'engrais azoté au semis pratiqué par les agriculteurs de cette région.

Après semis, le devenir de ce stock important d'azote minéral dans le sol serait fonction de la pluviométrie et de la pratique de l'irrigation. En cas de fortes pluies ou d'application de doses excessives d'eau d'irrigation, une part de ce stock, sous forme nitrique, suivrait inévitablement le mouvement de l'eau et contribuerait à la pollution nitrique des eaux souterraines. Par ailleurs, la quantité de nitrate lixivié, au cours du cycle cultural, dépend du NMR du sol de la culture précédente et de son évolution pendant l'interculture (Naut), de la fertilisation azotée minérale et organique, de la minéralisation de la matière organique native du sol et des résidus de récolte. Elle dépend également de la lame d'eau infiltrée, de l'occupation du sol et des exportations de la culture en azote. De même, tous ces facteurs influencent le NMR de la culture suivante.

Le suivi de la dynamique de l'azote minéral dans le sol après semis et l'évaluation de la lixiviation des nitrates au delà de la zone racinaire au cours d'une campagne agricole pour les principales cultures s'avèrent nécessaires pour une meilleure connaissance et une meilleure gestion du cycle de l'azote dans le système sol - plante.

5. CONCLUSION

La fertilisation azotée telle qu'elle est pratiquée par les agriculteurs dans le périmètre du Tadla et le fort pouvoir de minéralisation des sols laissent des quantités importantes de NMR dans le sol après récolte des principales cultures. Ces quantités évoluent pendant l'été grâce au processus d'ammonification qui se produit en dépit des faibles humidités donnant lieu à une libération importante de $N-NH_4^+$ dans le sol. Cette accumulation de N minéral peut être amplifiée par le phénomène de remontée capillaire susceptible de véhiculer les nitrates vers les couches superficielles du sol. Après pluie, la reprise de la minéralisation permet de multiplier le stock en NMR par un facteur variant de 1,5 à 3,6 suivant les précédents culturaux. Ces quantités d'azote minéral dans le sol essentiellement sous forme nitrrique, constituent en début de campagne agricole un risque potentiel de pollution de la nappe par les nitrates. Elles seront en effet, sujettes à l'effet de l'irrigation et des pluies à un moment où les sols sont encore nus et où les besoins en azote des cultures nouvellement installées sont encore faibles. Cet effet est accentué par la pratique courante des agriculteurs dans cette région et qui consiste à apporter, quelque soit le précédent cultural, une dose d'engrais azoté au semis des cultures.

Le risque de lixiviation des nitrates en début d'automne est maximal pour le précédent cultures maraichères, et minimal pour le précédent céréales grâce au phénomène d'organisation microbienne lié aux résidus de récolte à C/N élevé. La lixiviation des nitrates pendant la période pluvieuse (automne et hiver) mériterait d'être quantifiée pour les principales cultures en vue d'approcher le devenir de l'azote minéral présent dans le sol au semis ainsi que celui fournit par le sol au cours du cycle cultural.

Pour prévenir le problème de lixiviation des nitrates dans cette région, il est important de développer une nouvelle stratégie de la fertilisation azotée qui tiendrait compte des spécificités de la région et qui permettrait d'obtenir de bons rendements sans dégrader la qualité des eaux souterraines. Le taux de minéralisation de l'azote organique du sol au cours d'une saison de croissance, ainsi que le niveau de rendement recherché devraient être inclus dans la fertilisation azotée recommandée établie par la méthode du bilan prévisionnel (Hébert, 1969 et Rémy, 1981 citée dans Lacroix (1994). Celle ci nécessite également d'être révisée en vue d'améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote et de réduire le NMR à un niveau acceptable (Karlen et al., 1998).

C'est ainsi qu'un programme d'utilisation rationnelle des engrais azotés a été développé par des essais de démonstration chez les agriculteurs. Il a pour objectif de réduire les apports excessifs en azote pour le blé et la betterave à sucre (Moughli et Parish, 1996 ; Moughli, 1997, 1998). En effet, la réduction des doses d'engrais azotés de 31 kg N/ha pour le blé et de 96 kg N/ha pour la betterave à sucre pendant la campagne 1997/98 par rapport à l'année de référence 1995/96 n'a pas entraîné de diminution dans la production des deux cultures. Ce programme de réduction de la dose d'engrais recommandée qui a concerné les cultures les plus répandues dans le périmètre : le blé et la betterave à sucre, se poursuit pour rationaliser la fertilisation azotée en terme de dose, de fractionnement et de moment d'apport. Il nécessite certes d'être généralisé à l'ensemble des cultures pratiquées dans la région et notamment les cultures maraichères qui génèrent des excès élevés d'azote.

Des mesures complémentaires peuvent également être préconisées: encourager le semis précoce qui permettrait la consommation de NMR par les cultures ; éviter l'apport azoté au semis ; gérer

Références bibliographiques

- **Tompson C.A. and Witney D.A., 1998** - Long-term tillage and nitrogen fertilization in a west central Great plains wheat-sorghum-fallow rotation. *J. Prod. Agric.* 11(3): 353-359.
- **Van den Boogaard R. and Thorup-Kristensen K., 1997** - Effects of nitrogen fertilisation on growth and soil nitrogen depletion in cauliflower. *Acta Agric. Scand. Sect. B-Soil Plant Sci.* 47 (3): 149-155.
- **Warncke D.D., 1996** - Soil and plant tissue testing for nitrogen management in carrots. *Communications in Soil Science & Plant Analysis.* 27 (3-4): 597-605.
- **Wehrmann J., Scharpf HC., Welte E. and Szabolcs I., 1989** - Reduction of nitrate leaching in a vegetable farm-fertilisation, crop rotation, plant residues. Protection of water quality from harmful emissions with special regard to nitrate and heavy metals. *Proceeding of the 5 the International symposium of CIEC,* 247-253.
- **Westfall DG., Havlin JL., Hergert GW. and Raun WR., 1996** - Nitrogen management in dryland cropping systems. *J.Prod. Agric.* 9(2): 192-199.
- **Zebarth B.J., Paul J.W., Schmidt O. and Mcdougall R., 1996** - Influence of the time and rate of liquide manure application on yield and nitrogen utilization of silage corn in south coastal British Columbia. *Canadian Journal of soil Science.* 76 (2): 153-164.
- **Zhou XM., Maskenzie AF., Madramootoo CA., Kaluli JW. and Smith DL., 1997** -Management practices to conserve soil nitrate in maize production systems. *Journal of Environmental Quality.* 26(5): 1369-1374.

rationnellement les résidus de récolte et les successions culturales et maîtriser les irrigations. L'adoption de telles mesures dans une zone de maraîchage en Allemagne a permis de réduire le NMR de 240 à 60 kg N-NO₃⁻ et la teneur en nitrates de la solution du sol au delà de la zone racinaire de 200 à 100 mg NO₃⁻/litre en 3 ans (Wehrmann et al., 1989). L'utilisation de modèles de simulation permettrait également de

tester toutes ces mesures à travers une analyse de scénarios et d'identifier leurs effets sur l'environnement. En fin le contrôle de la pollution des eaux souterraines par les nitrates ne pourrait se concevoir sans un programme d'éducation et de sensibilisation des agriculteurs et de vulgarisation de pratiques culturales adéquates permettant d'obtenir de bon rendements tout en respectant l'état de l'environnement.

REMERCIEMENTS

Nous remercions vivement le personnel du Laboratoire de l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla et en particuliers Mme Cherkaoui F.Z. pour l'aide qu'ils nous ont apporté pour la réalisation de ce travail. Nos remerciements s'adressent également à M. Badraoui M. de l'IAV HII et M. Larhafi M. du SEEN.

LES SYSTEMES D'ETANCHEITE PAR GEOSYNTHETIQUES :

L'utilisation des géomembranes aux bassins de stockages des eaux d'irrigation est l'une des principales applications de cette technique. Elle concerne toutes les exploitations agricoles et tous les agriculteurs qui veulent ainsi disposer de leur propre réserve d'eau sur un espace réduit et parfaitement étanche, permettant ainsi d'être à l'abri des aléas climatiques et techniques en assurant l'approvisionnement pour toute ou partie de la saison, les solutions actuelles consistant principalement dans la réalisation de bassin en béton très coûteux, longs à exécuter, et dont l'étanchéité à long terme est difficile à garantir. Les volumes de stockage vont en général de quelques centaines de m³ à plusieurs dizaines de milliers de m³

Les géomembranes sont des feuilles étanches de grande largeur (plus de 5m) et de faible épaisseur (1 à 2mm en général), déroulées sur le sol et soudées entre elles par thermosoudure pour assurer la continuité de l'étanchéité.

Préalablement à la pose de la géomembrane, il sera nécessaire de préparer le sol support pour supprimer tout les éléments agressifs tel que cailloux, rochers, racines, etc. susceptibles de blesser et de percer la géomembrane. On utilisera dans tous les cas des matériaux fins en surface et on posera un feutre de protection préalable sous la géomembrane. Il faut toujours garder à l'esprit cette règle fondamentale: le rôle d'une géomembrane est d'étancher et uniquement d'assurer cette fonction. Elle n'est pas conçue pour subir des agressions mécaniques et il est nécessaire de veiller à assurer sa protection mécanique.

I- ETAPES DE REALISATION D'UN BASSIN.

I-1. Terrassement et préparation du volume réservoir.

Il est en principe réalisé par une entreprise de terrassement et devra respecter les règles du guide

marocain pour les terrassements GMTR édités par la direction des Routes et de la Circulation routière (édition 2002). Il faudra veiller particulièrement que les remblais lorsqu'ils sont utilisés, soit bien compactés dans les règles de l'art. En outre, le sol support devra être préparé de sorte que son état de surface soit plan, sans creux ni bosses, compacté, et exempt d'éléments agressifs comme des cailloux ou des rochers. Tous les éléments biodégradables comme les racines, souches, végétation diverse, seront systématiquement évacués. Une couche de matériaux fins sera étalés si nécessaire sur l'ensemble de la surface avant la pose d'un feutre de protection.

I-2. Pose de la géomembrane.

Elle doit être posée par un professionnel disposant des moyens de soudure adéquats.

Elle est déroulée sur le sol et les lés sont placés l'un à côté de l'autre, bien alignés, en respectant un chevauchement de 10 à 15 cm. Après nettoyage de la zone de recouvrement, la soudure de la géomembrane est ensuite réalisée pour assurer la continuité de l'étanchéité.

En partie haute de bassin, on réalise préalablement à la pose une tranchée d'ancrage dans laquelle on vient caler celle-ci et que l'on remblaye pour assurer la stabilité de la géomembrane sur talus.

II- INTERET ET AVANTAGE DE LA SOLUTION

- le niveau d'étanchéité obtenu est total.
- il est réalisé sur une épaisseur négligeable permettant d'optimiser les volumes de terrassement et donc d'eau.
- la membrane évite les pertes d'eau par infiltration
- la membrane reste souple et elle est capable de s'adapter à d'éventuelles déformations du sol support

- la durabilité de l'étanchéité est assurée du fait du traitement contre les ultra-violets
- la stabilité chimique est optimale du fait de l'utilisation de polyéthylène, le polymère le plus stable par rapport à tous les risques de pollutions accidentelles
- la mise en oeuvre est réalisée de manière très rapide, la cadence pouvant atteindre plusieurs milliers de m² par jour.
- le prix de l'étanchéité est très économique par rapport aux solutions rigides
- il est possible de démonter très facilement un ouvrage et de remettre le terrain dans son état initial.

III- EXEMPLE DE PRECONISATION POUR LA REALISATION D'UN BASSIN.

III-1. Terrassement et préparation du sol support :

L'entreprise de terrassement réalise l'ouvrage à l'aide de tout matériel adapté, selon le volume de stockage désiré, en veillant à des formes régulières, avec des pentes de talus qui ne devraient pas dépasser 3 horizontal pour 2 vertical. Les règles de l'art en matière de terrassement devront être conforme au guide marocain pour les terrassements GMTR édités par la direction des Routes et de la circulation Routière, notamment pour le compactage des remblais. L'ensemble de la surface sera également compacté et l'état de surface sera plan, sans creux ni bosse, en veillant à enlever tous les cailloux ou rochers et tous les éléments agressifs pointus ou saillants. Toutes les racines, souches, végétations diverses seront systématiquement enlevées. Une couche de matériaux fins de quelques centimètres d'épaisseur sera mise en place sur l'ensemble de la surface. On terminera la préparation du support en posant un feutre en géotextile non tissé de protection.

Les caractéristiques minimum de ce feutre sont les suivantes :

- Type de produit : nontissé aiguilleté de fibres courtes
- Polymère : Polypropylène
- Masse surfacique EN 965 : $\geq 300 \text{ g/m}^2$
- Résistance au poinçonnement EN ISO 12236 : $\geq 3200 \text{ N}$
- Perforation dynamique EN 918 : $\leq 9 \text{ mm}$
- Recouvrement entre lés: $\geq 20 \text{ cm}$

Le producteur des géotextiles nontissé de protection devra être certifié ISO 9001 et il devra accompagner sa livraison des procès-verbaux d'essai réalisés lors du contrôle qualité de l'usine permettant de vérifier que les valeurs demandées au cahier des charges sont bien respectées, chaque rouleau étant identifié par une étiquette.

Pour terminer, une tranchée d'ancrage de $0,50\text{m} + 0,50\text{m} + 0,50\text{m}$ sera réalisée sur toute la périphérie en haut de bassin.

III-2. Fourniture et pose de la géomembrane :

Il sera fourni et posé par un professionnel une géomembrane en polyéthylène haute densité, la fiche technique devant être fournie, dont les caractéristiques minimales seront les suivantes :

- Epaisseur ASTM D 5199 : $1,5\text{mm}$
- Résistance à la traction à la rupture ASTM D638: $\geq 42 \text{ kN/m}$
- Allongement à la rupture ASTM D 638: $\geq 700\%$
- Résistance au poinçonnement ASTM D 4833 : $\geq 460 \text{ N}$
- Taux de noir de carbone ASTM D 1603 : $2 \text{ à } 3 \%$
- Stabilité dimensionnelle ASTM 1204: $\leq 0,5\%$

Le producteur de la géomembrane devra disposer d'une certification ISO 9001 et il devra accompagner sa livraison par les procès-verbaux d'essai réalisés lors des contrôles qualité de l'usine permettant de vérifier que les valeurs demandées au cahier des charges sont bien respectées, chaque rouleau étant identifié par une étiquette..

Les géomembranes seront soudées par soudure automatique avec canal central sur toutes les longueurs le permettant, soit par soudure par extrusion pour les points particuliers.

La géomembrane se terminera en partie haute dans la tranchée d'ancrage qui sera ensuite remblayée.

Selon la taille des ouvrages, leur type d'utilisation, les caractéristiques des produits et les dispositions constructives seront adaptées

DETERMINATION DE L'AMMONIUM NON ECHANGEABLE DES SOLS DU TADLA (MAROC) : POTENTIEL ET EVOLUTION

H. BERDAI¹, B. SOUDI², M. BADRAOUI² et A. BELLOUTI³

RESUME

L'ammonium non échangeable du sol pourrait constituer une composante significative du cycle d'azote et participer activement à la nutrition des plantes. La connaissance des teneurs des sols en N-NH₄⁺ non échangeable et la capacité de fixation et de libération de cette forme d'azote au cours des cycles culturaux est nécessaire pour développer, à long terme, des programmes de fertilisation azotée des cultures et préserver la qualité nitrique des ressources en eau souterraine.

Des investigations ont été réalisées dans le périmètre irrigué du Tadla en vue de déterminer les teneurs des sols en N-NH₄⁺ non échangeable et leur évolution en quatre dates successives pour différentes cultures et différentes pratiques de fertilisation.

Les sols du Tadla présentent une teneur appréciable en N-NH₄⁺ non échangeable qui varie en fonction du type de sol. Parmi les caractéristiques du sol analysées, la teneur en argile explique 94 % de la variation de la teneur des sols en N-NH₄⁺ non échangeable.

Cette teneur est sujette à des variations considérables au cours et après les différents cycles culturaux. Dans certains cas, le N-NH₄⁺ non échangeable n'a pas été sollicité, soit à cause d'absence de plantes ou en raison d'une fertilisation azotée excessive. Par contre, le N-NH₄⁺ non échangeable pourrait être fortement sollicité par une culture dérobée non fertilisée. Mais, aucune tendance d'évolution claire et bien définie n'a été mise en évidence montrant ainsi que le mécanisme de fixation et de libération de NH₄⁺ non échangeable est très complexe. En revanche, ce processus important dans les sols du Tadla aurait un impact bénéfique sur le renouvellement et la disponibilité pour les plantes de l'azote du sol. L'étude de ce processus pour les différents systèmes de culture en relation avec les conditions écologiques et son intégration dans les modèles de simulation d'azote pourrait contribuer à une meilleure connaissance du statut de fertilité azotée de ces types de sols et permettrait une gestion rationnelle d'azote dans le système eau-sol-plante.

Mots clés :

N-NH₄⁺ non échangeable, potentiel, évolution, fixation, libération, teneur en argile, nitrification, ammonification.

1. INTRODUCTION

L'ammonium non échangeable a toujours été négligé dans le raisonnement de la fertilisation azotée des cultures alors qu'il constitue, dans les sols argileux structurés une composante significative du cycle de l'azote (Mengel et Scherer, 1981 ; Scherer et Weimar, 1993). En effet, les argiles de type 2:1 peuvent contenir, dans leur espace inter-feuillets, des quantités appréciables d'ammonium (NH₄⁺) (Scherer, 1982). Cette forme d'azote, fixée sélectivement

dans les positions interfoliaires des minéraux argileux, est susceptible d'être libérée, en partie, au cours de la saison de croissance et contribuer à la nutrition des cultures (Mengel et al., 1990 ; Scherer et Ahrens, 1996 ; Scherer et Weimar, 1994).

Lors du processus de fixation, l'ion ammonium diffuse de la solution du sol vers l'espace inter-feuillets des minéraux argileux. La fermeture de cet espace protège l'ion NH₄⁺ des réactions d'échange (Nommik, 1965). La libération de l'ammonium non échangeable consiste en une

réaction d'échange qui permet le déplacement de l'ion NH₄⁺ vers la solution du sol suite à l'ouverture de l'espace inter-feuillets des minéraux argileux. Cependant, la diffusion de cet ion en dehors de l'espace inter-feuillets ne peut se produire que lorsque la concentration de NH₄⁺ dans la solution du sol devient inférieure à un certain niveau (Scherer et Zhang, 1999).

Les processus de transformation de l'azote dans le sol pouvant déclencher la libération de l'ammonium non échangeable sont

1. Service des Expérimentations, des Essais et de la Normalisation (SEEN) de l'Administration du Génie Rural. Laboratoire de Conservation des Eaux et des Sols. 461, Avenue Hassan II, Rabat, Maroc. Tél. / Fax 212 (7) 69 - 84 - 32.

Email : berdai.halima@caramail.com

2. Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat.

3. Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla.

essentiellement : la nitrification (Green et al., 1994), les prélèvements d'azote par les cultures (Scherer et Weimar, 1994), l'assimilation de l'azote par la microflore du sol (Scherer et Schneiders, 1995 ; Zhang et Scherer, 2000) et la volatilisation. La fixation de l'ammonium est, par contre, induite par les apports d'engrais ammoniacaux ou organiques (Scherer et Weimar, 1994) et par l'ammonification de la matière organique du sol (Zhang et Scherer, 2000). En général, la fixation de l'ammonium est plus rapide que sa libération ultérieure (Drury et Beauchamp, 1991 ; Kowalenko, 1978). Tout se passe comme si l'ammonium non échangeable était continuellement en équilibre avec l'ammonium soluble et échangeable (Kowalenko et Cameron, 1976; Thompson et Blackmer, 1993).

La teneur du sol en NH_4^+ non échangeable et la capacité de fixation et de libération de cet ion dépendent essentiellement de la teneur en argile du sol (Liang et MacKenzie, 1994), et de la nature minéralogique des argiles (Scherer et Ahrens, 1996). Les argiles du type 2 : 1, à espace inter-feuillets ouvert telles que les smectites et les vermiculites, fixent plus d'ammonium que celles du type 1 : 1 (kaolinite) ou du type 2 : 1 : 1 (chlorite). Néanmoins, cette capacité peut être fortement altérée par la quantité de potassium présente dans le sol sous forme échangeable étant donné que l'ion NH_4^+ et l'ion K^+ sont en compétition vis-à-vis des mêmes sites des minéraux argileux (Scherer, 1982, 1986).

La libération de NH_4^+ non échangeable et sa mobilisation par les cultures peuvent également être conditionnées par la diminution du pH au niveau de la rhizosphère et varier significativement suivant les espèces de plantes cultivées (Scherer et Ahrens, 1996).

Des facteurs supplémentaires gouvernent le processus de fixation et de libération de NH_4^+ dans les rizières qui sont caractérisées par

deux couches du sol : une aérobie et l'autre anaérobie : le potentiel redox, la réduction ou l'oxydation du fer octaédrique des minéraux argileux et la dynamique des oxydes de fer (Scherer et Zhang, 1999 ; Zhang et Scherer, 1999, 2000). Ces facteurs affectent profondément la capacité d'échange cationique des sols.

Au Maroc, une attention particulière a été portée au K^+ non échangeable (Badraoui, 1988 ; Badraoui et Bloom, 1989 ; Badraoui et al., 1991;1992 ;1997), mais quelques études seulement ont été réalisées pour déterminer le NH_4^+ non échangeable des sols. La dynamique de NH_4^+ non échangeable dans les sols au cours de différents cycles culturaux, quant à elle, n'a pas encore été investiguée.

Par ailleurs, dans le périmètre irrigué du Tadla, la pollution nitrique des ressources en eau souterraine commence à devenir alarmante en raison des apports excessifs des engrais azotés et de la fourniture naturelle importante d'azote minéral par le sol (Aghzar et al., 2002). Une partie de cet azote pourrait provenir de la libération de N-NH_4^+ non échangeable, vu la nature argileuse et la dominance des argiles du type 2 : 1 des sols (Badraoui et al., 1995).

C'est ainsi que des investigations concernant l'ammonium non échangeable ont été réalisées dans le périmètre irrigué du Tadla. Les objectifs étaient,

d'une part de :

- quantifier le potentiel des sols en N-NH_4^+ non échangeable et rechercher d'éventuelles corrélations entre N-NH_4^+ non échangeable et les caractéristiques du sol ;

et d'autre part de :

- suivre l'évolution, en quatre dates successives, de la teneur en N-NH_4^+ non échangeable pour différents types de sol et différents systèmes de culture.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Présentation de la zone d'étude

La plaine du Tadla se situe dans le bassin de l'Oued Oum Er Rebia qui traverse la plaine et la partage en deux grands périmètres irrigués: Béni Amir au Nord et Béni Moussa au Sud dont les superficies irriguées sont respectivement de 33000 ha et 69500 ha. L'irrigation, essentiellement gravitaire, se fait à partir des eaux de surface et des eaux souterraines.

Les sols du Tadla appartiennent, par ordre d'importance, aux groupes suivants (Figure 1) :

- les sols isohumiques, bruns ou châtaîns subtropicaux, "Kastanozems calciques (FAO, 1989)" : Ils sont de loin les plus répandus. Ils se rencontrent au centre de la plaine et couvrent près de 83 % du périmètre irrigué. Ces sols présentent une texture fine ou équilibrée et sont favorables à la mise en valeur agricole sous irrigation ;
- les sols calcimagnésiques bruns calcaires, "Calcisols hapliques (FAO, 1989)": Ce sont des sols peu profonds, très calcaires, cailouteux mais de texture équilibrée. On les rencontre en particulier le long des Oueds. Ces sols occupent 11 % de la couverture pédologique du périmètre du Tadla ;
- les sols faiblement représentés dans le périmètre sont les sols à sesquioxyde de fer, "Luvisols chromiques (FAO, 1989)" (1 %), les sols hydromorphes, "Gleysols calciques (FAO, 1989)" (1 %) et les sols peu évolués, "Fluvisols calciques (FAO, 1989)" (4 %).

Le climat de la plaine est de type méditerranéen semi-aride à hiver froid. La moyenne annuelle des précipitations sur 38 ans (1951-89) est de 393 mm. Les mois les plus pluvieux sont mars et avril avec un cumul mensuel de 60,3 et 53,7 mm respectivement. La période sèche s'étale de fin mai jusqu'à mi-octobre. Les moyennes mensuelles

des températures maximales sont de 37,8 et 37,5 °C respectivement pour juillet et août. Par contre, les mois les plus froids sont décembre et janvier avec des températures minimales mensuelles respectivement de 3,9 et 3,4 °C. L'évaporation moyenne annuelle est de l'ordre de 1816 mm. Elle est maximale en juillet-août (10 mm/j) et minimal en décembre (1,7 mm/j) (Bouazzama et Bouyahiaoui, 2000).

D'après les données sur l'occupation du sol par centre de développement agricole (ORMVAT, 1996), la céréaliculture prédomine dans la totalité du périmètre (43,5%). Les autres spéculations concernent principalement la betterave (12,9 %), les cultures maraîchères (13,4 %), la luzerne (11,6 %) et l'arboriculture (olivier et agrumes) (18,6 %), et sont réparties d'une manière différente selon les zones. Les légumineuses sont peu représentées. Les successions culturales pratiquées dans la région sont nombreuses, avec une dominante : la rotation blé-betterave. Parmi les cultures maraîchères pratiquées, citons particulièrement le niora, le sésame et l'oignon. Leurs précédents culturaux sont essentiellement des cultures maraîchères ou des céréales. La luzerne est souvent installée après luzerne ou céréales (Aghzar et al, 2002).

2.2. Potentiel des sols en ammonium non échangeable

Des prélèvements de sol ont été effectués en novembre 2000 sur 20 parcelles, représentatives de différentes situations culturales, appartenant au réseau de suivi de la qualité des sols du périmètre irrigué du Tadla. Dans ces parcelles, les trois types de sol (isohumique, calcimagnésique et fersiallitique) et les quatre types de cultures (blé, betterave, luzerne et cultures maraîchères) dominants dans le périmètre irrigué ont été représentés.

Lors des prélèvements du sol, les horizons pédologiques de chaque type de sol ont été respectés. La méthode d'échantillonnage adoptée

est celle de l'échantillon composite unique constitué à partir de 4 prélèvements. Les échantillons de sol sont séchés à l'air libre, broyés, tamisés et les analyses suivantes sont réalisées sur la terre fine : la granulométrie (Day, 1956) ; le pH (rapport sol/eau=1/ 2,5); la capacité d'échange cationique (Chapman, 1965) ; le carbone organique total : méthode Walkley et Black (Nelson et Sommers, 1975); l'azote total: méthode Kjeldahl (Bremner, 1960); le potassium échangeable (Knudsen et al, 1982) et l'azote minéral: méthode de distillation (Keeney et Nelson, 1982).

L'ammonium non échangeable du sol est déterminé par la méthode de Silva et Bremner (1966). Cette méthode est réalisée en deux étapes. La première étape consiste en un pré-traitement à chaud de l'échantillon du sol (1g < 100 mesh) dans une solution de KOB_r qui permet d'oxyder la matière organique du sol et d'éliminer l'azote organique sous forme de N₂. L'ammonium échangeable est ensuite déplacé par une solution de KCl 0,5 N et éliminé dans le surnageant liquide. Cette dernière opération est répétée trois fois. La seconde étape consiste en une digestion des minéraux argileux dans un mélange HF 5N - HCl 1N. L'ammonium ainsi libéré est distillé en présence de KOH 10 N. Le distillat est collecté dans un indicateur mixte à l'acide borique et titré avec une solution de H₂SO₄ 5.10⁻³ N.

Une régression linéaire multiple a été effectuée par le biais du logiciel STATITCF (1991) pour rechercher parmi les paramètres analysés, ceux qui expliquent au mieux les teneurs des sols en N-NH₄⁺ non échangeable.

2.3. Dynamique de N-NH₄⁺ + NON échangeable

Des échantillons de sol ont été prélevés sur 20 autres parcelles appartenant ou avoisinant les parcelles du réseau de suivi de la qualité des sols du périmètre irrigué du Tadla. Ces parcelles,

représentatives de différentes situations culturales, étaient occupées par le blé, la betterave, la luzerne ou une culture maraîchère, chacune de ces cultures étant représentée par 5 parcelles différentes. La méthode d'échantillonnage adoptée est celle de l'échantillon composite unique constitué à partir de 3 prélèvements du sol. Ces prélèvements ont été réalisés par couche de 10 cm (pour éviter tout chevauchement entre les horizons pédologiques), sur 1m de profondeur à quatre dates successives : février, avril, juin et septembre 2001.

Les échantillons de sol, séchés à l'air libre, broyés et tamisés, ont subi les analyses de N-NH₄⁺ non échangeable et K⁺ échangeable selon les méthodes citées précédemment.

Les dates de semis et de récolte des cultures ainsi que la fertilisation azotée adoptée par les agriculteurs dans les parcelles de suivi ont été déterminées par enquête.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. Potentiel des sols en ammonium non échangeable

Dans le tableau 1, les vingt sols échantillonnés sont présentés par ordre croissant suivant leur teneur moyenne sur tout le profil en N-NH₄⁺ non échangeable. Le type, la profondeur, la texture et quelques caractéristiques du sol ainsi que la rotation culturale pratiquée durant les campagnes 2000 et 2001 y sont également présentés.

La teneur moyenne des sols du Tadla en N-NH₄⁺ non échangeable varie entre 49 et 212 mg N/kg. Les plus faibles valeurs sont observées pour les sols fersiallitiques et varient fortement en fonction de la texture du sol. En effet, la teneur moyenne de N-NH₄⁺ non échangeable se situe aux alentours de 100 mg N/kg pour les sols fersiallitiques de texture limono-argileuse alors qu'elle ne dépasse guère 49 mg N/kg pour le même type de sol mais de

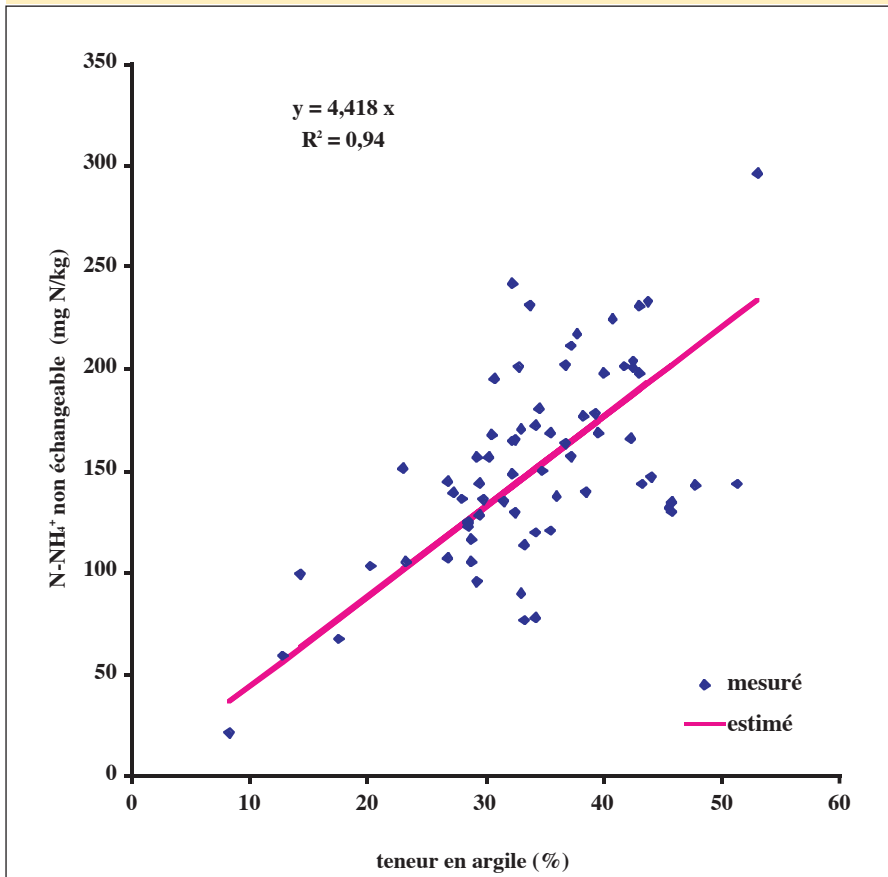
Tableau 1: Rotations culturales, quelques caractéristiques des sols, et leur teneur en N-NH₄⁺ non échangeable Crop rotations, some soil characteristics and their non exchangeable NH₄⁺-N contents

site	profondeurs	pH eau	Argile %	texture	CEC (méq/100 g)	type de sol	cultures	précédent cultural	K ₂ O échangeable mg K ₂ O/kg	N-NH ₄ ⁺ non éch. mg N/kg	moyenne (*)
50901	0-20	8,2	12,8	LAS	18,00	fersiallitique	luzerne	luzerne	260	59,2	49,2
	20-40	7,3	8,3		16,00				140	21,0	
	40-60	7,4	17,5		13,25				210	67,3	
50702	0-15	7,7	23,0	LA	24,50	fersiallitique	luzerne	luzerne	260	151,0	104,0
	15-45	8,0	29,3		23,75				160	95,6	
	45-100	8,4	33,0		15,25				130	89,8	
50904	0-20	7,9	28,5	LA	17,50	fersiallitique	luzerne	luzerne	280	122,8	104,7
	20-50	7,9	33,3		15,25				190	113,6	
	50-100	8,0	34,3		11,75				120	77,6	
53402	0-20	8,1	34,3	LA	24,00	calcimagnésique	luzerne	luzerne	200	119,7	120,2
	20-40	8,1	35,5		23,25				510	120,7	
50102	0-20	8,6	28,8	LA	25,50	calcimagnésique	luzerne	luzerne	180	116,3	122,2
	20-35	8,6	29,5		25,00				180	128,0	
50501	0-10	6,8	27,3	LAS	19,50	calcimagnésique	luzerne	blé	200	139,0	123,0
	10-30	6,6	28,5		20,00				250	124,8	
	30-40	7,8	28,8		19,00				160	105,3	
53503	0-20	8,0	14,3	LAS	10,50	isohumique	blé	culture maraichère	400	99,2	126,8
	20-50	6,7	20,3		13,50				370	103,2	
	50-70	6,5	29,8		18,25				420	136,1	
	70-100	8,3	39,5		19,25				540	168,5	
50403	0-15	8,5	23,3	LAF	22,75	isohumique	betterave	blé	370	105,4	132,5
	15-60	8,6	28,0		22,75				280	136,2	
	60-80	8,6	29,5		18,00				90	143,9	
52302	0,20	7,9	44,0	A	29,25	isohumique	blé	betterave	820	146,8	137,1
	20-60	7,9	45,8		29,00				540	129,8	
	60-100	8,1	45,8		28,25				350	134,7	
50703	0-15	7,8	32,5	LA	15,25	isohumique	blé	betterave	400	165,2	144,5
	15-40	8,0	32,3		19,25				280	148,4	
	40-70	8,0	32,5		18,00				270	129,4	
53002	0-15	8,1	38,3	A	23,00	isohumique	blé	blé	370	177,0	155,9
	15-60	7,6	38,5		23,00				370	139,6	
	60-100	7,4	43,3		23,00				240	143,5	
50305	0-20	8,3	30,5	AL	23,50	isohumique	luzerne	blé	510	167,4	158,1
	20-60	8,3	34,8		22,50				330	149,8	
	60-100	8,4	37,3		18,75				210	157,0	
52403	0-15	8,1	29,3	LA	20,25	calcimagnésique	blé	betterave	880	156,7	173,3
	15-40	8,3	32,3		17,00				770	242,2	
	40-50	8,3	28,5		15,00				500	124,1	
52802	0-25	7,8	34,3	AL	35,25	isohumique	luzerne	blé	280	172,3	175,0
	25-65	8,2	36,0		34,00				200	137,5	
	65-80	8,1	43,0		36,50				190	231,1	
53001	0-10	7,0	45,5	A	21,75	isohumique	betterave	blé	820	132,2	178,7
	10-30	6,7	47,8		19,00				820	143,1	
	30-70	7,9	51,3		17,00				510	143,6	
	70-100	8,2	53,0		20,50				330	296,0	
50202	0-10	8,3	30,3	LA	27,25	isohumique	blé	betterave	430	156,7	188,6
	10-40	8,3	32,3		26,25				380	164,6	
	40-70	8,4	33,8		26,25				340	231,3	
	70-100	8,4	36,8		19,50				260	202,1	
52501	0-20	8,0	30,8	AL	32,00	isohumique	betterave	blé	560	195,3	198,2
	20-50	8,1	41,8		29,00				300	201,4	
	50-100	8,2	43,0		23,50				210	198,0	
53704	0-20	7,2	34,5	A	23,50	isohumique	blé	culture maraichère	380	180,5	201,0
	20-60	7,2	40,0		21,00				190	197,8	
	60-100	8,4	40,8		17,50				140	224,7	
53602	0-15	8,1	37,3	A	29,00	isohumique	blé	culture maraichère	200	211,6	202,8
	15-60	8,3	39,3		24,25				160	178,4	
	60-100	8,3	42,5		22,00				120	203,9	
52301	0-20	8,1	32,8	A	25,25	isohumique	betterave	blé	340	200,9	211,6
	20-60	7,9	42,5		24,25				190	200,7	
	60-100	8,1	43,8		21,25				120	233,0	

(*) : Les sols sont classés par ordre croissant suivant leur teneur moyenne en N-NH₄⁺ non échangeable. Cette moyenne est calculée par profil pour tous les horizons du sol.

texture : LA = limono-argileuse, ALS = argilo-limono-sableuse, AL = argilo-limoneuse, ALF = argilo-limoneuse fine et A = argileuse

Figure 2 : Relation entre N-NH₄⁺ non échangeable et la teneur en argile des sols du Tadla



texture limono-argilo-sableuse.

En général, les sols les plus riches en N-NH₄⁺ non échangeable sont les sols isohumiques. Leur teneur moyenne en N-NH₄⁺ non échangeable varie entre 127 et 212 mg N/kg. Comme pour les sols fersiallitiques, le sol isohumique à texture équilibrée (limono- argilo-sableuse) présente une teneur en N-NH₄⁺ non échangeable plus faible que ceux à texture fine (limono-argileuse ou argilo-limoneuse) et très fine (argileuse).

La majorité des sols calcimagnésiques échantillonnés se situent, selon leur teneur en N-NH₄⁺ non échangeable, d'une manière intermédiaire entre les sols fersiallitiques et les sols isohumiques. Leur teneur moyenne en N-NH₄⁺ non échangeable est évaluée à environ 120 mg N/kg mais peut atteindre des valeurs plus élevées comparables à celles des sols

isohumiques (soit 173 mg N/kg).

Pour ce qui est de la distribution de N-NH₄⁺ non échangeable dans le profil du sol, aucune tendance d'évolution de N-NH₄⁺ non échangeable en fonction de la profondeur du sol n'est mise en évidence.

Pour expliquer les teneurs du sol en N-NH₄⁺ non échangeable à partir des caractéristiques classiques du sol, une régression linéaire multiple sans terme constant a été réalisée en utilisant 70 observations. Les paramètres utilisés comme variables explicatives sont : le pourcentage d'argile (A), le carbone organique total (COT), l'azote total kjeldahl (NTK), le N-NH₄⁺ échangeable (N-NH₄⁺ éch.), le K₂O échangeable (K₂O éch.) et la capacité d'échange cationique (CEC).

L'équation de régression obtenue est la suivante :

$$\text{N-NH}_4^+ \text{ non éch.} = 3,26 A + 1,38 \text{ CEC} + 6,24 \text{ COT} - 34,20 \text{ NTK} + 0,84 \text{ N-NH}_4^+ \text{ éch.} + 5,51 \text{ K}_2\text{O éch.}$$

$$R^2 = 0,95$$

$$R. \text{ Multiple} = 0,97$$

Le lien entre la teneur du sol en N-NH₄⁺ non échangeable et les six variables explicatives est significatif au niveau de probabilité $\alpha = 0,01$. Néanmoins, seul le coefficient de régression relatif à la teneur en argile est significativement différent de zéro au même niveau de probabilité, montrant ainsi qu'il n'y a pas d'influence réelle des cinq autres paramètres du sol sur la teneur du sol en N-NH₄⁺ non échangeable. En effet, la régression linéaire simple, présentée en figure 1, explique à elle seule, 94 % de la variation de la teneur du sol en N-NH₄⁺ non échangeable. Ce résultat est en accord avec celui obtenu par Soudi et al. (1991) pour quelques types de sol appartenant à quatre régions du Maroc où une corrélation faible mais hautement significative ($R = 0,51^{**}$) a été trouvée entre le NH₄⁺ non échangeable et la teneur en argile. De même, pour trois types de sols contrastés de la région de Hesse en Allemagne (sols alluviaux, sols basaltiques et sols loess), Scherer (1982) a montré l'existence d'une corrélation négative nette ($R = 0,79^*$) entre le NH₄⁺ non échangeable et le potassium disponible pour les cultures extrait par Electro-Ultrafiltration.

Par ailleurs, la teneur en N-NH₄⁺ non échangeable des sols du Tadla pourrait également être expliquée par la nature minéralogique des argiles. En effet, les sols fersiallitiques contiennent beaucoup plus de kaolinite et d'oxydes de fer que de feuilletés de silicates de type 2:1, mais l'illite est généralement présente en association avec la kaolinite (Badraoui et al., 1995). Par contre, les sols isohumiques sont dominés par les smectites, l'illite et la palygorskite (Soudi et al., 1991). La vermiculite et les smectites ont une capacité de fixation de NH₄⁺, mais aussi de K⁺, plus importante que celle des autres minéraux

Tableau 2 : Quantités de N-NH₄⁺ non échangeable libérées ou fixées durant la période de suivi pour les différentes parcelles investiguées

culture et n° site	type de sol	texture	K ₂ O échangeable mg/kg	Apport d'azote kg N/ha	N-NH ₄ ⁺ non échangeable du sol mg N/kg fév	N-NH ₄ ⁺ non échangeable libérées ou fixées dans le profil du sol mg N/kg		
						fév-avril	avril-juin	juin-sept
blé								
1	isohumique	LA	420	200	182	-36,07	-17,77	2,80
2	isohumique	AL	430	115	156	4,27	-16,99	-21,00
3	isohumique	LAF	540	190	157	11,95	-41,50	-11,00
4	isohumique	AL	430	160	169	-23,25	14,83	-39,82
5	calcimagnésique	LA	600	180	190	-25,31	-8,13	5,33
betterave								
6	calcimagnésique	LA	250	325	146	1,17	14,83	-16,94
7	isohumique	LAS	280	160	127	-0,51	-35,37	26,61
8	isohumique	A	340	280	160	0,00	56,82	-53,99
9	isohumique	LA	460	230	115	49,96	-50,08	0,12
10	isohumique	A	560	140	165	7,63	51,20	-49,27
luzerne				*				
11	calcimagnésique	LA	190	77	111	30,67	-2,93	-16,64
12	isohumique	AL	420	0	172	-11,11	31,38	-75,52
13	calcimagnésique	LAS	150	140	109	0,40	-4,69	-21,62
14	calcimagnésique	LA	310	250	148	-3,45	-7,65	13,31
15	isohumique	LA	210	210	176	-20,59	44,37	-64,59
cultures maraîchères								
16	isohumique	LA	600	140	115	32,29	58,28	-87,75
17	isohumique	A	460	170	176	-28,63	41,38	-52,36
18	isohumique	LAS	480	335	121	-22,74	-2,06	5,82
19	isohumique	A	320	320**	160	5,58	-26,23	-39,58
20	isohumique	A	180	200	162	-12,92	15,37	-67,38

argileux (Badraoui, 1988 ; Scherer et Weimar, 1994 ; Sowden et al., 1978), ce qui expliquerait, en partie, les faibles teneurs en N-NH₄⁺ non échangeable des sols fersiallitiques par rapport aux sols isohumiques.

Une autre raison possible pouvant expliquer les niveaux de N-NH₄⁺ non échangeable des sols du Tadla est l'histoire de la fertilisation minérale et organique des cultures pratiquées par les agriculteurs. Les doses d'engrais azotés sont excessives essentiellement pour la rotation blé-betterave et les cultures

maraîchères (Aghzar et al., 2002). Ceci expliquerait en partie la supériorité de la teneur en N-NH₄⁺ non échangeable des sols occupés par ces cultures.

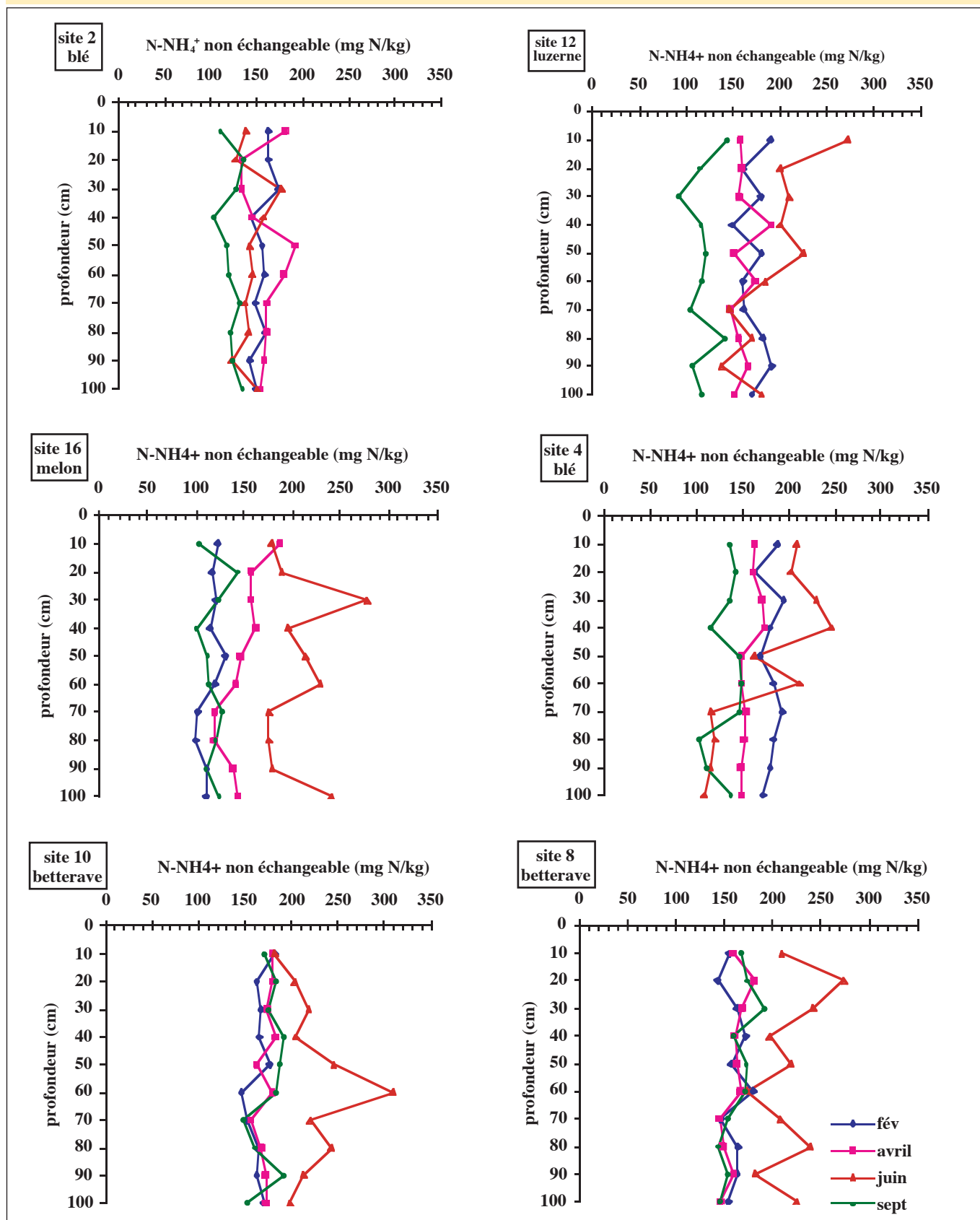
Par contre, les sols occupés par la luzerne, pendant plus de deux années, sont les plus pauvres en N-NH₄⁺ non échangeable. Néanmoins, ces sols coïncident avec les sols fersiallitiques et calcimagnésiques qui sont les moins pourvus en N-NH₄⁺ non échangeable. Le type de sol pourrait donc avoir masqué l'effet de ce

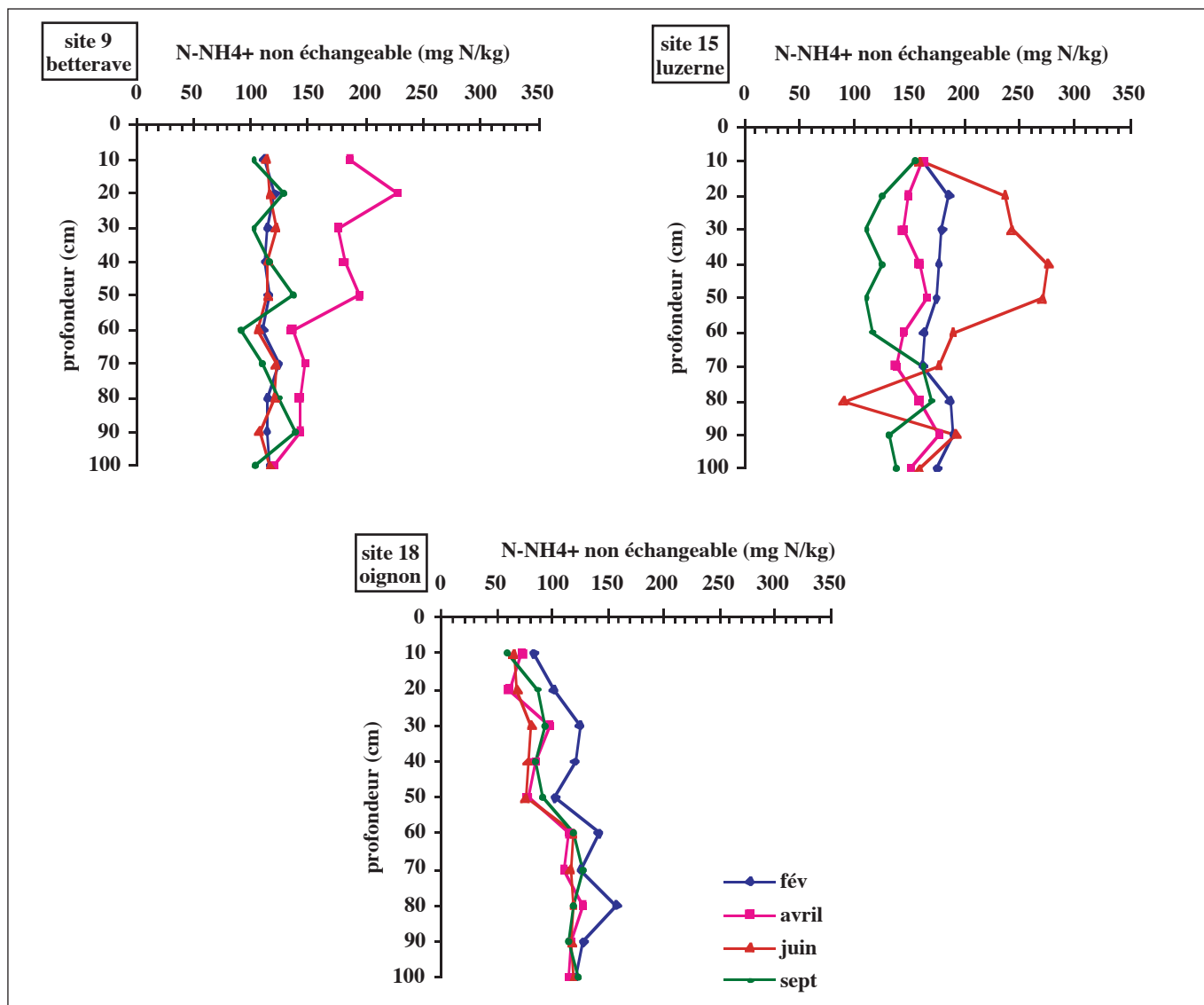
système de culture sur la teneur du sol en N-NH₄⁺ non échangeable.

3.2. Dynamique de N-NH₄⁺ + NON échangeable

La fraction de N-NH₄⁺ non échangeable du sol est sujette à de considérables changements durant la période de suivi pour les différents types de sol et systèmes de culture (Tableau 2). En effet, des diminutions, variant de quelques mg/kg à 88 mg/kg, de N-NH₄⁺ non échangeable, ont été observées (Figure 3 : site 2 ; site 12 et site 16), suggérant une libération

Figure 3 : Evolution des profils de N-NH₄⁺ non échangeable du sol dans les parcelles de suivi





d'ammonium non échangeable dans le profil du sol. Cette libération serait due à la nitrification et aux prélèvements de NH_4^+ et de K^+ par les cultures (Green et al., 1994). Ce résultat rejoint ceux obtenus par d'autres auteurs en Allemagne où les pertes en $N-NH_4^+$ non échangeable ont été évaluées, pour un blé d'hiver dans des parcelles d'agriculteurs, à environ 450 kg N/ha dans la zone racinaire (0-90 cm) pendant la période mai-juillet (Scherer, 1982). Ces pertes s'élèvent à 187 mg/kg de $N-NH_4^+$ non échangeable pour un distic gleysol au cours de la rotation blé d'été, maïs, blé d'hiver et ray grass (Scherer et Weimar, 1994).

Dans certains cas, la libération de NH_4^+ non échangeable a été notée

pendant la période sèche "post récolte" du blé et de la betterave (juin-septembre) (Figure 3 : site 4 et site 10). Ce même phénomène a été observé pour la libération de K^+ non échangeable au cours de la dessiccation du sol et a été expliqué par l'hydrolyse des molécules d'eau et l'échange de K^+ par les protons (Jackson et Luo, 1985 cité par Badraoui, 1988). Une autre explication pour le blé, dans le cas où il a reçu une pré-irrigation, serait le phénomène d'immobilisation de l'azote minéral par la microflore, lié à l'enfouissement des résidus de récolte à C/N élevé (= 91), celui-ci étant évalué en moyenne à 80 kg N/ha dans la couche 0-100 cm du sol (Berdai et al., 2002). Cette

disponibilité de NH_4^+ non échangeable pour les micro-organismes du sol a déjà été mise en évidence par Scherer et Schneiders (1995) sous jachère et sous cultures. Une réduction significative de la fixation de NH_4^+ a cependant été observée par Kowalenko (1981) et Zhang et Scherer (1999) lorsque l'amendement du sol par des substances à C/N élevé, telles que la cellulose ou le glucose, est accompagné par des apports élevés en NH_4^+ . Ceci montre que l'ammonium non échangeable n'est sollicité par les micro-organismes que lorsque les quantités d'azote minéral dans le sol sont insuffisantes pour satisfaire leurs besoins.

Références bibliographiques

- **Aghzar N., Berdai H., Bellouti A. et Soudi B., 2002.** Pollution nitrique des eaux souterraines au Tadla (Maroc). *Revue des Sciences de l'Eau*. Rev. Sci. Eau, 15/2, pp. 577-610.
- **Badraoui M., 1988.** Mineralogy and potassium availability in soils from the Chaouia and Gharb regions of North western Morocco. Ph D Dissertation, University of Minnesota, St. Paul, Minnesota, USA, 199 pp.
- **Badraoui M., Agbani M., Merzouk A., Bloom P.R., Bouabid R., Soudi B., Mimouni A., Annouaoui A. et Bouchaara S., 1991.** Chemistry and mineralogy of potassium in Moroccan soils: Implications for fixation and release. *Proceedings of the Fourth Regional Workshop, Fertilizer Use Efficiency under Rain-fed Agriculture in West Asia and North Africa*, 5-10 May, Agadir, Morocco, pp. 16-27.
- **Badraoui M., Agbani M. et Soudi B., 1997.** Potassium status in soils and crops, recommendations and present use in Morocco. In: A. E. Johnston (Ed.), *proc. of Food security in the WANA region, the essential need for balanced fertilization*. 26-30 May, Bornova, Izmir, Turkey, 10 pp.
- **Badraoui M. et Bloom P.R., 1989.** The effects of wetting and drying cycles, temperature and extracting solutions on measured potassium fixation in soils of two regions of Morocco. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 20, 1353-1375.
- **Badraoui M., Bloom P.R. et Delmaki A., 1992.** Mobilization of non exchangeable K by ryegrass in five Moroccan soils with and without mica. *Potash Review*, No. 2, 1-15.
- **Badraoui M., Soudi B., Moujahid Y., Bennani F., Bouhlassa S. et Mikou M., 1995.** Mineralogical considerations in soil fertility management in Morocco. *Proceedings of the Soil Fertility Workshop, Accomplishments and Future Challenges in Dry Land Soil Fertility Research in the Mediterranean Area*, 19-23 November, Aleppo, Syria, pp. 267-278.
- **Berdai H., Aghzar N., Cherkaoui F.Z. et Soudi B., 2002.** Azote minéral résiduel et son évolution pendant l'été en fonction du précédent cultural en climat méditerranéen. *Etude et Gestion des Sols*, 9, pp. 7-23.
- **Bottner P., Sallih Z. et Billes G., 1988.** Root activity and carbon metabolism in soils. *Biol. Fertil. Soils*, 7: 71-78.

Par ailleurs, des augmentations, atteignant 58 mg/kg de N-NH₄⁺ non échangeable, ont été notées (Figure 3 : site 16 ; site 8 et site 9) suggérant une fixation de N-NH₄⁺ suite à l'apport d'engrais ammoniacaux et à la minéralisation de la matière organique native du sol. Mengel et Scherer (1981) et Scherer et Mengel (1986) ont également rapporté que le NH₄⁺, provenant de l'ammonification, peut être fixé par les argiles. Cette augmentation de N-NH₄⁺ non échangeable du sol, se produisant pendant la saison de croissance des cultures, montre que lorsque l'azote se trouve en quantités excédentaires dans le sol, il est directement disponible pour les cultures, épargne la libération de N-NH₄⁺ non échangeable et une partie peut même être fixée dans l'espace inter-feuillets des argiles.

Pendant la période avril-juin qui constitue une période active pour la croissance de la luzerne, une augmentation de la teneur en N-NH₄⁺ non échangeable dans les couches de surface du sol a été accompagnée, dans 3 cas sur 5, par une diminution de cette teneur dans les couches profondes (Figure 3 : site 12 et site 15) suggérant une libération de N-NH₄⁺ non échangeable au niveau de la rhizosphère. La mobilisation de N-NH₄⁺ non échangeable dans l'interface sol-racine serait due d'une part aux micro-organismes hétérotrophes et nitrifiants qui ont une activité plus grande dans la rhizosphère (Bottner et al., 1988) influençant l'équilibre entre NH₄⁺ non échangeable et NH₄⁺ dans la solution du sol (Nommik et Vathras, 1982) et d'autre part à une forte densité des racines favorisant la diminution de la concentration de NH₄⁺ et de K⁺ dans la solution du sol (Scherer et Ahrens, 1996).

Dans certains cas, le N-NH₄⁺ non échangeable n'a pas été sollicité soit à cause d'absence de plante (Figure 3 : site 18, profil de N-NH₄⁺ non échangeable du sol stabilisé après récolte d'oignon réalisée en mars), ou en raison d'une fertilisation azotée excessive apportée par

l'agriculteur. Une libération négligeable de N-NH₄⁺ non échangeable sous jachère a également été rapportée par Scherer (1984). Néanmoins, le N-NH₄⁺ non échangeable a été fortement sollicité par la culture dérobée d'été (fourrage non fertilisé) installée après la récolte d'oignon (Tableau 2 : site 19) où des diminutions de la teneur moyenne en N-NH₄⁺ non échangeable de 26 et 39 mg N/kg, soit 409 et 617 kg N/ha, ont été notées respectivement en juin et en septembre.

Pour certaines parcelles, la fixation de N-NH₄⁺ pendant un stade de suivi a été contrebalancée par la libération de la même quantité de N-NH₄⁺ non échangeable durant le stade suivant (Figure 3 : site 10, site 8 et site 9). Ce même résultat a été observé par Scherer (1982).

La capacité de fixation et de libération de N-NH₄⁺ non échangeable des sols du Tadla serait essentiellement liée à leur teneur en argile, d'une part et à leur contenu en smectites et dans une moindre mesure en illite, d'autre part. En effet, les smectites sont les argiles qui présentent, au même titre que les vermiculites, le potentiel le plus élevé de libération de NH₄⁺ non échangeable (Mengel et al., 1990 ; Scherer et Weimar, 1994) alors que l'illite peut ou non fixer et libérer NH₄⁺, tout dépend de sa charge (Scherer et Ahrens, 1996).

Dans les sols du Tadla, les profils de N-NH₄⁺ non échangeable ont généralement varié, pendant la période de suivi, à l'intérieur d'un intervalle donné. Toute fixation de N-NH₄⁺ non échangeable a été généralement suivie d'une libération totale ou partielle et toute libération a été suivie d'une refixation de telle manière que le stock du sol en N-NH₄⁺ non échangeable est continuellement reconstitué.

Cette alternance fixation-libération de NH₄⁺ non échangeable du sol, répondant aux différents processus de rentrée et de sortie de NH₄⁺ dans le sol serait probablement aussi pilotée par l'alternance

Références bibliographiques

- **Bouazzama B. et Bouyahiaoui A., 2000.** Situation actuelle de la qualité des sols et des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla. Mémoire de 3ème cycle, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II / Département des Sciences du Sol, pp- 122.
- **Bremner J. M., 1960.** Determination of nitrogen in soil by the Kjeldahl method. *J. Agric. Sci.*, 55: 11-33.
- Chapman H. D., 1965. Cations exchange capacity. In Black C.A. et al (ed.). *Methods of Soil Analysis*. Agronomy, 9: 891-901. Am. Soc. Agron., Inc., Madison, Wis.
- **Day P. R., 1956.** Report of the Committee on Physical Analysis, 1954-55. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 20: 167-169.
- **Drury C. F. et Beauchamp E. G., 1991.** Ammonium fixation, release, nitrification and immobilization in high and low fixing soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 125-129.
- **FAO, 1989.** Carte Mondiale des Sols: Légende Révisée. Rapport sur les Ressources en Sols du Monde N° 60. FAO-UNESCO, pp- 125.
- **Green C. J., Blackmer A. M. et Yang N. C., 1994.** Release of fixed ammonium during nitrification in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1411-1415.
- **Keeney D.R. et Nelson D.W., 1982.** Nitrogen-Inorganic Forms. In Page A. L. et al (ed.). *Methods of Soil Analysis*. Part 2. Agronomy, 9: 643-682. ASA, SSSA, Madison, Wis. USA.
- **Knudsen D., Peterson G. A. et Pratt P.F., 1982.** Exchangeable and soluble potassium. In Page A. L. et al (ed.). *Methods of Soil Analysis*. Part 2. Agronomy, 9: 228-238. ASA, SSSA, Madison, Wis. USA.
- **Kowalenko C. G., 1978.** Nitrogen transformations and transport over 17 months in field fallow microplots using 15N. *Can. J. Soil Sci.*, 58: 69-76.
- **Kowalenko C.G. (1981).** Effect of immobilization on nitrogen transformations and transport in a field 15N experiment. *Can. J. Soil Sci.*, 61: 387-395.
- **Kowalenko C. G. et Cameron D. R., 1976.** Nitrogen transformations in an incubated soil as affected by combinations of moisture content and temperature and adsorption-fixation of ammonium. *Can. J. Soil Sci.*, 56, 63-70.
- **Liang B. C. et Mac Kenzie A. F., 1994.** Fertilization rates and clay fixed ammonium in two Quebec soils. *Plant and Soil*, 163: 103-109.

humectation-dessiccation, fréquentes en zones méditerranéennes irriguées au cours des saisons de croissance des cultures, et par la variation saisonnière d'azote minéral dans le sol. L'effet des changements de température et d'humidité du sol a déjà été mis en évidence sur la fixation et la libération de K^+ par les minéraux argileux (Badraoui, 1988). De même, la dessiccation du sol, induisant une ammonification de la matière organique du sol, favorise la fixation de NH_4^+ si la nitrification est ralentie et favorise la libération de NH_4^+ non échangeable si la nitrification accompagne l'ammonification (Zhang et Scherer, 1999).

Par ailleurs, la libération de $N-NH_4^+$ non échangeable a été mise en évidence pour toutes les cultures diagnostiquées et pour tous les niveaux de K_2O échangeable (de 150 à 600 mg K_2O) (Tableau 2). Ce résultat est contradictoire avec ceux obtenus par Scherer (1986) et Scherer et Ahrens (1996) qui ont montré que la teneur en K_2O échangeable et l'espèce de plantes cultivées ont un effet déterminant sur la dynamique de $N-NH_4^+$ non échangeable dans le sol.

CONCLUSION

Les sols du Tadla présentent une teneur appréciable en $N-NH_4^+$ non échangeable. C'est la teneur en argile du sol qui détermine l'ampleur de NH_4^+ non échangeable dans le sol. Cette teneur est sujette à des variations considérables au cours et après les différents cycles culturaux. Mais, pour l'ensemble des parcelles étudiées, aucune tendance d'évolution de NH_4^+ non échangeable claire et bien définie n'a été mise en évidence, montrant ainsi que le mécanisme de fixation et de libération de l'ammonium dans le sol est très complexe.

Ce mécanisme, important dans les sols du Tadla, a des implications économiques, agronomiques et environnementales intéressantes, puisque l'azote ainsi retenu n'est pas lixiviable, mais reste cependant accessible à la végétation et à la

microflore.

Néanmoins, ce pool d'azote, relativement labile, est jusqu'à présent négligé dans les stratégies de gestion de l'azote pour la production agricole dans le Tadla. Il pourrait donc générer un risque potentiel de pollution de la nappe par l'ion nitrate dans cette région, d'autant plus que les quantités d'azote minéral mise en jeu par ce processus peuvent atteindre des valeurs considérables.

Des études additionnelles, utilisant le ^{15}N , sont nécessaires afin de mieux comprendre la dynamique de fixation et de libération de NH_4^+ des sols du Tadla, pour différents systèmes de culture, en relation avec les facteurs écologiques. Il serait également intéressant de rechercher des équations qui décrivent ce processus et les intégrer dans les modèles de simulation d'azote minéral dans le sol.

Par ailleurs, d'après les résultats obtenus, la fixation et la libération de NH_4^+ non échangeable au cours d'une saison agricole peuvent se produire à une échelle de temps plus courte que celle généralement reconnue. L'étude de ce processus devrait donc être conduite moyennant une grande fréquence d'échantillonnage qui permettrait de détecter les variations rapides de $N-NH_4^+$ non échangeable dans le sol. La méthode simplifiée de détermination de $N-NH_4^+$ non échangeable pourrait alors être utilisée pour diminuer le coût des analyses qui seront plus fréquentes (Zhang et Scherer, 1998).

REMERCIEMENTS

Nous remercions vivement le personnel du Laboratoire de l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla pour l'aide qu'il nous a apporté pour la réalisation de ce travail, et en particulier Mme Cherkaoui F.Z. et M. Hassouna.

Références bibliographiques

- **Mengel K., Horn D. et Tributh H., 1990.** Availability of inter layer ammonium as related to root vicinity and mineral type. *Soil Sci.*, 149: 131-137.
- **Mengel K. et Scherer H. W., 1981.** Release of non exchangeable (fixed) soil ammonium under field conditions during the growing season. *Soil Sci.*, 131, 226-232.
- **Nelson et Sommers, 1975.** A rapid and accurate procedure for estimating of organic carbon in soil. *Proc. Indiana Acad. Sci.*, 84: 456-462.
- **Nommik H., 1965.** Ammonium fixation and other reactions involving a non enzymatic immobilization of mineral nitrogen in soil. In Bartholmew, W. V. and F. E. Clark (eds.): *Soil Nitrogen, Monograph Am. Soc. Agron.*, 10, pp. 198-258.
- **Nommik H. et Vathras K., 1982.** Retention and fixation of ammonium and ammonia in soils. In: F. J. Stevenson (Ed.), *Nitrogen in agricultural soils. Monograph Am. Soc. Agron.*, 22, pp. 123-171.
- **ORMVAT, 1996.** Données sur l'Occupation du Sol par Centre de Développement Agricole : Campagne 1995-1996.
- **Scherer H. W., 1982.** Fixed NH₄-N in relation to EUF-extractable K. *Plant and Soil*, 64, 67-71.
- **Scherer H.W., 1984.** Beziehung zwischen dem stickstoff, Entzug der Pflanzen und der Abnahme von spezifisch gebundenem NH₄-N im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, 147, 29-36.
- **Scherer H. W., 1986.** The influence of potassium on the fixation of NH₄⁺ and the mobilization of non exchangeable NH₄⁺. *Plant Research and Development, Volume 23*, pp. 78-90.
- **Scherer H. W. et Ahrens G., 1996.** Depletion of non exchangeable NH₄-N in the soil root interface in relation to clay mineral composition and plant species. *Eur. J. Agron.*, 5: 1-7.
- **Scherer H. W. et Mengel K., 1986.** Importance of soil type on the release of non exchangeable NH₄⁺ and availability of fertilizer NH₄⁺ and fertilizer NO₃⁻. *Fertilizer Research*, 8: 249-258.
- **Scherer H. W. et Schneiders M., 1995.** Verfügbarkeit von spezifisch gebundenem ammonium für mikroorganismen (Availability of non exchangeable ammonium to soil microorganisms). *Agribiol. Res.* 48, 2, 138-145.
- **Scherer H. W. et Weimar S., 1993.** Release of non exchangeable NH₄-N after planting of rye grass in relation to soil content and as affected by nitrate supply. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 156, 143-148.
- **Scherer H. W. et Weimar S., 1994.** Fixation and release of ammonium by clay minerals after slurry application. *Eur. J. Agron.*, 3, 23-28.
- **Scherer H. W. et Zhang Y. S., 1999.** Studies on the mechanisms of fixation and release of ammonium in paddy soils after flooding. I. Effect of iron oxides on ammonium fixation. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 162, 593-597.
- **Silva J. A. et Bremner J.M., 1966.** Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 30, 587-594.
- **Soudi B., Chiang C.N., Badraoui M., Agbani M. et Ben Halima M., 1991.** Characterization and distribution of nitrogen forms in selected soils of Morocco. *Proceedings of the Fourth Regional Workshop, Fertilizer Use Efficiency under Rain-fed Agriculture in West Asia and North Africa, 5-10 May, Agadir, Morocco*, pp. 159-168.
- **Sowden F. J., Maclean A. A. et Ross G. J., 1978.** Native clay fixed ammonium content and the fixation of added ammonium in some soils of eastern Canada. *Can. J. Soil Sci.*, 58, 27-32.
- **STATITCF, 1991.** Logiciel statistique, version 5.
- **Thompson T. L. et Blackmer A.M., 1993.** Fixation and release of N₁₅ labeled ammonium during soil drying. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 24: 613-622.
- **Zhang Y. et Scherer H.W., 1998.** Simplification of the standard method for determination of non exchangeable NH₄-N in soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 161, 101-103.
- **Zhang Y. et Scherer H.W., 1999.** Ammonium fixation by clay minerals in different layers of two paddy soils after flooding. *Biol. Fertil. Soils*, 29: 152-156.
- **Zhang Y. et Scherer H.W., 2000.** Mechanisms of fixation and release of ammonium in paddy soils after flooding. II. Effect of transformation of nitrogen forms on ammonium fixation. *Biol. Fertil. Soils*, 31: 517-521.

EVALUATION DU MODELE LEACHM POUR LA PREDICTION DU REGIME HYDRIQUE DU SOL EN CLIMAT MEDITERRANEEN

H. BERDAI⁽¹⁾, B. SOUDI⁽²⁾ & A. BELLOUTI⁽³⁾

RESUME

Dans les périmètres d'intensification agricole, la détermination des bonnes pratiques de gestion agricole est nécessaire pour augmenter les rendements des cultures tout en préservant la qualité des ressources naturelles. L'utilisation d'outils informatiques peut être d'une grande utilité pour assister les gestionnaires de ces périmètres.

Dans cette étude, le sous-modèle LEACHW est évalué pour sa capacité à simuler les profils d'humidité du sol et le drainage.

Le site expérimental étudié est localisé dans le périmètre irrigué du Tadla (Maroc). Le sol est de type brun isohumique profond de texture argileuse. Les cultures testées sont le blé, la betterave et le concombre, conduites selon les itinéraires techniques recommandés. Au cours des trois cycles culturaux, un échantillonnage est réalisé sur les couches 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm du sol et l'humidité pondérale est déterminée. Les quantités d'eau percolées sont mesurées sur un réseau de trois lysimètres sous tension nulle.

Dans les conditions pédoclimatiques étudiées, LEACHW présente, en général, de bonnes performances de prédiction de l'humidité pondérale du sol et de simulation des effets d'interactions eau-sol-plante-atmosphère. Ceci est lié d'une part à une détermination assez convenable des paramètres hydriques et physiques du sol et d'autre part à un ajustement adéquat par le modèle de la fonction de rétention de l'eau dans le sol. Néanmoins, certaines surestimations ou sous-estimations par le modèle de l'humidité pondérale du sol ont été notées. Elles sont attribuées i) aux limitations du modèle à représenter le système hydrologique du sol argileux étudié, caractérisé notamment par la double porosité et par le gonflement des argiles, ii) aux possibles biais d'estimation des autres composantes du bilan hydrique et iii) à la variabilité des paramètres physiques du sol.

Mots clés :

LEACHW, humidité du sol, drainage, sol argileux structuré, irrigation.

1. INTRODUCTION

Dans les périmètres irrigués, l'évaluation des effets des différentes pratiques agricoles sur la productivité des systèmes de culture d'une part et sur la qualité des ressources naturelles (eau et sol) d'autre part est nécessaire pour permettre une gestion rationnelle de ces ressources et assurer en conséquence la durabilité de l'agriculture intensive. Néanmoins, cette tâche nécessite une connaissance approfondie de la nature du milieu physique, de l'activité humaine et un grand nombre d'expérimentations et d'investigations sur le terrain. Elle s'avère ainsi longue et coûteuse.

Le développement des technologies informatiques et des systèmes de modélisation de la dynamique de l'eau et des intrants dans le sol met à notre disposition un outil économique, simple et précieux qui permet de faire une évaluation rapide de l'impact environnemental des pratiques agricoles moyennant l'intégration et la synthèse d'un nombre important de données de terrain et de laboratoire (Larocque et Banton, 1995; Lengnick et Fox, 1994). Il facilite également l'extrapolation des résultats de recherche à des systèmes agricoles différents (Delgado et al., 1998). Ces modèles, couplés à des systèmes

d'information géographique (SIG) permettent une gestion environnementale à grande échelle (Armstrong et Soloman, 1996). L'utilisateur de l'outil informatique doit être averti des exigences et des limitations des modèles et contraint de vérifier leur validité dans des environnements contrastés avant leur application.

De nombreux modèles de simulation ont été développés pour décrire le processus de transport et/ou de transformation de l'eau et des solutés dans la couche du sol non saturée. Ces modèles varient largement dans leur conception et leur degré de complexité suivant

1. Service des Expérimentations, des Essais et de la Normalisation (SEEN) de l'Administration du Génie Rural. Laboratoire de Conservation des Eaux et des Sols. 461, Avenue Hassan II, Rabat, Maroc. Tél. / Fax 212 (7) 69 - 84 - 32.

Email : berdai.halima@caramail.com

2. Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat.

3. Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla.

qu'ils ont été conçus pour des objectifs de recherche ou de gestion.

Contrairement aux modèles fonctionnels, les modèles mécanistes sont plus compliqués. Ils utilisent une représentation conceptuelle des mécanismes et nécessitent la détermination préalable de la courbe de rétention $h(\theta)$ et de la conductivité hydraulique du sol $k(\theta)$. Une seconde distinction est réalisée entre les modèles stochastiques et déterministes suivant qu'ils tiennent compte ou non de la variabilité des paramètres et des processus (Addiscott et Wagenet, 1985)

LEACHM (Leaching Estimation and Chemistry Model) développé par Hutson et Wagenet (1992) est un modèle déterministe mécaniste qui peut être utilisé à la fois à des fins de recherche et de gestion. Il a été testé par plusieurs auteurs dans différentes conditions pédoclimatiques pour simuler le drainage (Clemente et al., 1994 ; Jemison et al., 1994 a), la contamination par les pesticides des ressources en eau souterraine (Loague et al., 1998) et la lixiviation des nitrates (Finke, 1993 ; Jabro et al., 1993). Il a été également utilisé pour évaluer l'impact environnementale de certaines pratiques de gestion agricole notamment celles relatives à la fertilisation minérale et organique (Finke, 1993), les travaux du sol et l'incorporation des résidus de récolte (Dodds et al., 1998).

LEACHM a montré une bonne capacité à prédire à la fois l'humidité du sol mesurée in situ (Clemente et al., 1994; Finke, 1993; Jemison et al., 1994 a) et le mouvement des pesticides (Wagenet et al., 1989 cité dans Ramos et Carbonell, 1991). Les résultats de simulation de la lixiviation des nitrates et de la teneur du sol en azote minéral, sont par contre, très diverses. Dans certains cas, ils diffèrent significativement des valeurs observées pendant tout ou une partie du cycle de la culture (Dodds et al., 1998 ; Jemison et al. 1994 b ; Ramos et Carbonell, 1991);

Dans d'autres cas, ils ajustent correctement les valeurs mesurées (Finke, 1993). Néanmoins, comparé à d'autres modèles tel que NCSWAP développé par Molina et Richards (1984), LEACHM offre de meilleures performances, en sol limono-argileux fin de la Pennsylvanie Centrale, pour la simulation de la lixiviation des nitrates (Jabro et al., 1993).

En plus de ses performances pour prédire le mouvement de l'eau et des nitrates dans le sol, LEACHM est disponible, facile à utiliser, bien documenté et requiert un temps très court pour réaliser les simulations (Jabro et al., 1993). Il n'a pas encore été testé sous les conditions pédoclimatiques marocaines.

Dans cette étude, le sous-modèle LEACHW, qui est basé sur la résolution numérique selon un schéma aux différences finies de l'équation de Richards unidirectionnelle en régime transitoire (Hutson et Wagenet, 1992), est évalué pour sa capacité à simuler les profils d'humidité du sol et le drainage pour trois cultures dans un sol argileux représentatif du périmètre irrigué du Tadla (Maroc).

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Présentation du site d'étude

La plaine du Tadla se situe dans le bassin de l'Oued Oum Er Rbia qui traverse la plaine et la partage en deux zones: Béni Amir au Nord et Béni Moussa au Sud, dont les superficies irriguées sont respectivement de 33 000 ha et 69 500 ha. L'irrigation, essentiellement gravitaire, se fait à partir des eaux de surface et des eaux souterraines. Les sols dominants sont les sols isohumiques bruns ou châtaîns subtropicaux " Kastanozems calciques (FAO, 1989)", qui couvrent près de 83% du périmètre irrigué.

Le climat de la plaine est de type méditerranéen semi-aride à hiver froid. La moyenne annuelle des précipitations sur 38 ans (1951-1989) est de 393 mm. Les mois les plus pluvieux sont mars et avril avec

un cumul mensuel de 60,3 mm et 53,7 mm respectivement. La période sèche s'étale de fin mai jusqu'à mi-octobre. Les moyennes mensuelles des températures maximales sont de 37,8°C et 37,5°C respectivement pour juillet et août. Par contre, les mois les plus froids sont décembre et janvier avec des températures minimales mensuelles respectivement de 3,9°C et 3,4 °C. L'évaporation moyenne annuelle est de l'ordre de 1816 mm. Elle est maximale en juillet-août (10 mm/j) et minimale en décembre (1,7 mm/j).

La céréaliculture prédomine dans la totalité du périmètre (43,5%). Les autres spéculations concernent principalement la betterave (12,9%), les cultures maraîchères (13,4%), la luzerne (11,6%) et l'arboriculture (olivier et agrumes) (18,6%) (ORMVAT, 1996). Les successions culturales pratiquées dans la région sont nombreuses, avec une dominante: la rotation blé-betterave (Aghzar et al., 2002).

Les essais ont été conduits à la Station Expérimentale d'Hydraulique Agricole d'Ouled Gnaou, située dans le périmètre irrigué du Tadla. Les parcelles expérimentales sont au nombre de trois. Elles ont une superficie d'environ 1000 m² chacune. Le sol est de nature isohumique brun calcaire profond. Ces caractéristiques sont présentées au Tableau 1. La profondeur de la surface libre de la nappe par rapport au sol a varié durant la période août 1997-avril 2001 entre 13m et 24,5m.

2.2. Conduite des cultures, prélèvements et mesures

Les cultures qui ont fait l'objet de cette étude sont le blé, la betterave et une culture maraîchère (le concombre). La période d'étude s'étend de juin 1998 à mai 1999. Le suivi de la dynamique de l'eau dans le sol a été réalisé. Des prélèvements de sol ont été effectués avant semis, après récolte et au cours des cycles culturaux à raison d'au moins une fois par semaine dans les couches 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm. La méthode

Tableau 1 : Caractéristiques du sol de la station expérimental d'Ouled Gnaou dans le Tadla

profondeurs cm	Graviers %	A %	L %	S %	pH	CaCO ₃ total %	CO %
0-20	2	36,5	44,0	18,1	8,4	10,5	1,47
20-40	2	44,0	38,0	17,9	8,6	12,3	0,97
40-60	4	46,0	36,0	18,1	8,5	14,5	0,76
60-80	9	46,8	35,0	20,8	8,5	18,3	0,61
80-100	12	47,8	35,3	19,9	8,4	22,8	0,49

profondeurs cm	NT %	C/N	IMA mg/kg	da kg/dm ³	h _{cc} %	h _{pfp} %
0-20	0,158	9,3	33,42	1,40	24,32	15,10
20-40	0,107	9,1	33,42	1,50	24,28	15,10
40-60	0,103	7,4	16,09	1,60	24,22	15,57
60-80	0,077	7,9	(1)	1,64	24,37	15,80
80-100	0,066	7,4	(1)	1,66	24,10	16,00

A = argile
L = limon
S = sable
capacité au champ
CO = carbone organique
de flétrissement permanent
NT = azote total

IMA = indice de minéralisation anaérobie
da = densité apparente
h_{cc} = humidité pondérale à la
hpfp = humidité pondérale au point

(1) Les mesures de l'indice de minéralisation anaérobie du sol n'ont pas été effectuées dans la couche 60- 100 cm en raison de leur faible contribution au processus de minéralisation.
(2) Handoufe (1988), les autres données sont rapportées par Aghzar et al (2002).

d'échantillonnage est celle de l'échantillon composite unique réalisé à partir de quatre prélèvements, pris au hasard dans chaque parcelle. L'humidité pondérale des échantillons est déterminée par la méthode gravimétrique.

Des lysimètres (3 m² chacun) sous tension nulle, installés dans les parcelles expérimentales à la profondeur de 1 m du sol, ont été utilisés afin de suivre les quantités d'eau drainées. Les cultures installées dans les lysimètres ont subi le même itinéraire technique que celles des parcelles sauf pour la dose d'eau appliquée qui est de 70 mm pour chaque irrigation. Pour le lysimètre " betterave" une pré-irrigation a été appliquée avant l'installation de la culture. Les résultats lysimétriques ont été traités à part à des fins de validation du

sous-modèle LEACHW. Les données climatiques (précipitations journalières, température de l'air et du sol) ont été mesurées au niveau de la station expérimentale. L'évapotranspiration journalière a été estimée par la méthode Penman-Monteith en utilisant le modèle Cropwat (FAO, 1996).

2.3. Paramètres du sous-modèle LEACHW pour le site expérimental

Les données nécessaires au fonctionnement du sous-modèle LEACHW concernent les caractéristiques physico-chimiques (Tableau 1) et hydrodynamiques du sol, les conditions climatiques, l'irrigation et les stades culturaux.

La courbe de rétention de l'eau utilisée par le modèle est constituée à partir de deux fonctions : la

fonction exponentielle (1) de Campbell (1974) pour les faibles humidités et la fonction parabolique (2) de Hutson et Cass (1987) pour les humidités élevées.

$$h = a(\theta/\theta_s)^{-b}$$

pour $h \leq h_c$ (1)

et

$$h = \frac{a(1 - \theta/\theta_s)^{1/2} (\theta_c/\theta_s)^{-b}}{(1 - \theta_c/\theta_s)^{1/2}}$$

pour $h_c < h < \theta$ (2)

où θ_s est l'humidité volumique à saturation, a et b sont des constantes appelées paramètres de rétention et (h_c, θ_c) est le point d'intersection des courbes exponentielle et parabolique avec :

$$h_c = a [2b / (1+2b)]^b$$

et

$$\theta_c = 2b\theta_s / (1+2b)$$

Les paramètres de rétention a et b requis par le modèle sont déterminés pour la couche 0-20 cm en utilisant les données mesurées des courbes de rétention d'eau établies par Merzouk et al. (1987) pour le même type de sol au Tadla. La courbe $\log |h| = f [-\log (\theta/\theta_s)]$ a été dressée. Les points correspondants aux faibles humidités s'ajustent approximativement sur une droite linéaire de type $y = 0,1830 + 6,8083 x$ avec $R^2 = 0,99$. Les paramètres a et b sont ainsi déduits: $\log a = 0,183$; $a = 1,52$ KPa et $b = 6,81$.

Pour les couches 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm, les paramètres a et b du modèle de Campbell (Tableau 2) ont été calés de telle manière qu'ils permettent de prédire au mieux les humidités à la capacité au champ h_{cc} et au point de flétrissement permanent hpfp (Handoufe, 1988), comme cela a été suggéré par Hutson et Wagenet (1992). Néanmoins, le calage optimal de ces paramètres n'a pu être obtenu qu'en supposant une densité apparente (Da) de 1,3 kg/dm³ pour toutes les couches du sol. Cette hypothèse est réaliste, étant donné que les mesures de h_{cc} et hpfp ne sont pas réalisées in situ mais au

laboratoire sur la terre remaniée. La vitesse d'infiltration du sol en milieu saturé K_s a été mesurée in situ, en double pour les cinq couches du sol, par la méthode du double anneau (Chamayou et Legros, 1989) (Tableau 2).

La fonction de rétention adoptée par le sous modèle LEACHW, ajuste correctement les données expérimentales relatives aux couches 0-20 cm (Figure 1) et 20-40

cm du sol. Ceci montre que i) la relation entre θ et h suit une fonction exponentielle quand le sol est sec et parabolique lorsqu'il devient plus humide et que ii) les paramètres a et b déterminés à partir des données mesurées sont adéquates. Pour les couches 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm, les humidités à la capacité au champ sont relativement bien simulées par le sous-modèle, par contre les humidités au point de flétrissement permanent sont

légèrement surestimées.

Les paramètres a et b et θ_s (Tableau 2) sont comparables à ceux rapportés pour des sols similaires (Clemente et al., 1994). Néanmoins, les valeurs de K_s sont relativement élevées (Kutilek et Nielson, 1994) suggérant la présence de macropores. L'augmentation de la quantité de graviers avec la profondeur (Tableau 1) explique également les valeurs élevées de K_s des couches inférieures.

Les données journalières relatives aux précipitations, à la température moyenne de l'air et à l'évapotranspiration sont présentées dans la figure 2. Ces données sont converties en données hebdomadaires avant d'être introduites dans le modèle. Dans les parcelles expérimentales, l'irrigation des cultures a été appliquée gravitairement avec un débit variant de 10 à 30 l/s suivant le calendrier présenté dans la figure 3. Les stades culturaux requis par le modèle ont été déterminés par suivi des cultures dans le champ.

2.4. Procédure d'évaluation du sous-modèle LEACHW

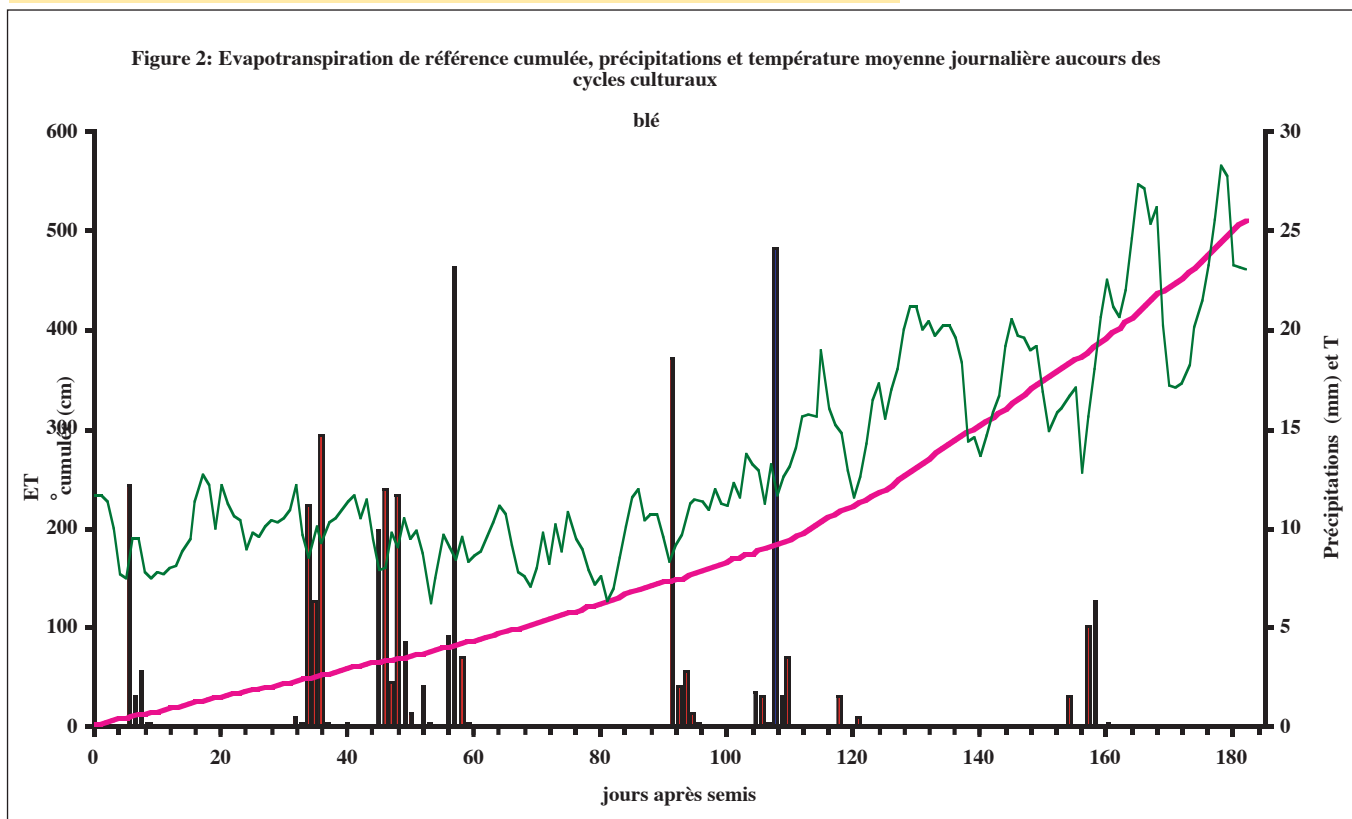
Tableau 2: Paramètres hydrauliques du sol de la station expérimental d'Ouled Gnaou dans le Tadla

profondeurs cm	θ_s cm^3/cm^3	paramètres de Campbell		K_s mm/j
		a (kPa)	b	
0-20	0,492	-1,520	6,81	1346
20-40	0,498	-1,160	9,86	1508
40-60	0,500	-0,483	15,44	1508
60-80	0,502	-0,483	15,44	1641
80-100	0,504	-0,483	15,44	1641

θ_s = humidité volumique à saturation

K_s = vitesse d'infiltration de l'eau en milieu saturé

a et b = paramètres de rétention obtenus par un ajustement de l'équations $h(\theta)$ du modèle aux données mesurées.



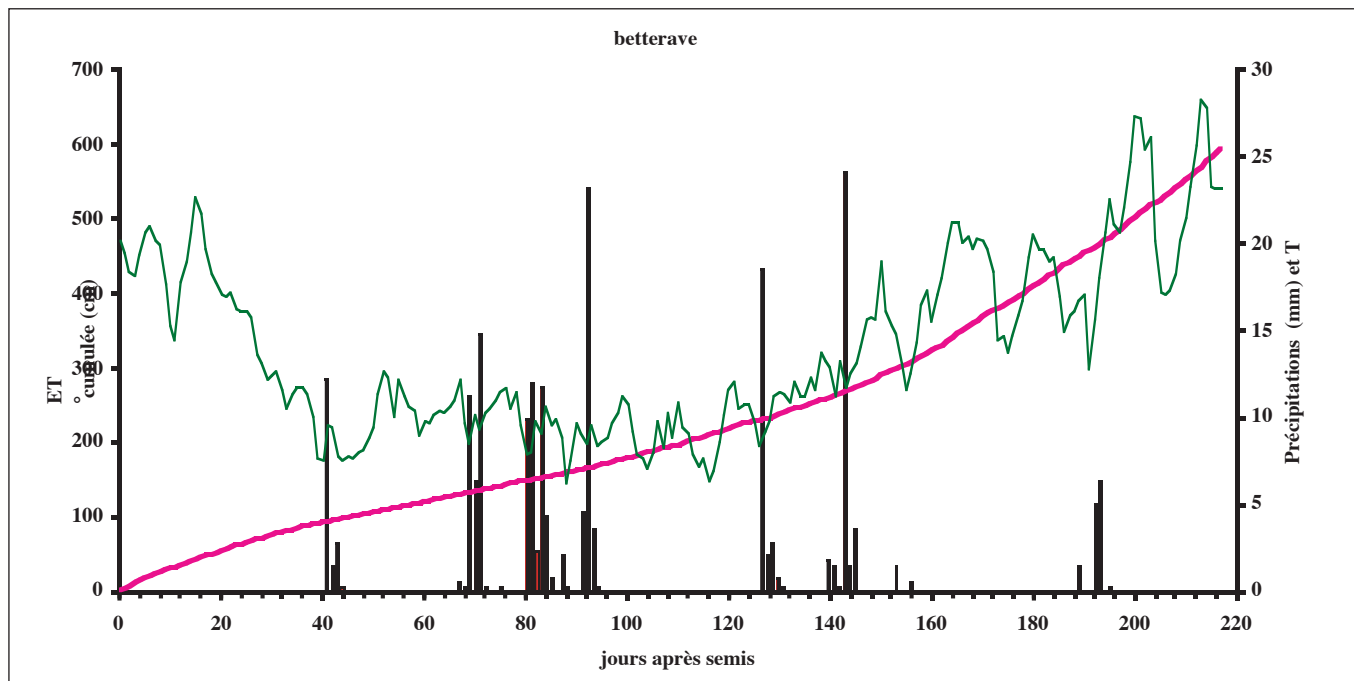


Figure 3: Programme des irrigations des trois cultures

Deux méthodes ont été utilisées pour évaluer la capacité prédictive du sous-modèle LEACHW : la méthode graphique ou qualitative et la méthode statistique ou quantitative.

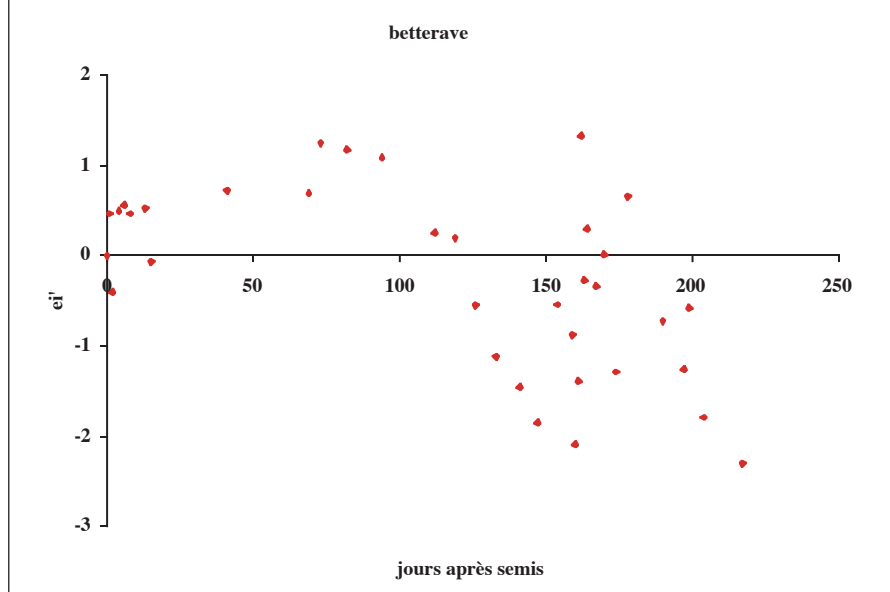
2.4.1. Evaluation graphique ou qualitative

L'analyse graphique des données simulées et observées a été utilisée par plusieurs auteurs (Clemente et al., 1994 ; Broeke et al., 1993 ; Jemison et al., 1994 a ; Ring, 1994) pour évaluer certains modèles du mouvement de l'eau dans le sol. Elle permet de visualiser, en plus des processus, si le modèle ajuste bien, sous-estime ou surestime les résultats observés.

2.4.2. Evaluation statistique ou quantitative

La méthode statistique la plus couramment utilisée est basée sur les analyses de corrélation ou de régression permettant de définir le degré d'association entre les valeurs estimées par le modèle et celles observées (Jemison et al., 1994 a). Dans notre étude, la méthode statistique adoptée est l'analyse des résidus. Les n résidus e_i ($i = 1, 2, \dots, n$) sont calculés en faisant la différence, point par point, entre les

Figure 4: Variation particulière des résidus normés en fonction du temps pour la couche 0-100 cm du sol



valeurs observées (y_i) et les valeurs prédites par le modèle (\hat{y}_i), $e_i = y_i - \hat{y}_i$. Le modèle est jugé adéquat si les hypothèses de nullité de la moyenne des résidus, la constance de leur variance et leur indépendance sont vérifiées. Pour cela, l'examen visuel du diagramme de dispersion des résidus normés (e_i) obtenus en divisant chaque résidu par l'écart type résiduel $\hat{\sigma}_i$, $e_i / \hat{\sigma}_i$ en fonction des données estimées et le test de Durbin-Watson ont été adoptés (Hamouda, 2001 ; Palm, 1986). Cette méthode, usuellement utilisée pour les régressions linéaires et multiples, est pour la première fois testée pour l'évaluation d'un modèle du mouvement de l'eau en zone non saturée.

3.1. Comparaison entre les humidités pondérales du sol mesurées et prédites

3.1.1. Comparaison quantitative

La moyenne des résidus (\bar{e}), l'écart type résiduel ($\hat{\sigma}$), le diagramme de dispersion des résidus normés (e_i) en fonction des valeurs estimées (\hat{y}_i) et le terme W du test de Durbin-Watson sont mentionnés au tableau 3.

La moyenne des résidus entre les humidités pondérales du sol observées et estimées reste proche

de zéro pour les trois cultures et pour toutes les profondeurs du sol. Elle se situe pour la couche 0-100 cm du sol à $-0,51\%$, $-0,79\%$ et $-0,07\%$ respectivement pour le blé, la betterave et le concombre. L'écart type résiduel varie pour cette même couche entre $2,96\%$ et $3,39\%$ suivant les cultures. Il reste, à peu près, constant pour toutes les profondeurs, pour le blé et la betterave et varie dans un intervalle plus large [$2,62\%$; $5,20\%$] pour le concombre.

Les résidus normés sont, dans la plupart des cas, compris entre -2 et $+2$. Seuls quelques points (1 à 2 sur 25 à 35) sortent parfois de l'intervalle $[-2 ; +2]$ sans pour autant que leurs valeurs ne soient trop grandes en valeur absolue.

Pour le blé et la betterave, les résidus normés se répartissent d'une manière assez aléatoire autour de zéro. Pour ces cultures, aucune anomalie particulière n'est à signaler. Par contre, pour le concombre une variation systématique des résidus est notée : les résidus diminuent avec l'augmentation des valeurs de y . En d'autres termes, les faibles humidités sont sous-estimées et les humidités élevées sont surestimées. Cette tendance est assez accentuée

pour la couche 0-20 cm du sol où l'écart type résiduel est maximal ($5,20\%$), suggérant le mouvement de l'eau dans la macroporosité du sol favorisé par une fissuration du sol plus importante pendant l'été.

L'analyse des résultats du test de Durbin-Watson montre que les résidus sont, en général, indépendants pour le blé et le concombre et autocorrélés pour la betterave. Cette autocorrélation est également mise en évidence graphiquement lorsque les résidus normés sont présentés en fonction du temps (Figure 4). En effet, des montées et des descentes particulières des résidus sont nettement visibles. Elles sont synchronisées avec les périodes d'apport d'eau (pluie ou irrigation) et de dessèchement du sol. Pendant la première moitié du cycle de la culture, les résidus sont positifs ou nuls montrant que le sous-modèle sous-estime ou ajuste les humidités mesurées. Par contre, des résidus négatifs et décroissants sont observés après les trois dernières irrigations de la betterave (deuxième moitié du cycle cultural) suggérant une surestimation par le sous-modèle des humidités mesurées.

3.1.2. Comparaison qualitative

Les humidités pondérales mesurées et simulées, relatives à la couche 0-20 cm et 0-100 cm du sol, sont comparées dans la Figure 5. Pour les trois cultures étudiées, le sous-modèle prédit une variation d'humidité du sol, en fonction de la profondeur et du temps, bien corrélée aux données expérimentales. De plus, les pics d'humidité du sol correspondent exactement aux moments d'apport d'eau soit par irrigation ou pluie (Figures 1 et 2), surtout pour le blé et la betterave. Pour ces deux cultures, les pics d'humidité sont mis en évidence aussi bien dans les couches superficielles que les couches profondes à cause de la vitesse d'infiltration importante du sol en conditions saturées et donc de l'écoulement rapide de l'eau en profondeur. Dans le cas du

Tableau 3 : Analyse des résidus pour la comparaison des humidités pondérales mesurées et prédites

Culture	Profondeur cm	$\bar{e}_i^{(1)}$	$\sigma_{e_i}^{(2)}$	$e_i' = f(\bar{e}_i)^{(3)}$		$W^{(4)}$	auto- correlation
blé	0-20	0,12	(3,33)			1,40	d
	20-40	-0,73	(3,56)			1,76	0
	40-60	-0,55	(3,55)			1,84	0
	60-80	-0,84	(3,86)			2,02	0
	80-100	-0,56	(3,99)			2,59	d
	0-100	-0,51	(3,39)			1,94	0
betterave	0-20	0,01	(3,54)			1,23	+
	20-40	-0,67	(4,69)			0,94	+
	40-60	-1,19	(3,15)			0,96	+
	60-80	-0,96	(3,09)			1,01	+
	80-100	-1,13	(3,62)			1,00	+
	0-100	-0,79	(3,17)			0,81	+
concombre	0-20	-1,04	(5,20)			1,46	0
	20-40	-0,26	(2,62)			1,31	d
	40-60	-0,51	(2,97)			1,07	+
	60-80	0,31	(3,78)			1,52	0
	80-100	1,16	(3,49)			1,61	0
	0-100	-0,07	(2,96)			1,15	+

(1) moyenne résiduelle entre les humidités pondérales du sol mesurées et estimées (\bar{e}_i en %)
 (2) écart type résiduel (σ_{e_i})
 (3) diagramme de dispersion des résidus normés (e_i') en fonction des humidités pondérales estimées (\bar{e}_i en %)

(4) terme relatif au test Durbin-Watson (W)
 + : autocorrelation positive
 d : doute sur l'indépendance des résidus
 0 : absence d'autocorrelation : résidus indépendants

concombre, les pics d'humidité sont fortement atténués malgré les dix apports d'eau d'irrigation en raison d'une demande climatique plus importante en été. Le modèle est donc capable de simuler correctement les effets d'interactions eau-sol-plante-atmosphère, comme cela a été avancé par d'autres auteurs (Clemente et al., 1994 ; Jemison et al., 1994 a).

Néanmoins, quelques sous- et surestimations par le modèle de l'humidité du sol sont notées. Ainsi, pour les deux cultures hivernales, on peut distinguer trois périodes :

i- une première période située en début du cycle de la culture de décembre à février pour le blé (91 jours après semis) et d'octobre à février pour la betterave (119 jours après semis) : pendant cette période, l'humidité pondérale estimée est légèrement inférieure ou égale à l'humidité mesurée pour toutes les profondeurs du sol. Ce décalage peut être attribué soit à une surestimation par le modèle de l'évapotranspiration et/ou du drainage, soit à une rétention observée plus importante d'eau par le sol que celle prédite. Cette deuxième hypothèse est plus réaliste. En effet, le bilan hydrique étant excédentaire durant cette période, on s'attend plutôt à une surestimation de l'humidité du sol qu'à une sous-estimation, puisque le mouvement de l'eau dans la macroporosité, généralement dominant dans des sols similaires (Clemente et al., 1994), n'est pas pris en compte par le sous-modèle.

ii- Une deuxième période située au mois de mars (entre 92 et 124 jours après semis pour le blé et 120 et 159 jours après semis pour la betterave) où l'humidité du sol est surestimée pour les deux cultures et toutes les couches du sol. Cette surestimation est probablement liée à une sous-estimation de l'évapotranspiration, étant donné que les pluies de ce mois n'étaient pas percolantes.

iii- Une troisième période s'étalant d'avril à mai (entre 125 et 182 jours après semis pour le blé et entre 160 et 217 jours après semis pour la betterave) où les pics d'humidité observés après les deux irrigations du blé (240 mm) et les trois irrigations de la betterave (390 mm) sont relativement bien simulés par le sous-modèle pour les cinq couches du sol. Le pic relatif à la dernière irrigation, dans le cas du blé est, toutefois, exagéré. Il peut être attribué à une hétérogénéité spatiale de l'arrosage inhérente au système d'irrigation gravitaire qui fait que certaines parties de la parcelle reçoivent des doses d'irrigation plus importantes que d'autres. Notons également qu'après ces pics, les humidités du sol diminuent. Ces humidités mesurées après les périodes de drainage sont surestimées par le sous-modèle. Ceci peut être attribué d'une part à la courbe $\theta(h)$ proposée par le sous-modèle qui surestime comme nous l'avons déjà mentionné l'humidité h_{hfp} de la couche 40-100 cm et d'autre part à une sous-estimation de l'évapotranspiration et/ou du drainage.

Par ailleurs, au cours de son cycle cultural, le concombre a reçu dix irrigations (Figure 2). Le bilan hydrique est caractérisé durant cette période par une alternance de période de drainage qui suit l'irrigation et de période où le bilan hydrique est déficitaire qui précède la prochaine irrigation à l'exception de la première irrigation qui est non drainante. Une sous-estimation de l'humidité pondérale par le sous-modèle pendant les six premiers jours du cycle et une surestimation, plus importante au niveau des couches superficielles de 0 à 60 cm du sol, entre fin juillet et début août sont observées. Dans ce cas aussi, le sous-modèle tend soit à bien ajuster soit à surestimer l'humidité durant les périodes de drainage.

Les écarts entre les humidités du sol mesurées et celles prédites peuvent

également être dus, pour les trois cultures étudiées, à l'hétérogénéité spatiale de l'humidité mesurée.

3.2. Comparaison entre les percolats lysimétriques mesurés et prédits

Avant d'évaluer les performances du modèle à simuler les percolats lysimétriques, les paramètres θ et K_s ont fait l'objet d'un calibrage afin de minimiser les écarts entre les valeurs estimées et les valeurs mesurées. Les valeurs retenues sont respectivement de 1,3 kg/dm³ et 600 mm/j. Ce calibrage est justifié par le fait que dans les lysimètres utilisés, la terre est remaniée et la densité apparente est généralement plus faible que dans le sol en place. De même, la vitesse d'écoulement de l'eau est plus faible puisque la succion d'eau exercée à l'état normal par les couches profondes sur les couches superficielles du sol est nulle (Aboukhaled et al., 1986).

Les résultats mesurés et prédits relatifs aux volumes cumulés d'eau drainée et à la cinétique de drainage sont reportés sur la Figure 6. Le lysimètre n'a pas drainé au cours du cycle cultural du blé. Pour la betterave, LEACHW a simulé correctement le drainage dû à la première irrigation et l'a sous-estimé pour les quatre autres irrigations. Par contre, le drainage dû aux pluies du mois de janvier et février est surestimé par le sous-modèle. Pour le concombre, le lysimètre a percolé légèrement pour les huit premières irrigations, alors que le drainage prédit est nul pendant cette période.

4. DISCUSSION

La comparaison des évolutions d'humidité pondérale du sol et du drainage mesurés et prédits en utilisant l'analyse des résidus et la méthode graphique, dans les conditions pédoclimatiques du périmètre irrigué du Tadla, a montré que le sous-modèle LEACHW présente généralement de bonnes performances de prédiction si les paramètres physiques et hydriques du sol, pour lesquels le sous-modèle

Références bibliographiques

- Aboukhaled A., Alfaro J. F. et Smith M., 1986. Les lysimètres. Bulletin FAO d'Irrigation et de Drainage. Rapport 39. M-56, ISBN 92-201186-2, 79 p.
- Addiscott T.M. et Wagenet R.J., 1985. Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. *J. Soil Sci.* 36, 411-424.
- Aghzar N., Berdai H., Bellouti A. et Soudi B., 2002. Pollution nitrique des eaux souterraines au Tadla (Maroc). *Revue des Sciences de l'Eau. Rev. Sci. Eau*, 15/2, pp : 577-610.
- Armstrong A. et Soloman D., 1996. Distributed crop water user modelling linked to Geographical Information Systems. *Aspects of applied Biology* 46, Modelling in applied biology: Spatial aspects. pp: 33-40.
- Armstrong A., Addiscott T. et Harrison P.L., 1995. Methods for modelling in catchment systems. Edited by Stephen T. Trudgill, John Wiley & Sons Ltd. Chapter 5, pp: 133-161.
- Broeke M.J.D.H., Van Lanen H.A.J. et Bouma J., 1993. The leaching potential as a land quality of two Dutch soils under current and potential management conditions. *Geoderma*, 60, 73-88.
- Campbell G., 1974. A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil Sci.* 117: 311-314.
- Chamayou H. et Legros J.P., 1989. Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol. *Techniques vivantes*. Agence de coopération culturelle et technique. Conseil International de la Langue Française. Presses Universitaires de France, 593 pages.
- Chaty M. T., 1991. Détermination des besoins en eau des cultures. Thèse de Doctorat d'Université. Paris 4. Sorbonne. 366 pages.
- Clemente R.S., De Jong R., Hayhoe H.N., Reynolds W.D. et Hares M., 1994. Testing and comparison of three unsaturated soil water flow models. *Agricultural water Management* 25, 135-152.
- Delgado J.A., Follett R.F., Sharkoff J.L., Brodahl M.K. et Shaffer M.J., 1998. NLEAP facts about nitrogen management. *J. Soil and Water Cons.*: 53 (4), 332-337.

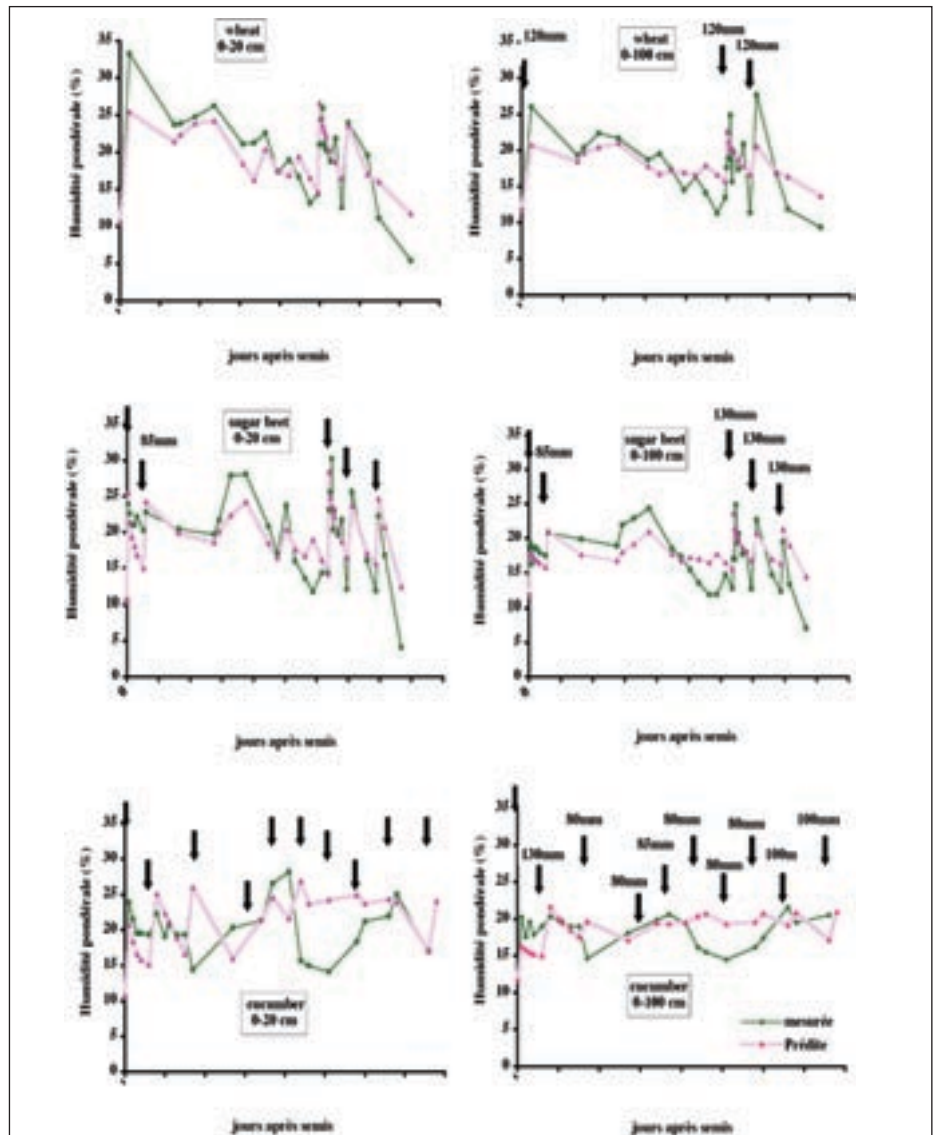


Figure 5 : Evolution de l'humidité pondérale mesurée et prédite du sol au cours des différents cycles culturaux

est le plus sensible (Jabro et al., 1993), sont déterminés par mesure. Ces résultats rejoignent ceux obtenus par d'autres auteurs dans des environnements contrastés (Clemente et al., 1994; Finke, 1993; Jabro et al., 1998 ; Jemison et al., 1994 a). Ainsi, le sous-modèle LEACHW utilisé pour un sol structuré à texture fine en Pennsylvanie permet une bonne prédiction du drainage lorsque les paramètres hydriques du sol sont mesurés et sous-estime significativement le drainage lorsque ces paramètres sont déterminés par des équations

empiriques à partir de la densité apparente et de la granulométrie du sol (Jemison et al., 1994 a).

Par ailleurs, même si LEACHW a permis de représenter, d'une manière assez adéquate, les interactions dans le système sol-eau-plante-atmosphère dans les conditions du Tadla, quelques différences entre les valeurs mesurées et prédites de l'humidité du sol et du drainage ont toutefois été observées.

Ces différences seraient en partie attribuées aux limitations de LEACHW. Les effets d'hystérésis et

Références bibliographiques

- Dodds G.T., Madramootoo C.a. et Serem V.K., 1998. Predicting nitrate leaching under different tillage systems using LEACHM and NTRM. Transactions of the ASAE Vol. 41 (4): 1025-1034.
- FAO, 1989. Carte Mondiale des Sols: Légende Révisée. Rapport sur les Ressources en Sols du Monde. N° 60. FAO-UNESCO.
- Finke P.A., 1993. Field scale variability of soil structure and its impact on crop growth and nitrate leaching in the analysis of fertilizing scenarios. Geoderma, 60: 89-107.
- Gabrielle B., Menasseri S. et Houot S., 1995. Analysis and field evaluation of the Ceres Models Water Balance Component. Soil Sci. Soc. Am. J. 59: 1403-1412.
- Hack-ten Broeke M.J.D., Van Lanen H.A.J. et Bouma J., 1993. The leaching potential as a land quality of two Dutch soils under current and potential management conditions. Geoderma. 60: 73-88.
- Hamouda A., 2001. Cours de Statistique à l'usage des étudiants de l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Chapitre 6, La régression linéaire multiple. 24 pages.
- Handoufe A., 1988. Réponses à l'eau et à l'azote d'un blé tendre (*Triticum aestivum*) sous un climat semi-aride. Thèse en vue de l'obtention du Diplôme de Docteur Ingénieur, Université Paul Sabatier de Toulouse, France.
- Hutson J.L. et Cass A., 1987. A retentivity function for use in soil water simulation models. J. Soil Sc. 38: 105-113.
- Hutson J. L. et Wagenet R.J., 1992. Leaching Estimation and Chemistry Model, LEACHM, Version 3. Departement of Soil, Crop and Atmospheric Sciences Cornell University, Ithaca, New York.
- Jabro J.D., Jemison J.M.Jr., Lengnick L.L., Fox R.H. et Fritton D.D., 1993. Field validation and comparison of LEACHM and NCSWAP models for predicting nitrate leaching, Transactions of the Asae, Vol 36 (6): 1651-1657.
- Jabro J.D., Toth J.D. et Fox R.H., 1998. Evaluation and comparison of five simulation models for estimating water drainage fluxes under corn. Journal of Environmental Quality. 27(6): 1376-1381, Nov-Dec.

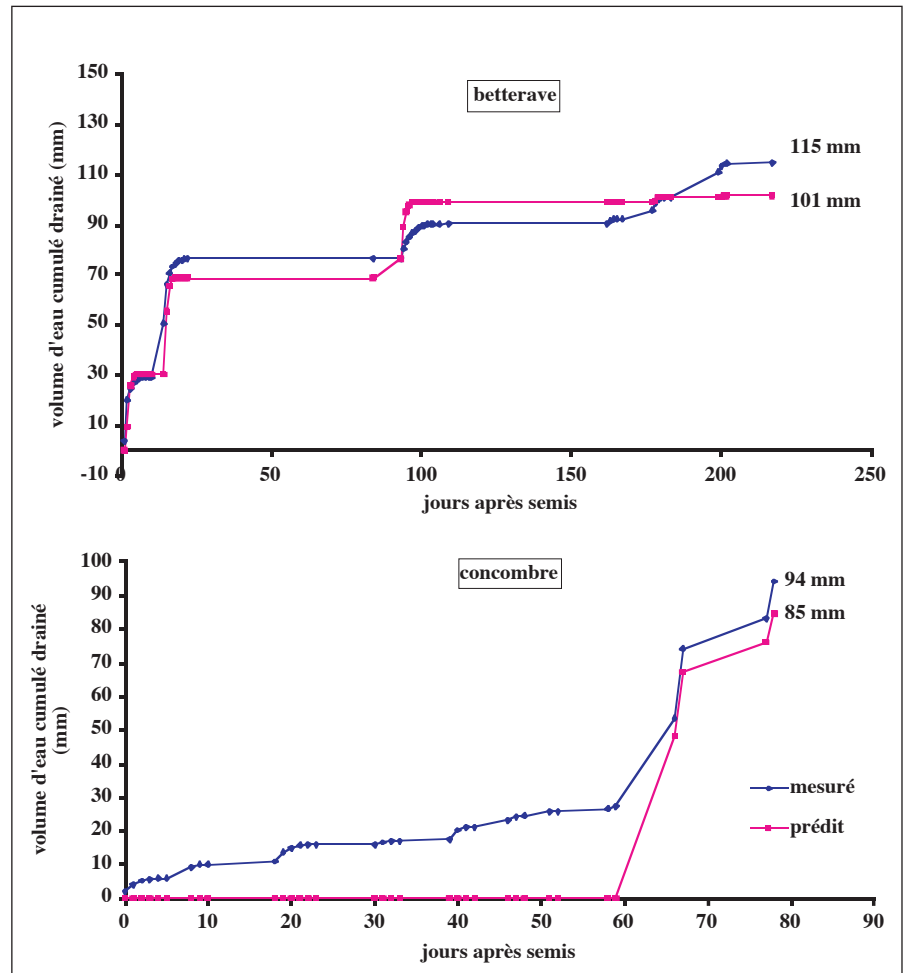


Figure 6 : Volume cumulé mesuré et prédit d'eau drainée dans les lysimètres

le mouvement de l'eau dans la macroporosité ne sont pas pris en compte par le sous-modèle. Ces mécanismes, importants dans les sols argileux et structurés, agissent sur la qualité et la vitesse du mouvement de l'eau au cours de l'infiltration (De Jong et al., 1992 cité dans Clemente et al., 1994). Le mouvement de l'eau dans la macroporosité du sol, usuellement mis en évidence par une surestimation de l'humidité du sol pendant et après les périodes de drainage, et par une sous-estimation du volume d'eau percolé, n'a été observé que pour les deux et les trois dernières irrigations respectivement du blé et de la betterave et vers la dernière moitié du cycle du concombre (Figure 5). Un drainage modéré dans les macropores a également été mis en évidence pour

les huit premières irrigations du concombre (Figure 6) alors que le système des micropores n'est que partiellement rempli. Ceci suggère que lorsque des doses importantes d'eau sont appliquées gravitairement à une vitesse dépassant la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol, l'écoulement préférentiel de l'eau devient dominant et peut avoir lieu avant même que le profil du sol ne soit entièrement saturé. Ce résultat rejoint celui obtenu par Jarvis et al. (1991 a) et Jemison et al. (1994 a). Néanmoins, le drainage modéré observé avant la saturation du sol montre que, dans les conditions du champ, ce mécanisme ne se poursuit pas indéfiniment, à moins que le système des macropores ne soit bien développé. En effet, puisque les macropores, en général, diminuent

Références bibliographiques

- Jarvis N.J., Jansson P.E., Dik P.E. et Messing I., 1991 a. Modelling water and solute transport in macroporous soil: I- Model description and sensitivity analysis, *Journal of Soil Science*, 42, 59-70.
- Jemison J.M.Jr, Jabro J.D. et Fox R.H., 1994 a. Evaluation of LEACHM: I. Simulation of drainage, bromide leaching and corn bromide uptake. *Agron. J.* 86: 843-851.
- Kutilek M. et Nielson D.R., 1994. *Soil Hydrology. Geo-Ecology textbook*. Copyright by CATENA VERLAG, 38162, CREMLIN GEN-Destedt, GERMANY. Isbn 3-923381-26-3, 370p. 5. Hydrodynamics of soil water pp 87-129.
- Larocque M. et Banton O., 1995. Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles: Application du modèle AgriFlux. *Revue des Sciences de l'Eau*, 8, 3-21.
- Lengnick L.L. et Fox R.H., 1994. Simulation by NCSWAP of seasonal nitrogen dynamics in corn: I. Soil Nitrate. *Agron. J.* 86: 167-175.
- Loague K., Lloyd D., Nguyen A., Davis S.N. et Abrams R.H., 1998. Acase study simulation of DBCP groundwater contamination in Fresno County, California. 1. Leaching through the unsaturated subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology* 29, 109-136.
- Merzouk A., Badraoui M. et Benyelloul A., 1987. Estimation des caractéristiques hydriques de quelques sols marocains I. Hcc et pF 4.2. *Actes Inst. Agron. Vet.*, Vol 7 (1&2).
- Molina, J.A.E. et Richards K., 1984. Simulation models of the nitrogen and carbon cycle in the soil-water-plant system, NCSWAP ; Guide for the preparation of input data files and execution of NCSWAP. *Soil Series* 116. Dept. of Soil Sci. University of Minnesota, St. Paul.
- ORMVAT, 1996. Données sur l'occupation du sol par Centre de Développement Agricole: Campagne 1995-1996.
- Palm R., 1986. Notes de Statistique et d'Informatique, Etude des résidus de régression : Principes et applications, 86/1, D/1986/2371/1, Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux (Belgique), 13 pages.

de taille en profondeur et ne sont pas soumis à un drainage libre (Armstrong et al., 1995), leur remplissage d'eau aurait vraisemblablement conduit à l'obturation des macropores à la surface du sol par le mouvement des particules et par le gonflement des argiles et par conséquent aurait limité le mouvement de l'eau à travers les macropores.

Par ailleurs, le drainage semble être moins influencé par le mouvement de l'eau à travers la macroporosité du sol en début du cycle cultural et ceci serait lié à l'effet des travaux du sol qui précèdent le semis sur la structure du sol et sur le transport et la rétention de l'eau. Les résidus ei positifs (Figure 4) et la supériorité de l'humidité pondérale mesurée par rapport à celle prédite (Figure 5) notés pour les trois cultures en raison d'une rétention d'eau plus importante dans le sol pendant les premiers jours du cycle, d'une part, et la bonne simulation par le modèle du volume d'eau percolé et de la cinétique du drainage dû à la première irrigation de la betterave (Figure 6), d'autre part, confirment cette hypothèse. Ce même phénomène a été observé par Jemison et al. (1994 a) pour un sol structuré à texture fine en Pensylvanie où LEACHW a convenablement prédit les volumes d'eau drainés après les opérations de travaux de sol.

De même, les pluies hivernales, bien qu'elles soient percolantes, n'ont pas provoqué de drainage dans la macroporosité du sol en raison de leur faible intensité. Ce mécanisme, est bien connu dans les sols argileux gonflants (Armstrong et al., 1995). En effet, l'eau appliquée au sol par une pluie de faible intensité rencontre soit un agrégat, soit un macropore. A la surface du sol, la proportion de macropores est faible et presque aucun macropore ne s'étend de la surface du sol jusqu'à la profondeur du profil. Il en résulte que la pluie explore en premier l'espace des micropores s'il n'est pas saturé et s'infiltre à travers cette matrice. Et même si les agrégats

argileux deviennent saturés, ils continuent à absorber des quantités d'eau additionnelles en gonflant. Ceci explique les résidus positifs ei et la supériorité de l'humidité pondérale mesurée du sol pendant la période des pluies et la surestimation par le sous modèle des volumes prédits d'eau drainée, dans le cas de la betterave, à partir des pluies des mois de janvier et de février.

5. CONCLUSION

A part l'écoulement préférentiel de l'eau et le gonflement des argiles, l'estimation simplifiée et approximative des autres composantes du bilan hydrique peut également avoir affecté les résultats de LEACHW. La méthode de Penman-Monteith, utilisée pour l'estimation de ET₀, est généralement adaptée aux conditions climatiques étudiées. En effet, comparée dans la région du Tadla à d'autres méthodes telles que Blaney Cridle, Kutch et Bac Classe A, la méthode de Penman-Monteith permet une meilleure prédiction de l'évapotranspiration déterminée par lysimétrie (Chati, 1991). Par ailleurs, le type de culture, la nature du système racinaire, les besoins spécifiques en eau des cultures et la régulation de la transpiration face à des demandes climatiques fortes et en situation de stress hydrique peuvent également expliquer les divergences entre les données mesurées et simulées. De même, le partage de l'évapotranspiration en évaporation et transpiration est basé sur le pourcentage de couverture du sol. Et l'absorption de l'eau par les racines est estimée à partir du potentiel de l'eau dans les racines et de la fonction de distribution des racines. Ces paramètres sont difficiles à mesurer ou à estimer et proviennent le plus souvent de la littérature. Le niveau d'empirisme introduit dans le sous-modèle LEACHW par ces équations impose donc un calibrage rigoureux et pourrait réduire la possibilité d'étendre son utilisation à d'autres situations.

Une autre raison possible, pouvant expliquer les différences entre les prédictions du sous-modèle et les mesures, est la variabilité de certaines données du modèle, caractérisant notamment les propriétés physiques du sol. Ces paramètres présentent, en effet, des coefficients de variation élevés pouvant dépasser 100 % dans le cas de la conductivité hydraulique saturée et insaturée (Kutilek et Nielsen, 1994).

Dans les conditions pédoclimatiques du Tadla, le sous modèle LEACHW présente, en général, une bonne capacité à prédire l'humidité du sol, le drainage et les effets d'interaction eau-sol-plante-atmosphère. Ceci est lié d'une part à une détermination assez convenable des paramètres hydriques et physiques du sol et d'autre part à un ajustement adéquat par le modèle de la fonction de rétention de l'eau dans le sol. Quelques surestimations ou sous-estimations par le modèle de l'humidité pondérale du sol ont toutefois été notées. Elles sont attribuées i) aux limitations du modèle à représenter le système hydrologique du sol argileux étudié caractérisé notamment par la double porosité et le gonflement des argiles; ii) aux possibles biais d'estimation des autres composantes du bilan hydrique telles que l'évaporation, la transpiration et l'absorption de l'eau par les racines et iii) à la variabilité des paramètres physiques du sol. Le mouvement préférentiel de l'eau, important après les apports d'eau gravitaire, n'a cependant pas eu lieu au début des cycles culturaux, en raison des opérations des travaux du sol, précédant le semis, qui diminuent l'importance des macropores et/ou des pluies hivernales de faible intensité qui explorent la matrice du sol en priorité. Par ailleurs, une rétention de quantités additionnelles d'eau suite aux gonflements des argiles a

été notée pendant cette période.

LEACHW peut donc être utilisé dans les conditions du Tadla à des fins de gestion pour piloter les irrigations, contrôler le drainage et préserver les ressources en eau souterraine des polluants agricoles ou pour une évaluation environnementale des pratiques agricoles notamment lorsque l'écoulement dominant de l'eau se fait dans les micropores. En revanche, pour reproduire le régime hydrique dans les sols gonflants à double porosité, il faudrait intégrer dans le modèle le gonflement des argiles et le deuxième domaine du mouvement de l'eau : les macropores.

La capacité prédictive de LEACHW peut également être améliorée par une caractérisation précise de la variabilité des paramètres du sol et par un calage rigoureux du modèle pour l'estimation de l'évaporation, la transpiration et les prélèvements d'eau par les racines.

L'analyse des résidus a permis, avant même de réaliser l'analyse graphique, d'évaluer le sous-modèle LEACHW et de mettre en évidence les processus qui expliquent les différences entre les humidités du sol mesurées et prédites. Elle peut donc être adaptée à l'évaluation de la capacité prédictive des modèles

Références bibliographiques

- Ramos C. et Carbonell E.A., 1991. Nitrates leaching and soil moisture prediction with the LEACHM model, Fertilizer Research 27: 171-180.
- Ring E., 1994. Nitrogen leaching before and after clear-felling of fertilized experimental plots in a Pinus sylvestry stand in Central Sweden. Forest Ecology and Management 72: 151-166.

REMERCIEMENTS

de simulation du mouvement de l'eau en sol insaturé.

Nous remercions vivement le personnel de la Station de Ouled Gnaou de l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla et en particulier M. Boudahdihane pour l'aide qu'il nous a apporté pour le suivi des essais. Nos remerciements s'adressent également à MM. Badraoui M. et Hammouda A. de l'IAV Hassan II et MM. El Yacoubi M. et Mekrane M. de l'AGR.

EVALUATION DU MODELE LEACHM POUR LA PREDICTION SAISONNIERE DE L'AZOTE DU SOL EN CLIMAT MEDITERRANEEN

H. BERDAI¹, B. SOUDI² ET F.Z. CHERKAOU³

RESUME

Au Maroc, comme dans la plupart des régions du Monde, la contamination par les nitrates des ressources en eau souterraine des systèmes agricoles intensifs est devenue de plus en plus alarmante. Le contrôle de cette pollution impose la mise en œuvre, dans les périmètres irrigués, de stratégies pour la gestion efficace de l'irrigation et de la fertilisation azotée des cultures. La modélisation des transformations et du transport des solutés à travers le sol peut offrir un outil pertinent aussi bien pour les chercheurs que pour les décideurs.

Dans cet article, le sous-modèle LEACHN est évalué pour sa capacité à simuler dans le périmètre irrigué du Tadla i- l'évolution des teneurs en azote minéral dans le sol ii- les exportations en azote des cultures et iii- les quantités de N-NO₃-lixiviées.

Au cours des cycles culturaux du blé, de la betterave et du concombre, des prélèvements du sol et du végétal ont été réalisés ainsi qu'un échantillonnage des eaux percolées sur un réseau de trois lysimètres sous tension nulle. Le dosage de N minéral, N total et N-NO₃- a été réalisé respectivement pour le sol, le végétal et le percolat lysimétrique. Une attention particulière a été portée sur le choix des paramètres du cycle d'azote déterminés en conditions régionales.

LEACHN a une capacité limitée à simuler la dynamique saisonnière de N minéral dans le sol, les prélèvements d'azote par les cultures et la lixiviation des nitrates. En effet, pendant la première moitié des cycles du blé et de la betterave, le sous-modèle tend à surestimer la teneur en N minéral de la couche 0-20 cm du sol aux moments des apports d'engrais azotés alors que la prédiction de N minéral pour les autres couches du sol est relativement bonne. Cette erreur d'estimation est expliquée en partie par une sous-estimation par le modèle des pertes par volatilisation de N minéral provenant essentiellement des engrais. Le calage du modèle pour la constante de vitesse de volatilisation a sensiblement amélioré la prédiction pendant la première moitié du cycle du blé. Une autre explication réside dans la fixation de l'ammonium dans l'espace inter-feuillet des argiles. Etant donné la nature minéralogique des argiles, ce processus, non pris en compte par le modèle, pourrait constituer une voie de perte importante de la fraction N-NH₄⁺ des engrais. Pendant le printemps (deuxième moitié du cycle du blé et de la betterave) et l'été (cycle du concombre), les variations rapides des teneurs en N minéral du sol observées au champ n'ont pas été reproduites par le sous-modèle. Les pics de N minéral observés pendant cette période seraient liés d'une part à une minéralisation active de la matière organique native du sol, due à l'irrigation et au rétablissement des conditions optimales de température pour l'activité biologique du sol, et d'autre part à la libération de N-NH₄⁺ nouvellement fixé.

Les prélèvements d'azote par les cultures en début de cycle cultural sont sous-estimés pour le blé et surestimés pour la betterave et le concombre. La cinétique de lixiviation de N-NO₃- est relativement bien ajustée pour la betterave. En revanche, les pertes en N-NO₃- sont surestimées pour le concombre en raison de la diffusion du soluté en dehors du domaine du mouvement et/ou des écoulements préférentiels de l'eau dus à une fissuration importante du sol en été.

Mots clés :

LEACHN, azote minéral du sol, prélèvements d'azote par les cultures, lixiviation des nitrates, sol argileux structuré, irrigation.

1. INTRODUCTION

L'augmentation de la teneur en nitrates des eaux souterraines à des niveaux dépassant la limite maximale admissible dans l'eau potable (50 mg NO₃-/l) est devenue, comme dans la plupart des régions du monde, un problème sérieux dans

les périmètres irrigués du Maroc (DGH, 1998 ; ONEP, 2000 ; ORMVAT, 1994).

L'utilisation excessive des engrais azotés et le fort pouvoir de minéralisation des sols (Soudi, 1988 et Soudi et al., 1990 a) peuvent induire des pertes substantielles de

nitrates par lixiviation en cas de pluie intense ou d'irrigation percolante. Les nitrates lixiviés des sols agricoles constituent une perte économique pour les agriculteurs et un polluant pour les eaux souterraines.

Pour réduire le potentiel de

1. Service des Expérimentations, des Essais et de la Normalisation (SEEN) de l'Administration du Génie Rural. Laboratoire de Conservation des Eaux et des Sols. 461, Avenue Hassan II, Rabat, Maroc. Tél. / Fax 212 (7) 69 - 84 - 32.

Email : berdai.halima@caramail.com

2. Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat.

3. Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla.

lixiviation de l'azote nitrique au-delà de la zone racinaire, il est nécessaire de développer des stratégies pour la gestion efficace de l'eau et de l'azote dans les systèmes agricoles irrigués (Lacroix, 1994; Power et Schepers, 1989). Ainsi, plusieurs auteurs se sont intéressés à rechercher les meilleures pratiques de fertilisation et d'irrigation qui tiendraient compte aussi bien de la productivité que de la durabilité des agro-écosystèmes (Ball-Coelho et Roy, 1999; Jarvis et al., 1997; Martin et al., 1994; Salameh et al., 1997; Sieling et al., 1997). D'autres pratiques culturales raisonnées, relatives notamment au choix de la rotation, travaux de sol, date de semis, gestion de l'interculture et gestion des résidus de récolte, ont également montré leur importance dans le contrôle de la pollution nitrique des eaux souterraines (Catt et al., 1998 a ; Catt et al., 1998 b ; Catt et al., 2000 ; Francis et al., 1998 ; Stenberg et al., 1999 ; Toth et Fox, 1998).

Par ailleurs, le coût élevé des expérimentations en plein champ d'une part et la nature complexe des processus physiques, chimiques et biologiques qui régissent le cycle d'azote, et le transfert de l'eau et des solutés dans le sol d'autre part ont donné un grand élan au développement de la modélisation.

L'utilisation des modèles mathématiques pour la prédiction de la dynamique saisonnière de l'azote dans le système eau-sol-plante-atmosphère sous différents types de sol, pratiques agricoles et conditions environnementales présente un intérêt certain pour l'amélioration de la compréhension du cycle de l'azote (Lengnick et Fox, 1994). Elle peut également constituer un outil important de transfert de technologie permettant une extrapolation rapide des résultats de recherche à une large variété de systèmes agricoles (Delgado et al., 1998 a). Néanmoins, avant leur utilisation à des fins de gestion, ces modèles doivent d'abord être validés dans les systèmes agricoles

étudiés (Jabro et al., 1993).

Plusieurs modèles ont été élaborés pour prédire le transfert et les transformations de solutés dans la couche du sol non saturée (Feher et al., 1991; Jarvis et al., 1991 a; Hutson et Wagenet, 1992). Ces modèles ont fait l'objet d'évaluations dans des environnements contrastés pour simuler: *i*- la lixiviation des traceurs inorganiques tels que le brome et le chlore (Dixon et al., 1993 ; Sapek et Sapek, 1993); *ii*- les pertes en nitrates par lixiviation (Campbell et al., 1993 ; Jemison et al., 1994) ; *iii*- les profils d'azote minéral dans le sol (Ramos et Carbonell, 1991) ; *iv*- la croissance et le rendement des cultures (Broecke et al., 1993; Eckersten, 1994); *v*- l'impact des pratiques agricoles sur la lixiviation des nitrates (Boldt et al., 1994; Delgado et al., 1998 a; Delgado et al., 1998 b; Delgado et al., 2000 ; De Neve et Hofman, 1998; Vinten, 1996) et *vi*- l'effet des changements climatiques sur la lixiviation des nitrates (Ramos et al., 1993).

Ces modèles écologiques ont parfois été associés à des modèles économiques pour orienter la décision des agriculteurs vers le choix des pratiques agricoles permettant un profit maximal et un impact environnemental minimal (Botterweg et al., 1994).

Quelques modèles disponibles peuvent simuler la plupart de ces processus simultanément. Parmi lesquels LEACHN (Hutson et Wagenet, 1992) est le sous-modèle de LEACHM qui permet de prédire la dynamique saisonnière de l'azote dans le système eau-sol-plante-atmosphère. Il est basé sur une solution numérique de l'équation de convection-dispersion. Le modèle des transformations d'azote pris en compte par LEACHN est décrit dans Hutson et Wagenet (1992).

En comparant les données mesurées in situ avec les données estimées, le sous-modèle LEACHN est évalué dans cet article pour sa capacité à simuler dans les conditions du périmètre irrigué du Tadla i)

l'évolution des teneurs en azote minéral dans le sol au cours des cycles culturaux du blé, de la betterave et du concombre ; ii) les exportations en azote des cultures et iii) les quantités de N-NO₃-lixiviées.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Prélèvements et mesures

Les conditions expérimentales (site, caractéristiques du sol, conditions climatiques, conduites des cultures, essais lysimétriques, etc) sont détaillées dans (Berdaï et al., soumis a). Les précédents culturaux des trois cultures ayant fait l'objet de cette étude sont la jachère nue pour le concombre et la betterave, et la pomme de terre pour le blé. Avant semis du blé, les résidus de récolte de la pomme de terre sont prélevés dans deux placettes de 1 m² chacune. Le poids de la matière sèche et les teneurs en carbone organique (méthode Walkley – Black ; Nelson et Sommers, 1975) et en azote total (méthode Kjeldahl, Bremner, 1960) sont déterminés.

Le suivi de la dynamique de l'azote minéral dans le sol est réalisé par des prélèvements effectués avant semis, après récolte et au cours des trois cycles culturaux à raison d'au moins une fois par semaine dans les couches 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm du sol. La méthode d'échantillonnage est celle de l'échantillon composite unique constitué à partir de quatre prélèvements. Les échantillons sont séchés à 40 °C. L'azote minéral est dosé, dans la terre broyée, tamisée à 2 mm et homogénéisée, par la méthode de distillation après une extraction au CaCl₂ 0,01 M avec un rapport sol : solution de 1/10 (Keeney et Nelson, 1982).

En cas de drainage, le volume et la teneur en nitrates (méthode de distillation ; Keeney et Nelson, 1982) du percolat lysimétrique sont déterminés.

Les exportations en azote total des cultures sont déterminées, plusieurs fois pendant les cycles culturaux,

pour quatre placettes de blé de 650 cm² chacune, quatre plants de betterave et quatre plants de concombre, représentatifs des parcelles étudiées. Les plantes, récoltées manuellement au ras du sol pour le blé et le concombre et entièrement pour la betterave, sont séchées à 60 °C jusqu'à stabilisation du poids. Le poids de la matière sèche et la teneur en azote total (méthode Kjeldahl ; Bremner, 1960) sont déterminés.

2.2. Paramètres du sous-modèle LEACHN

En plus des paramètres requis par le sous-modèle du mouvement de l'eau LEACHW qui sont décrits dans (Berdai et al., soumis a), d'autres données sont nécessaires pour le fonctionnement du sous-modèle LEACHN.

La fertilisation azotée des cultures a été réalisée en deux ou trois applications (Tableau 1) selon les formules recommandées par l'Office Régional de Mise en Valeur

Agricole du Tadla. Les caractéristiques des cultures (stades culturaux, exportations en azote) sont déterminés par suivi et analyses (Tableau 2). Les paramètres du cycle et du transfert de l'azote proviennent de la littérature nationale et internationale (Tableau 3). Les constantes de vitesse de minéralisation de l'humus utilisées sont déterminées en conditions des zones irriguées du Maroc sur la base d'une minéralisation de 2,5 % à 3 % par an (Soudi, communication personnelle). La teneur en humus est estimée à 90 % de la teneur en matière organique du sol, le reste (10 %) constitue la litière (biomasse, résidus de récolte, matière organique facilement minéralisable du sol) (Thompson et al., 1979).

La minéralisation est plus active dans les couches de surface. Elle diminue en profondeur à cause de la diminution: **i-** de la teneur en carbone organique et en azote total et **ii-** de la biodégradabilité des composées azotés suite à une

implication de l'azote aminé dans des formes plus complexes (Soudi et al., 1990 b). Ainsi, après plusieurs essais de calibration, une diminution exponentielle des constantes de vitesse de nitrification et de minéralisation a été adoptée pour les couches 30-60 cm et 60-100 cm par rapport aux valeurs retenues pour la couche 0-30 cm.

2.3. Procédure d'évaluation du sous-modèle

Les deux méthodes quantitatives (analyse des résidus) et qualitatives (analyse graphique) utilisées pour évaluer la capacité de prédiction du sous-modèle LEACHN sont décrites dans (Berdai et al., soumis a).

3. RESULTATS

3.1. Teneurs en azote minéral du sol

La première hypothèse statistique de validité du sous-modèle LEACHN (nullité de la moyenne des résidus) n'est pas vérifiée. En effet, la moyenne des résidus \bar{r}_i entre les teneurs en azote minéral observés et estimés est différente de zéro pour les trois cultures et les cinq profondeurs. Elle est évaluée pour la couche 0-100 cm à -1,13 mg/kg ; 10,42 mg/kg et -6,77 mg/kg respectivement pour le blé, la betterave et le concombre. Aussi, l'analyse des autres conditions du test statistique (constance de la variance et l'indépendance des résidus) n'est plus justifiée.

L'analyse graphique de la figure 1, qui présente, pour les trois cultures étudiées, les teneurs mesurées et estimées en azote minéral, nitrique et ammoniacal dans les couches 0-20 cm et 0-100 cm du sol, permet de distinguer deux périodes :

- Une période hivernale s'étalant du semis des cultures d'hiver au début du mois de mars où les courbes relatives à l'évolution de N minéral, N-NH₄⁺ et N-NO₃⁻ mesuré et prédit présentent une allure pratiquement similaire. Les écarts entre les valeurs mesurées et estimées sont accentués uniquement

Tableau 1: Quantités effectives en azote et en carbone apportées dans les parcelles de suivi de la station expérimentale d'Ouled Gnaou (Tadla, 1998 - 1999)

Culture	Date d'apport	Temps après semis (j)	azote (kg/ha)				carbone (kg/ha)
			urée	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	résidus	résidus
blé	27/11/98	0	0	0	0	10	200
	30/12/98	33	0	40	40	0	0
	25/01/99	59	40	0	0	0	0
betterave	22/10/98	0	0	40	0	0	0
	23/11/98	31	0	50	50	0	0
	25/01/99	94	100	0	0	0	0
concombre	3/06/98	0	0	50	0	0	0
	7/07/98	31	0	65	65	0	0

Tableau 2 : Caractéristiques des cultures pratiquées dans les parcelles de suivi (Tadla, 1998-1999)

Paramètres	concombre	blé	betterave
date de semis	6/06/98	27/11/98	23/10/98
date de début de croissance	18/06/98	10/12/98	29/10/98
date de maturité			
- racine	15/07/98	15/04/99	20/05/99
- plante	25/07/98	20/05/99	10/05/99
date de récolte	12/09/98	30/05/99	28/05/99
fraction de couverture du sol	0,7	1,0	0,8
facteur Pan	1,00	1,00	1,00
Prélèvements d'azote par les cultures (kg/ha)	170	375	580
Rendements	35 T/ha	90 qx/ha	80 T/ha

Tableau 3: Caractéristiques du cycle et du transfert de l'azote

Paramètres	valeur retenue	marge observée	référence
coefficient de partage K_d (l/kg)			
- NH_4^+	3	1-9	cité dans Ramos et Carbonell(1991)
- urée	1	-	Hutson et Wagenet, 1992
facteur d'efficience f_c	0,4	0,24-0,44	Soudi, CP**
facteur d'humification f_h	0,9	0,83-0,91	Soudi, CP**
C/N biomasse et humus	10	6,5-10	Soudi, CP**
Q_{10}	2	1,87-3,63	Soudi et al, 1990
température de base (°C)	20	-	-
constantes de vitesses (j^{-1})			
- hydrolyse de l'urée			
0-20 cm	0,36	-	Hutson et Wagenet, 1992
20-30 cm	0,24	-	
30-40 cm	0,18	-	
40-100 cm	0,16	-	
- dénitrification		0,001-0,07*	cité dans Ramos et Carbonell, 1991
0-30 cm	0,02		
30-60 cm	0,007		
60-100 cm	0,0003		
- nitrification		0,026-1,04*	cité dans Ramos et Carbonell, 1991
0-30 cm	0,026		Moreno, 1982
- minéralisation 0-30 cm			
litière	0,015	0,006-0,0153	Soudi, 1988
humus	$0,820 \cdot 10^{-4}$	$0,685 \cdot 10^{-4}$ - $0,820 \cdot 10^{-4}$	Soudi, CP**
- volatilisation 0-10 cm	0,4	0,4	Hutson et Wagenet, 1992
		0,25-0,30	Jemison et al, 1994
coef. de diffusion dans l'eau (mm^2/j)	120	86-173	cité dans Ramos et Carbonell, 1991
constantes du coef. de diffusion effectif			
a	0,01	0,005-0,010	Olsen et Kemper, 1968 cité dans
b	10	10	Hutson et Wagenet, 1992
dispersivité (mm)	40	2-80	Hutson et Wagenet, 1992

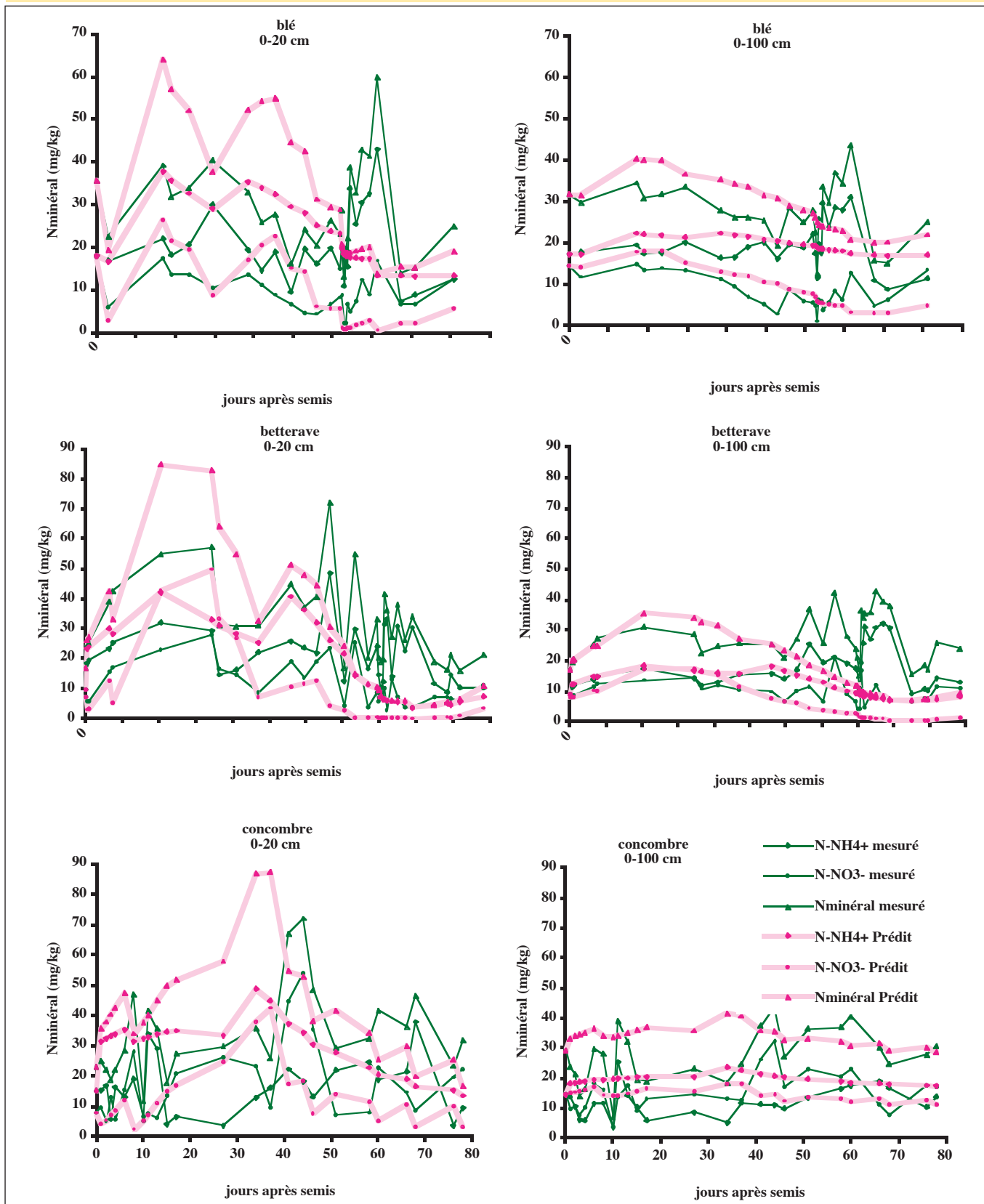
pour la couche superficielle (0-20 cm). En effet, les pics de N minéral, coïncidant avec les deux apports d'engrais azotés (80 kg N-ammonitrate/ha et 40 kg N-urée/ha pour le blé et 100 kg N-ammonitrate/ha et 100 kg N-urée/ha pour la betterave (Tableau 1)), qui apparaissent clairement dans les

courbes simulées de la couche 0-20 cm du sol ne sont pas mis en évidence avec la même ampleur au champ.

- Une période printanière et estivale s'étalant de mars à mai pour les cultures d'hiver et pendant tout le cycle cultural du concombre où

plusieurs pics de N minéral mesuré sont enregistrés. Ils coïncident, en général, avec les apports d'eau par irrigation ou pluie. Ils intéressent toutes les couches du sol et les deux formes de N minéral $N-NH_4^+$ et $N-NO_3^-$ avec une prédominance de la forme ammoniacale. Ces variations rapides des teneurs en N minéral du

Figure 1: Evolution de N minéral mesuré et prédit du sol au cours des différents cycles culturaux



sol ne sont pas reproduites par LEACHN.

3.2. Exportations en azote des cultures

La comparaison des exportations mesurées et prédites en azote total (Figure 2) montre que, pour la culture du blé, le sous-modèle sous-estime les exportations en azote en début de cycle alors qu'il les surestime pour la betterave et le concombre.

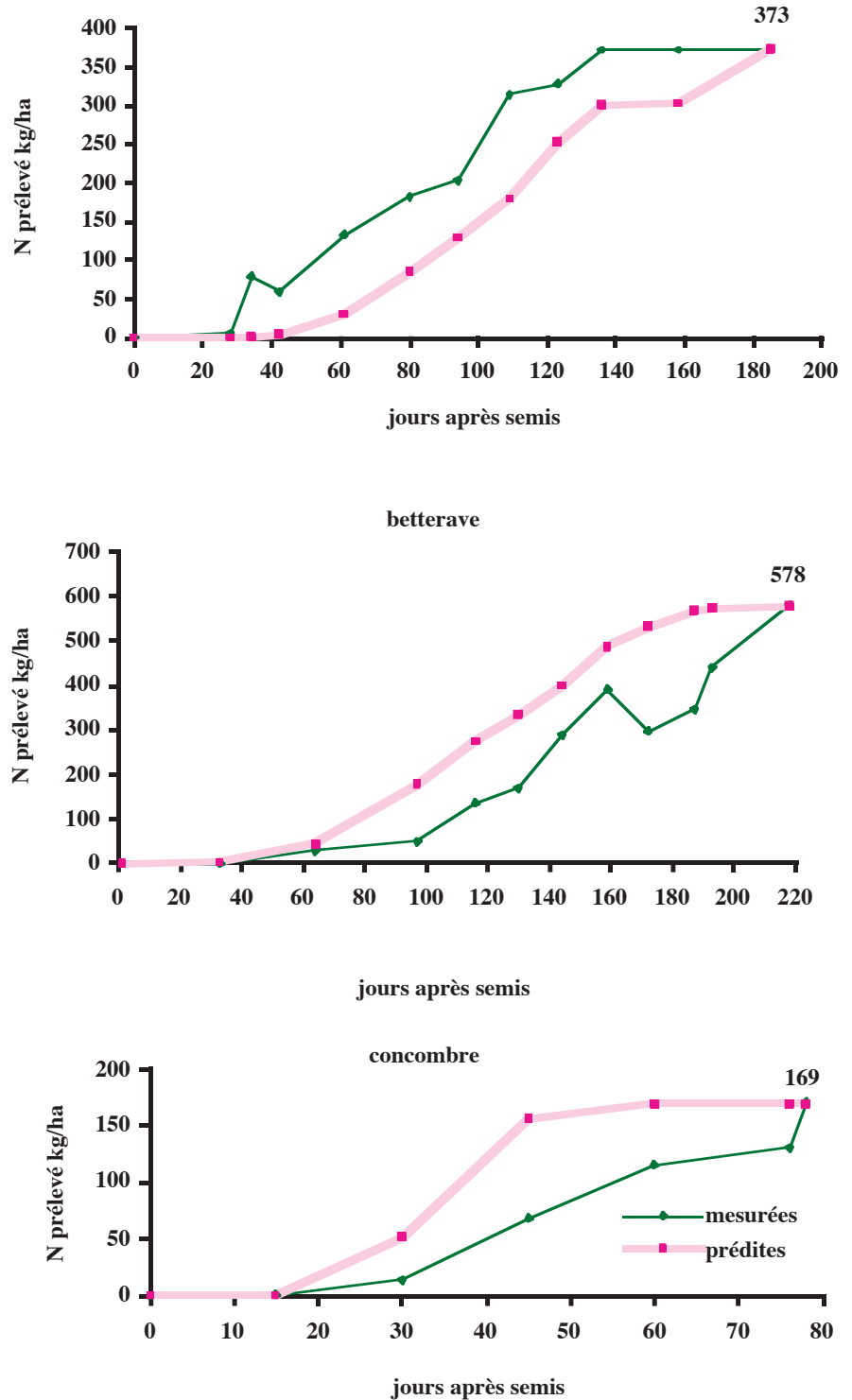
3.3. Azote nitrique lixivié

Rappelons que les pratiques culturales adoptées dans les lysimètres sont les mêmes que celles pratiquées dans les parcelles expérimentales sauf pour la dose d'irrigation, celle-ci étant de 70 mm (dose objective) et le lysimètre "betterave" a reçu une pré-irrigation (Berdai et al., soumis a). Pour ces essais, la comparaison des quantités cumulées d'azote nitrique mesuré et prédit dans le percolat lysimétrique (Figure 3) montre que LEACHN ajuste relativement bien la cinétique de lixiviation de $N-NO_3^-$ pour la betterave. Cette bonne représentation de la lixiviation de $N-NO_3^-$ mesurée par le sous-modèle pour cette culture est expliquée d'une part par le faible écart entre le drainage cumulé mesuré et prédit (Berdai et al., soumis a) et d'autre part par une bonne simulation de la concentration en nitrates de l'eau de drainage par LEACHN (Figure 4).

Pour ce qui est du concombre, les quantités de $N-NO_3^-$ lixivié prédit pour les huit premières irrigations sont nulles en raison d'un drainage prédit nul (Figure 3). Pour les deux dernières irrigations percolantes, le sous-modèle surestime les pertes en $N-NO_3^-$ lixivié en raison des concentrations prédites en NO_3^- des eaux de drainage qui dépassent largement les valeurs mesurées (Figure 4).

Par ailleurs, les teneurs en nitrates du percolat lysimétrique ont varié, au cours des cycles culturaux, entre 20 et 150 mg/l pour la betterave et entre 118 et 375 mg/l pour le concombre, alors que celles prédites

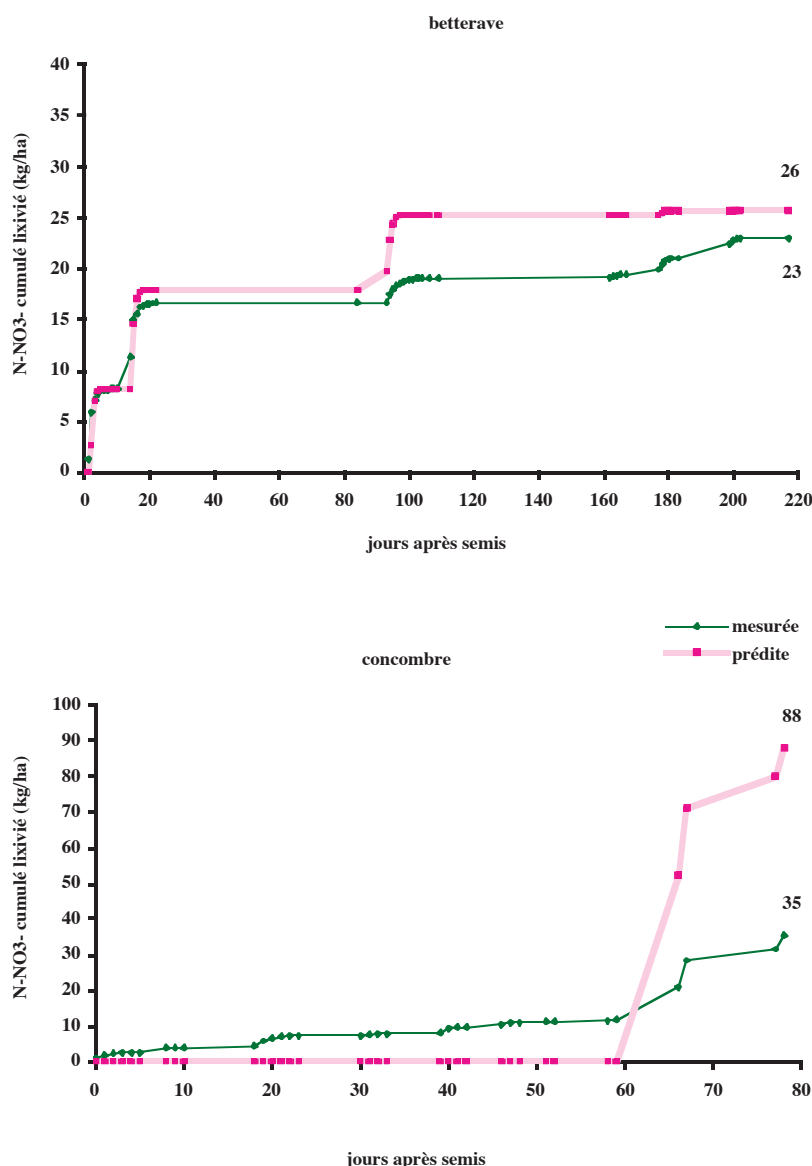
Figure 2: Prélèvements cumulés mesurés et prédits d'azote par les cultures



Références bibliographiques

- **Addiscott T.M. et Wagenet R.J., 1985.** Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. *J. Soil Sci.*, 36, 411-424.
- **Armstrong A.C., Portwood A.M., Leeds-Harrison P.B., Harris G.L. et Catt J.A., 1996.** The validation of pesticide leaching models. *Pestic. Sci.*, 48, 47-55.
- **Badraoui M., Soudi B., Moujahid Y., Bennani F., Bouhlassa S. et Mikou M., 1995.** Mineralogical considerations in soil fertility management in Morocco. Proceedings of the Soil Fertility Workshop, Accomplishments and Future Challenges in Dry Land Soil Fertility Research in the Mediterranean Area, 19-23 November, Aleppo, Syria, pp. 267-278.
- **Ball-Coelho B.R. et Roy R.C., 1999.** Enhanced ammonium sources to reduce nitrate leaching. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 54: 73-80.
- **Berdai H., Soudi B. et Bellouti A., soumis a.** Evaluation du modèle LEACHM pour la prédiction du régime hydrique du sol en climat méditerranéen.
- **Berdai H., Soudi B., Badraoui M. et Bellouti A., soumis b.** Détermination de l'ammonium non échangeable des sols du Tadla : Potentiel et évolution.
- **Boldt A.L., Watts D.G., Eisenhauer D.E. et Schepers J.S., 1994.** Simulation of water applied nitrogen distribution under surge irrigation. *Transactions of the ASAE*, Vol.37(4): 1157-1165.
- **Botterweg P., Bakken L. et Romstad E., 1994.** Nitrate leaching from agricultural soils: A ecological modelling under different economic constraints. *Ecological Modelling*, 75/76, 359-369.
- **Bremner J. M., 1960.** Determination of nitrogen in soil by the Kjeldahl method. *J. Agric. Sci.*, 55: 11-33.
- **Broeke M.J.D.H., Van Lanen H.A.J. et Bouma J., 1993.** The leaching potential as a land quality of two Dutch soils under current and potential management conditions. *Geoderma*, 60, 73-88.
- **Cameira M.R., De Sousa P.L. et Pereira L.S., 1994.** Simulation of nitrate movement under fertigation applied to level basins. *AGENG-MILANO' 94*, Report N. 94-A-057.

Figure 3 : Quantités cumulées mesurées et prédites de N-NO₃-lixiviées dans les lysimètres



ont varié dans des intervalles moins large (Figure 4).

4. DISCUSSION

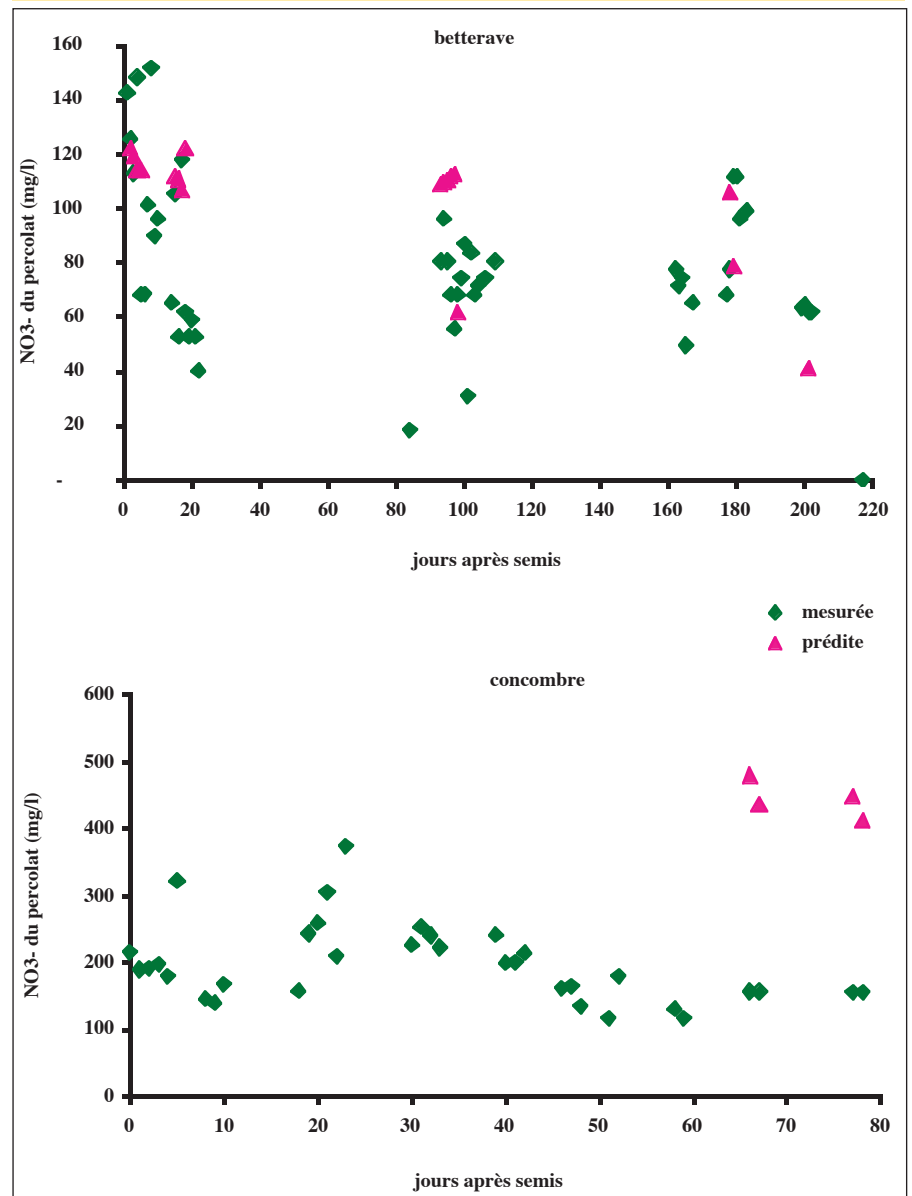
Dans les conditions pédoclimatiques du périmètre irrigué du Tadla, l'évaluation du sous-modèle LEACHN, en utilisant l'analyse des résidus et la méthode graphique, a montré que LEACHN a une capacité limitée à simuler la dynamique saisonnière de N minéral dans le sol, les prélèvements d'azote par les cultures et la lixiviation des nitrates

au-delà de la zone racinaire. Des applications réalisées par d'autres auteurs à l'aide de modèles de recherche aussi performants ont mis en évidence la même difficulté d'ajustement entre les valeurs simulées et les données mesurées de N minéral dans le sol, la plante ou le percolat lysimétrique (Campbell et al., 1993 ; Lengnick et Fox, 1994 ; Ramos et Carbonell, 1991 ; Yoon et al., 1994). Les principales causes responsables de la génération de résultats de simulation incorrects sont reliées :

Références bibliographiques

- **Campbell C.A., Zentner R.P., Selles F. et Akinremi O.O., 1993.** Nitrate leaching as influenced by fertilization in the Brown soil zone. *Can. J. Soil Sci.*, 73: 387-397 (Nov).
- **Catt J.A., Howse K.R., Christian D.G., Lane P.W., Harris G.L. et Goss M.J., 1998 a.** Strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK, 1988-93: the effect of straw incorporation. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 131, 309-319.
- **Catt J.A., Howse K.R., Christian D.G., Lane P.W., Harris G.L. et Goss M.J., 1998 b.** Strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK, 1988-1993: the effects of winter cover crops and unfertilised grass leys. *Plant and Soil*, 203: 57-69.
- **Catt J.A., Howse K.R., Christian D.G., Lane P.W., Harris G.L. et Goss M.J., 2000.** Assessment of tillage strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK. *Soil & Tillage Research*, 53, 185-200.
- **Chin W.T. et Kroontje W., 1963.** Urea hydrolysis and subsequent loss of ammonia. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 39: 617- 622.
- **Delgado J.A., 1998.** Sequential NLEAP simulations to examine effect of early and late planted winter cover crops on nitrogen dynamics. *J. Soil and Water Cons.*, 53 (3): 241-244.
- **Delgado J.A., Follett R.F., Sharkoff J.L., Brodahl M.K. et Shaffer M.J., 1998 a.** NLEAP facts about nitrogen management. *J. Soil and Water Cons.*, (4): 332-337.
- **Delgado J.A., Shaffer M.J., Brodahl M.K., 1998 b.** New NLEAP for shallow and deep rooted rotations. *J. Soil and Water Cons.* 53 (4): 338-340.
- **Delgado J.A., Follett R.F. et Shaffer M.J., 2000.** Simulation nitrate-nitrogen dynamics for cropping systems with different rooting depths. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 1050-1054.
- **De Neve S. et Hofman G., 1998.** N mineralization and nitrate leaching from vegetable crop residues under field conditions: A model evaluation. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 30. N°14. pp. 2067-2075.

Figure 4: Concentrations en nitrate mesurées et prédites du percolat lysimétrique au cours des cycles culturaux



- au choix des paramètres du cycle d'azote ;
- à la validité des équations adoptées par le sous-modèle pour décrire les différents processus de transformation d'azote dans le système eau sol-plante-atmosphère ;
- à la capacité du sous-modèle LEACHW à prédire le transfert de l'eau ;
- et aux limitations du sous-modèle LEACHN.

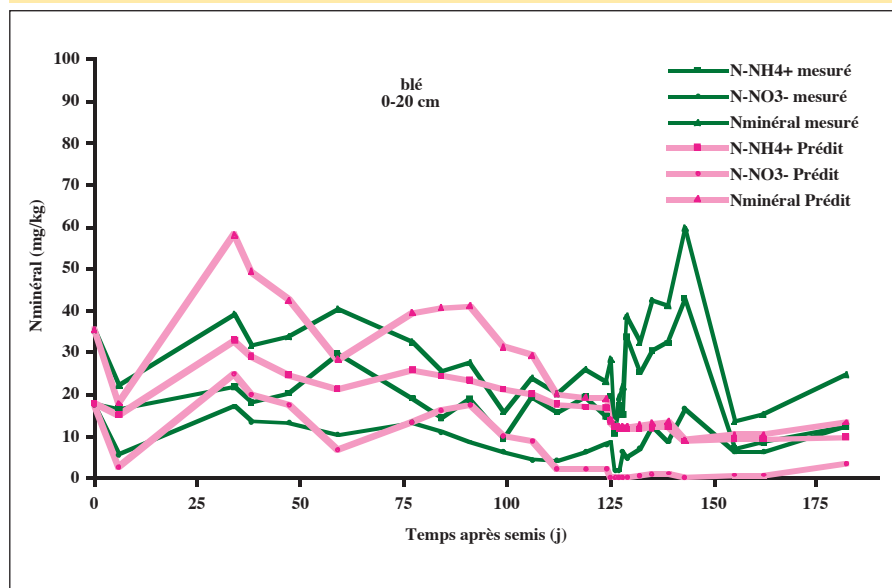
4.1. Choix des données "input" du modèle

L'identification des paramètres du cycle d'azote (Tableau 3) est une étape délicate de la paramétrisation à cause à la fois de la rareté des données dans la littérature et de l'importance de ces paramètres pour la génération de résultats fiables (Larocque et Banton, 1995). Pour une meilleure représentation par le modèle des processus physico-chimiques et biologiques du cycle d'azote dans le système agricole étudié, les paramètres requis doivent être déterminés dans les conditions pédoclimatiques de ce système. En

Références bibliographiques

- **DGH, 1998.** Etat de qualité des ressources au Maroc, année 95-96. Direction Générale de l'Hydraulique.
- **Dixon K.L., Smith M.C., Thomas D.L. et Knisel W.G., 1993.** Leaching characteristics of banded and broadcast inorganic tracers. Transactions of the ASAE, Vol. 36, N° 6, pp. 1779-1788.
- **Dodds G.T., Madramootoo C.A. et Serem V.K., 1998.** Predicting nitrate leaching under different tillage systems using LEACHM and NTRM. Transactions of the ASAE. Vol. 41 (4): 1025-1034.
- **Eckersten H., 1994.** Modelling daily growth and nitrogen turnover for a short rotation forest over several years. Forest Ecology and Management. 69, 57-72.
- **Feher J., Van Genuchten M.Th ; et Nemeth T., 1991.** Nitrogen leaching from agricultural soils—A comparison of measured and computer simulated results in water pollution: Modeling, measuring and prediction. Wrobel L.C. and Brebbia C.A. Ed. pp. 27-41.
- **Finke, 1993.** Field scale variability of soil structure and its impact on crop growth and nitrate leaching in the analysis of fertilizing scenarios. Geoderma, 60, 89-107.
- **Francis G.S., Bartley K.M. et Tabley F.J., 1998.** The effect of winter cover crop management on nitrate leaching losses and crop growth. Journal of Agricultural Science, Cambridge, 131, 299-308.
- **Green C.J., Blackmer A.M. et Yang N.C., 1994.** Release of fixed ammonium during nitrification in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 58: 1411-1415.
- **Hutson J.L. et Wagenet R.J., 1991.** Simulating nitrogen dynamics in soils using a deterministic model. Soil Use Manage. 7: 74-78.
- **Hutson J. L. et Wagenet R.J., 1992.** Leaching Estimation and Chemistry Model, LEACHM, Version 3. Department of Soil, Crop and Atmospheric Sciences Cornell University, Ithaca, New York.
- **Jabro J. D., Jemison J. M. Jr., Lengnick L.L., Fox R.H. et Fritton D.D., 1993.** Field validation and comparison of LEACHM and NCSWAP models for predicting nitrate leaching. Transactions of the ASAE, Vol 36 (6): 1651-1657.

Figure 5: Evolution de Nminéral du sol mesuré et prédit après calage de la constante de vitesse de volatilisation



effet, si les paramètres adoptés sont déterminés dans d'autres conditions ou par simple calibration, il devient alors très difficile de mettre en évidence les vraies causes responsables des erreurs de simulation. De plus, cette dernière approche nécessite, comme cela a été montré par Jemison et al (1994), un changement permanent des paramètres du N du sol en fonction des années, des traitements ou des cultures pour améliorer les prédictions. Ces paramètres peuvent ainsi perdre leur signification puisqu'ils doivent décrire des cinétiques de transformation de N minéral du sol qui sont, en principe, des caractéristiques d'un sol et d'un climat donnés et même s'ils varient, ils doivent varier dans un intervalle peu large.

Par ailleurs, l'intérêt porté à chacun des paramètres dépend à la fois de leur importance dans le cycle d'azote et de la sensibilité du modèle à ces paramètres. Concernant le sous-modèle LEACHN, l'analyse de sensibilité a montré que les sorties du modèle sont affectées par de faibles augmentations ou diminutions des constantes de vitesse de nitrification, dénitrification ou volatilisation et que le modèle est moins sensible aux variations des constantes de

vitesse de minéralisation (Hutson et Wagenet, 1991 ; Lotse et al., 1992). De même, la variation du coefficient de diffusion de 120 mm²/j à l'intérieur d'une limite acceptable de ($\pm 20\%$) n'a pas d'influence sur le mouvement des nitrates. Et la variation de la dispersivité de 1 à 200 mm ne cause que des variations faibles à très faibles de la teneur du sol en N-NO₃- prédit (Dodds et al., 1998).

Une attention particulière a donc été portée aux constantes de vitesse de minéralisation et de nitrification qui caractérisent en premier le cycle d'azote. Les valeurs adoptées dans cette étude proviennent des expériences réalisées dans le contexte pédoclimatique du Maroc (Tableau 3). Les constantes de vitesse de nitrification (0,026 j⁻¹) et de minéralisation de la litière (0,015 j⁻¹) et de l'humus (0,820 10⁻⁴ j⁻¹) se situent parmi les faibles valeurs usuellement trouvées dans la littérature (Larocque et Banton, 1995 ; Jemison et al., 1994 et Ramos et Carbonell, 1991) bien que le climat méditerranéen semi aride couplé à l'irrigation sont favorables à une minéralisation intense de la matière organique du sol.

La volatilisation et la dénitrification peuvent constituer une voix

Références bibliographiques

- **Jarvis N. J., Jansson P.E., Dik P.E. et Messing I., 1991 a.** Modelling water and solute transport in macroporous soil: I. Model description and sensitivity analysis. *Journal of Soil Science*, 42, 59-70.
- **Jarvis N. J., Bergstrom L. et Dik P.E., 1991 b.** Modelling water and solute transport in macroporous soil: II. Chloride breakthrough under non-steady flow. *Journal of Soil Science*, 42, 71-81.
- **Jarvis P.J., Ecclestone P.M.J. et Armstrong M.J., 1997.** Rates and timing of poultry manure to maximise sugar beet yield and quality, optimise fertiliser inputs and reduce nitrate leaching. *Proceedings of the 60th IIRB Congress, Fertilisers and Mechanisation Strategies*, July, Cambridge (UK), pp. 55-61.
- **Jemison J.M.Jr., Jabro J.D. et Fox R.H., 1994.** Evaluation of LEACHM: II. Simulation of nitrate leaching from nitrogen – fertilized and manured corn. *Corn. Agron. J.*, 86: 852–859.
- **Keeney D.R. et Nelson D.W., 1982.** Nitrogen-Inorganic Forms. In Page A. L. et al (ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Agronomy*, 9: 643-682. ASA, SSSA, Madison, Wis. USA.
- **Lacroix A, 1994.** Les solutions agronomiques à la pollution azotée. *Courrier de l'environnement de l'INRA-France*, N° 24 : 29-41.
- **Larocque M. et Banton O., 1995.** Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : Application du modèle AgriFlux. *Revue des Sciences de l'Eau*, 8, 3-21.
- **Lengnick L.L. et Fox R.H., 1994.** Simulation by NCSWAP of seasonal nitrogen dynamics in corn: I. Soil Nitrate. *Agron. J.*, 86: 167-175.
- **Liang B.C. et Mac Kenzie A.F., 1994.** Fertilization rates and clay fixed ammonium in two Quebec soils. *Plant and Soil.*, 163: 103-109.
- **Lotse E.G., Jabro J.D., Simmons K.E. et Baker D.E., 1992.** Simulation of nitrogen dynamics and leaching from soil with a dual pore system. *J. Contam. Hydrol.*, 10: 183-196.

importante de pertes d'azote dans le site étudié vu la texture argileuse, le pH basique (8,4) du sol et l'apport en couverture de l'engrais sous forme d'ammonitrate et d'urée. En absence de données régionales, les constantes de vitesse de dénitrification et de volatilisation sont puisées dans la littérature. L'incertitude reliée au choix de ces paramètres pourrait avoir un impact important sur les résultats de simulation.

4.2. Dynamique de N minéral pendant l'hiver

Pendant la première moitié des cycles culturels du blé et de la betterave, le sous-modèle LEACHN tend à bien ajuster la dynamique de N minéral dans la couche 20-100 cm du sol, montrant que pendant cette période les paramètres du cycle d'azote utilisés sont adéquats. La surestimation par LEACHN de la teneur en N minéral, intéressant uniquement la couche 0-20 cm du sol et coïncidant exactement avec les moments d'apport des engrais azotés est due i) à la difficulté de mesure de N après apport en raison de sa variabilité élevée et/ou ii) à la sous-estimation par LEACHN des pertes de N minéral du sol provenant essentiellement des engrais. Ces pertes sont dues à la volatilisation et/ou à la fixation de N-NH₄⁺. En effet, dans LEACHN, la volatilisation est décrite par une cinétique de premier ordre conformément aux travaux de Chin et Kroontje (1963) et n'est considérée que dans la couche de surface (0-10 cm). La constante de vitesse de volatilisation adoptée (0,4 j⁻¹) (Hutson et Wagenet, 1992) est donc non adaptée aux conditions du Tadla. L'application d'une constante de 1 j⁻¹ améliore la prédiction pendant la première moitié du cycle du blé (Figure 5).

Par ailleurs, la fixation de l'ammonium dans l'espace inter-feuillet des argiles constitue une autre voie de perte s'opérant dans les sols argileux gonflants suite à l'apport d'engrais azotés (Liang et Mac-Kenzie, 1994 ; Scherer et

Weïmar, 1994). Ce mécanisme, qui dépend étroitement de la nature minéralogique des argiles (Scherer et Ahrens, 1996) n'est pris en compte par aucun modèle de simulation d'azote du sol. Il constitue, en outre, une voie de perte importante de N-NH₄⁺ dans le sol étudié (Badraoui et al., 1995 ; Berdai et al., soumis b).

Par ailleurs, les pics de N minéral mesurés et estimés relatifs au deuxième apport d'engrais azoté sous forme d'urée coïncident pour la betterave (Figure 2) montrant que la constante de vitesse d'hydrolyse de l'urée (Tableau 3) adoptée dans LEACHN est adéquate.

4.3. Dynamique de N minéral pendant le printemps et l'été

L'évolution de la teneur en N minéral mesuré du sol pendant le printemps (deuxième moitié du cycle du blé et de la betterave) et l'été (cycle du concombre) est caractérisée par de nombreux pics de N minéral qui suivent, en général, les apports d'eau par irrigation ou pluie. Ces pics sont complètement atténués dans les simulations. Pendant cette période, la minéralisation de la matière organique native du sol devient plus intense en raison des irrigations et de l'augmentation de la température de l'air. La valeur de l'incrément thermique Q₁₀ utilisée dans le modèle pourrait être non adaptée à la gamme de températures qui règne pendant cette période. En effet, la variation de Q₁₀ en fonction de la température, qui remet en cause l'universalité de Q₁₀, a été noté par certains auteurs (Soudi et al., 1990 a). Pour la betterave et le concombre, la surestimation des prélèvements d'azote par ces cultures (figure 2) pourrait être, en partie, à l'origine des teneurs plus faibles du sol en N minéral estimé.

Une autre explication des pics de N minéral observés dans le sol réside dans la libération d'une partie de N-NH₄⁺ non échangeable dans le sol (Berdai et al., soumis b). Cette libération de N-NH₄⁺ nouvellement fixé en dehors de l'espace inter-

Références bibliographiques

- **Martin E.C., Loudon T.L., Ritchie J.T. et Werner A., 1994.** Use of drainage lysimeters to evaluate nitrogen and irrigation management strategies to minimize nitrate leaching in maize production. *Transactions of the ASAE*. Vol. 37 (1): 79-83.
- **Moreno A., 1982.** Effet de l'humidité et de la température sur la nitrification dans un sol enrichi en $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ et l'incidence de cet enrichissement sur la minéralisation de la matière organique du sol. Mémoire de 3ème cycle Agronomie, Option physico-chimie, IAV HII.
- **Nelson et Sommers, 1975.** A rapid and accurate procedure for estimating of organic carbon in soil. *Proc. Indiana Acad. Sci.*, 84: 456-462.
- **ONEP, 2000.** Pérennité de production de l'eau potable. Menaces de pollution. Bilan 1999. Office National de l'Eau Potable. 31 pages.
- **ORMVAT, 1994.** Qualité des sols et des eaux: situation actuelle et méthodes de suivi de paramètres de qualité. Rapport N° 15 du Projet Management des Ressources du Tadla (MRT).
- **Power J.F. et Schepers J.S., 1989.** Nitrate contamination of groundwater in North America. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26: 165-187.
- **Ramos C. et Carbonell E.A., 1991.** Nitrates leaching and soil moisture prediction with the LEACHM model. *Fertilizer Research*, 27: 171-180.
- **Ramos C., Lindón A.L. et Rodrigo A., 1993.** The effects of climate change on irrigated soils: Water resources and solute leaching. In *Soil responses to climate change*. Rounsevell M.D.A. and Loveland P.J. (Ed.). NATO ASI Series, Vol. I 23. pp. 99-111.
- **Salameh Al Jamal M., Sammis T.W. et Jones T., 1997.** Nitrogen and chloride concentration in deep soil cores related to fertilization. *Agricultural Water Management*. 34: 1-16.
- **Sapek B. et Sapek A., 1993.** The application of CREAMS model to forecasting the nitrate and chloride leaching from grassland. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 28, N° 3-5, pp. 649-658.
- **Scherer H.W. et Weimar S., 1994.** Fixation and release of ammonium by clay minerals after slurry application. *Eur. J. Agron.*, 3 (1), 23-28.

feuillet des argiles se produit lorsque la concentration en NH_4^+ de la solution du sol devient inférieure à un certain niveau (Scherer et Zhang, 1999). Parmi les processus qui déclenchent la libération de NH_4^+ non échangeable : la nitrification et les prélèvements d'azote et de potassium par les cultures (Green et al., 1994 ; Scherer et Weimar, 1994) qui sont très actifs pendant cette période.

4.4. Lixiviation des nitrates

Quant aux essais lysimétriques, la plus grande variabilité des teneurs en nitrates mesurées dans les eaux de drainage par rapport aux valeurs prédites et les écarts entre les pertes en nitrates par lixiviation mesurées et estimées au cours des cycles culturaux sont expliqués par les écoulements préférentiels de l'eau et par la diffusion inter-aggrégats des nitrates. En effet, les nitrates estimés par le sous-modèle dans le percolat lysimétrique proviennent principalement des nitrates de l'eau gravitaire se trouvant dans les micropores du sol puisque le lysimètre n'est soumis à aucune tension et le sous-modèle n'intègre ni les écoulements préférentiels ni la diffusion des solutés en dehors des pores. Par contre, les nitrates mesurés peuvent provenir en partie du mouvement de l'eau dans la macroporosité du sol. Ainsi, si les nitrates sont localisés dans le système des micropores, ou s'ils diffusent au-delà des macropores, ils sont alors by passés au cours des écoulements préférentiels, échappent à la percolation de l'eau et le sous-modèle tend alors à surestimer les nitrates lixiviés. Ce phénomène est assez accentué dans le cas du concombre, probablement en raison d'une fissuration plus importante du sol en été. La dominance des écoulements préférentiels observée pendant cette période (Berdai et al., soumis a) soutient cette hypothèse.

Les erreurs de simulation de la lixiviation des nitrates et/ou de l'évolution saisonnière de N minéral dans le sol dues à l'hydrodynamique

des écoulements et au processus de diffusion des solutés ont été notées par plusieurs auteurs lors de l'utilisation, pour des sols argileux, de modèles basés sur le mouvement de l'eau dans la microporosité du sol et ne tenant pas compte de la diffusion des solutés entre les deux domaines du mouvement (Cameira et al., 1994; Feher et al., 1991; Jabro et al., 1993; Jemison et al., 1994; Larocque et Banton, 1994; Lengnick et al., 1994). Par contre, le modèle, décrit par Jarvis et al. (1991 a) qui tient compte des deux domaines du mouvement et de l'échange de l'eau et des solutés entre ces domaines, permet de reproduire correctement la dynamique de l'eau et du soluté dans les sols lourds argileux bien structurés de Lanna (Suède) (Jarvis et al., 1991 b). En effet, ce modèle confirme que la déviation du mouvement de l'eau des micropores vers les macropores est le processus dominant qui gouverne le transport des solutés dans ce type de sol et que l'échange par diffusion du soluté entre les deux domaines du mouvement est le principal facteur causant la variabilité pendant la lixiviation. Néanmoins, ces deux processus qui se produisent dans le cas de l'application d'une forte dose d'eau d'irrigation à un sol argileux structuré ont une signification moindre en conditions de pluie naturelle à faible intensité. De même, une bonne prédiction du drainage et de la concentration en N-NO_3^- dans le lixiviat a été obtenue par l'utilisation d'un modèle similaire (CRACK) pour un sol argileux structuré en Grande Bretagne (Armstrong et al., 1996).

4.5. Prélèvement d'azote par les cultures

Les différences entre les teneurs en N minéral du sol mesuré et prédit peuvent également être expliquées par l'inaptitude de LEACHN à prédire les prélèvements de N minéral par les cultures. En effet, le sous-modèle sous-estime ou surestime, en début du cycle, les prélèvements d'azote par la plante. Les équations empiriques qui décrivent ce processus nécessitent

Références bibliographiques

- **Scherer H.W. et Ahrens G., 1996.** Depletion of non exchangeable N-NH₄ in the soil-root interface in relation to clay mineral composition and plant species. *Eur. J. Agron.*, 5, 1-7.
- **Scherer H. et Zhang Y., 1999.** Studies on the mechanisms of fixation and release of ammonium in paddy soils after flooding. I. Effect of iron oxides on ammonium fixation. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 162, 593-597.
- **Sieling K., Günther-Bostel O. et Hanus H., 1997.** Effect of slurry application and mineral nitrogen fertilization on N leaching in different crop combination. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 128: 79-86.
- **Soudi B., 1988.** Etude de la dynamique de l'azote dans les sols marocains: caractérisation et pouvoir minéralisateur. Thèse de Doctorat Es. Sciences Agronomiques, Iav. Hassan II, Rabat, Maroc, 140 pages.
- **Soudi B., Chiang C.N. et Zraoui M., 1990 a.** Variations saisonnières de l'azote minéral et effet combiné de la température et de l'humidité du sol sur la minéralisation. *Actes Inst. Agron. Vét.*, Vol. 10 (1), 29-38.
- **Soudi B., Sbai A. et Chiang C.N., 1990 b.** Nitrogen mineralization in semi arid area of Morocco: Rate constant variation with depth. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54: 756-761.
- **Stenberg M., Aronsson H., Lindén B., Rydberg T. et Gustafson A., 1999.** Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil & Tillage Research*, 50, 115-125.
- **Thompson L.M. et Troeh F.R., 1979.** Soils and soil fertility, TMH Edition.
- **Toth J.D. et Fox R.H., 1998.** Nitrate losses from a corn-alfalfa rotation: Lysimeter measurement of nitrate leaching. *J. Environ. Qual.*, 27: 1027-1033.
- **Vinten, 1996.** Application of nitrogen cycle modelling to land use policy issues: nitrate leaching from winter and spring cereal cropping. O. Van Cleemput et al (eds.), *Progress in Nitrogen Cycling Studies*, 451-457.
- **Yoon K.S., Yoo K.H., Wood C.W. et Halll B.M., 1994.** Application of GLEAMS to predict nutrient losses from land application of poultry litter. *Transactions of the ASAE. Vol. 37(2): 453-459.*

d'être améliorées et adaptées à chaque type de culture. L'intégration dans le sous-modèle d'une routine plus complexe de prélèvements de N par les cultures a été suggéré par Jemison et al., (1994) et appliqué par Finke (1993) dans une analyse de scénarii réalisée dans les Pays Bas pour l'évaluation de l'effet des pratiques de fertilisation. Dans cette étude, le contenu en N minéral dans la couche 0-100 cm du sol et la croissance de la culture ont été, en général, bien simulés lorsque le modèle LEACHM a été couplé à un sous-modèle de croissance de la pomme de terre qui tient compte de la croissance de cette culture en conditions de stress hydrique ou de disponibilités limitées en azote.

5. CONCLUSION

Le sous-modèle LEACHN, représentant la majorité des processus de transfert et de transformation de N minéral dans la couche du sol non saturée, offre une alternative très intéressante à la détermination au champ des pratiques culturales appropriées. Néanmoins, son utilisation à des fins

de gestion dans les conditions pédoclimatiques du Tadla nécessite certaines améliorations relatives notamment à l'intégration du mouvement de l'eau à travers la macroporosité du sol et la diffusion inter-aggrégats du soluté. De plus, des routines plus performantes des prélèvements de N minéral par les cultures et de la dynamique saisonnière de N minéral dans le sol sont nécessaires pour mieux décrire l'ensemble des processus se produisant réellement au champ, en particulier, le processus de fixation et de libération de l'ammonium non échangeable des sols.

REMERCIEMENTS

Nous remercions vivement le personnel de la Station de Ouled Gnaou de l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla et en particulier M. Boudahdihane pour l'aide qu'il nous a apporté pour le suivi des essais. Nos remerciements s'adressent également à MM. Badraoui M. et Hamouda A. de l'IAV Hassan II et M. Mekrane M. de l'AGR.

CONTRIBUTION A L'ETUDE DE LA POLLUTION NITRIQUE DES EAUX SOUTERRAINES EN ZONES IRRIGUEES : CAS DU TADLA

H. BERDAI¹, B. SOUDI² et A. BELLOUTI³

RESUME

Dans les périmètres irrigués du Maroc, la pollution nitrique diffuse des eaux souterraines diminue le potentiel des ressources hydriques de bonne qualité, génère un risque sanitaire pour la population rurale et compromet le développement socio-économique du pays. Sa maîtrise nécessite des connaissances suffisantes des causes et des mécanismes responsables de cette pollution.

La présente étude réalisée dans le périmètre irrigué du Tadla, où ce problème commence à prendre de l'ampleur, a pour objectif de cerner cette pollution à travers une démarche complète et approfondie comportant :

- à l'échelle régionale :
 - l'état des lieux de la contamination des aquifères par les nitrates ;
 - l'identification et l'analyse des facteurs explicatifs de cette pollution ;
- et à l'échelle de la parcelle :
 - l'expérimentation et l'évaluation d'un modèle qui décrit le mouvement de l'eau et le transfert et les transformations des solutés dans la couche du sol non saturée (LEACHM).

Cette note consiste en une synthèse des principaux résultats obtenus dans le cadre de cette étude. Après présentation de l'état des lieux de la pollution des ressources en eau souterraine, un modèle d'évaluation du risque de lixiviation de l'ion nitrate est proposé et appliqué dans le contexte du Tadla. Ce modèle est basé sur la distinction de trois ensembles de facteurs liés respectivement à la vulnérabilité des aquifères, à l'action anthropique et à l'hydrodynamique et la biogéochimie du sol. Il permet d'exploiter des bases de données relatives au sol et aux pratiques agricoles adoptées par les agriculteurs de la région pour expliquer les niveaux de pollution nitrique des eaux souterraines. Il définit également un certain nombre de paramètres mesurés ou calculés (indicateurs de pollution) qui peuvent être utilisés pour l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la qualité nitrique des eaux souterraines.

Sur le plan scientifique, cette étude apporte une réelle contribution aux connaissances scientifiques en matière de dynamique de l'azote minéral dans la couche du sol non saturée au cours de différents cycles culturaux et pendant l'interculture en région méditerranéenne irriguée et son interaction avec les conditions écologiques (température et régime hydrique du sol). Par rapport aux nombreuses références qui existent sur ce sujet dans plusieurs régions du Monde, les résultats de cette étude montrent des différences importantes dans le fonctionnement des cycles carbone-azote qui sont dues au contexte pédoclimatique étudié. Le risque de pollution de la nappe par l'ion nitrate est, en effet, sans comparaison avec d'autres références agronomiques notamment celles des zones tempérées et se trouve ainsi le résultat i) d'une minéralisation intense de la matière organique native du sol pendant et après la période des cultures, ii) d'une libération appréciable d'ammonium fixé, iii) ainsi que d'une surfertilisation chronique. Une réflexion intéressante a été engagée sur l'ion ammonium non échangeable, fixé sélectivement dans l'espace inter-feuillets des argiles. Cette réflexion ouvre des perspectives pour des études plus détaillées de ce pool d'azote qui est actuellement négligé dans les stratégies de gestion de l'azote dans les systèmes agricoles du Tadla mais qui pourrait contribuer activement à la pollution nitrique des eaux souterraines dans cette région. Ces études permettront également une meilleure compréhension du statut de fertilité azotée des sols du Tadla.

Par ailleurs, la modélisation offre un outil simple et précieux pour la gestion agricole et environnementale des systèmes de culture. L'évaluation, dans les conditions du Tadla, des deux sous modèles de LEACHM : LEACHW pour le régime hydrique et LEACHN pour le transfert et les transformations d'azote dans le sol confirme l'intérêt d'un tel outil pour piloter les irrigations, contrôler le drainage et préserver les ressources en eau souterraine des polluants agricoles ou pour une évaluation environnementale des pratiques agricoles notamment lorsque le mouvement préférentiel de l'eau n'est pas dominant. En revanche, le sous modèle LEACHN, qui présente des limitations à simuler la dynamique d'azote minéral dans le sol, nécessite certaines améliorations.

Sur le plan pratique, les connaissances acquises dans le cadre de cette étude ont permis d'étayer des recommandations, concernant la conduite raisonnée de l'irrigation et de la fertilisation azotée et la gestion rationnelle des systèmes de culture,

1. Service des Expérimentations des Essais et de la Normalisation, Division des Etudes, Direction du Développement et de la Gestion de l'Irrigation.

2. Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II.

3. Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla.

qui permettront d'appuyer le programme d'action de protection des ressources en eau dans cette région. Ainsi, le choix de cultures et de rotations culturales appropriées, l'enfouissement des résidus de récolte à C/N élevé, tels que les pailles des céréales, le semis précoce, dense et sans apport d'azote et la pratique des dérobés d'été constituent à cet effet, des moyens efficaces pour une réduction du risque de lixiviation de l'ion nitrate.

Enfin, sur le plan méthodologique, la démarche de recherche-développement adoptée dans cette étude "du régional au local" mérite d'être développée sur le plan pratique. Elle mérite également d'être appliquée pour les autres périmètres irrigués et pour d'autres types de polluants en particulier les pesticides qui constituent une menace sérieuse pour la qualité des eaux souterraines et pour la santé de la population.

Mots clés :

Pollution, eaux souterraines, nitrates, facteurs explicatifs, milieu physique, systèmes de culture, azote minéral résiduel, ammonium non échangeable, régime hydrique, dynamique de l'azote dans le sol, LEACHM.

1. INTRODUCTION

Depuis quelques années, la protection et la conservation des milieux naturels, en particulier la qualité des eaux, est devenue une préoccupation majeure et un objectif principal dans les programmes de développement. En effet, le contexte de rareté croissante des ressources hydriques nationales et de dégradation de leur qualité a incité notre pays à accorder, parallèlement aux efforts soutenus en matière de développement et de gestion des ressources en eau, un intérêt particulier à l'économie de l'eau, essentiellement en irrigation et au contrôle de tous les types de pollution.

La mise en culture intensive des terres agricoles au niveau des périmètres irrigués a engendré, depuis quelques années, l'apparition du problème de pollution des ressources en eau souterraine par l'ion nitrate. Les préoccupations à l'égard de cette substance polluante se sont alors accrues, non seulement en raison des pertes économiques pour l'agriculteur ou des conséquences sur la santé de la population, mais aussi du fait de la complexité du problème.

En effet, les nitrates possèdent une particularité que les autres substances polluantes n'ont pas. Ils peuvent se trouver dans le sol et les eaux soit à la suite d'un apport d'engrais, soit comme la conséquence de processus biochimiques naturels qui dépendent étroitement des conditions pédoclimatiques et écologiques régionales. De même, les systèmes

de culture, comportant les pratiques de gestion agricole, depuis le choix des espèces cultivées et des successions culturales jusqu'aux itinéraires techniques, jouent également sur la quantité d'azote nitrique présent dans les différents horizons du sol et déterminent ainsi le risque de pollution de la nappe par les nitrates. Par ailleurs, le transfert des nitrates vers les nappes est conditionné par un excès d'eau d'irrigation ou de pluie. Enfin, d'autres facteurs intrinsèques du milieu physique peuvent accentuer ou limiter le processus de pollution nitrique des eaux souterraines déterminant ainsi des degrés de vulnérabilité de la nappe à ce type de pollution.

Eu égard à la diversité et à l'interdépendance des causes de la pollution nitrique des ressources en eau souterraine et au caractère dynamique et complexe des processus biochimiques qui gouvernent le cycle d'azote dans le sol, le contrôle de ce type de pollution dans les périmètres irrigués reste tributaire d'une meilleure connaissance des causes et des mécanismes responsables de cette pollution et qui sont spécifiques à chaque région. Ces connaissances permettront de proposer des solutions adaptées et d'appuyer les plans d'action de protection des ressources en eau souterraine dans ces zones à agriculture intensive.

C'est dans le but d'apporter une contribution à ces connaissances que ce travail a été réalisé dans l'une des zones irriguées du Maroc où le

problème de pollution nitrique des eaux souterraines commence à prendre un rythme croissant : le périmètre irrigué du Tadla (ORMVAT, 1994). L'approche méthodologique adoptée est basée sur des démarches complémentaires d'abord régionales puis locales, dans une perspective semblable à celle proposée par Van Drecht (1991) pour le Sud-Est de la Hollande et Demarets et al. (1995) pour la Wallonie (Belgique). Elle comporte:

- à l'échelle régionale :
 - L'état des lieux de la contamination des aquifères du Tadla par l'ion nitrate;
 - La détermination et l'analyse des facteurs explicatifs de cette pollution.
- Et à l'échelle de la parcelle :
 - L'étude expérimentale du régime hydrique et de la dynamique saisonnière de l'azote minéral dans le sol pour deux cultures d'hiver (blé - betterave) et une culture d'été (concombre) ;
 - et l'évaluation, grâce aux données expérimentales, d'un modèle de recherche de type mécaniste déterministe (LEACHM) qui décrit le mouvement unidimensionnel en régime transitoire de l'eau et les transformations et le transfert d'azote dans la couche du sol non saturée.

Cette note est une synthèse des principaux résultats obtenus dans le cadre de cette étude. Elle dresse l'état actuel de la pollution des eaux souterraines dans le Tadla, puis, analyse les différents facteurs

explicatifs de cette pollution liés au milieu naturel et à l'ensemble des processus, d'origine anthropique et biogéochimique qui gouvernent le cycle d'azote dans le sol. Elle présente également les résultats d'évaluation du modèle de simulation LEACHM, ses limitations et les améliorations nécessaires à apporter à ce modèle compte tenu des spécificités du Tadla et ouvre des perspectives pour la poursuite de la recherche en matière de maîtrise de la pollution nitrique des eaux souterraines dans cette région.

2. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

La plaine du Tadla se situe dans le bassin de l'Oued Oum Er Rbia qui traverse la plaine et la partage en deux zones: Béni Amir au Nord et Béni Moussa au Sud, dont les superficies irriguées sont respectivement de 33 000 ha et 69 500 ha. Dans le périmètre de Béni Amir, les eaux d'irrigation proviennent de l'Oued Oum Erbia à partir du barrage de dérivation de Kasba Tadla. Les volumes annuels d'eau utilisés en irrigation dans ce périmètre varient entre 200 et 300 Mm³ en fonction des assolements et des disponibilités en eau. Le périmètre de Béni Moussa est irrigué essentiellement par les eaux provenant du barrage Bin El Ouidane à des volumes annuels de 500 Mm³. Dans les deux périmètres, les eaux des nappes phréatiques sont sollicitées à des fins agricoles. Ainsi, les prélèvements annuels, à partir des eaux souterraines, sont évalués à 92 Mm³ et 40 Mm³ respectivement pour Béni Amir et Béni Moussa. L'irrigation est essentiellement gravitaire. Le système d'irrigation par pivot a été introduit dans un secteur de 3600 ha à Béni Amir.

Les sols dominants sont les sols isohumiques bruns ou châtaîns subtropicaux "Kastanozems calciques (FAO, 1989)", qui couvrent près de 83 % du périmètre

irrigué. Les sols calcimagnésiques bruns calcaires, "Calcisols hapliques (FAO, 1989)" occupent la deuxième place soit 11 % de la couverture pédologique du Tadla.

Le climat de la plaine est de type méditerranéen semi-aride à hiver froid. La moyenne annuelle des précipitations sur 38 ans (1951-1989) est de 393 mm. Les mois les plus pluvieux sont mars et avril avec un cumul mensuel de 60,3 mm et 53,7 mm respectivement. La période sèche s'étale de fin mai jusqu'à mi-octobre. Les moyennes mensuelles des températures maximales sont de 37,8°C et 37,5°C respectivement pour juillet et août. Par contre, les mois les plus froids sont décembre et janvier avec des températures minimales mensuelles respectivement de 3,9°C et 3,4 °C. L'évaporation moyenne annuelle est de l'ordre de 1816 mm. Elle est maximale en juillet-août (10 mm/j) et minimale en décembre (1,7 mm/j).

Le complexe aquifère de la plaine du Tadla se compose de quatre aquifères principaux: l'aquifère carbonaté du Turonien, localement cénomano-Turonien ; l'aquifère carbonaté du sénonien ; l'aquifère calcaréo-sableux de l'Eocène ; et les aquifères alluvionnaires mio-plio-quatérnaires. Ces derniers sont représentés par un complexe fluvio-lacustre très hétérogène, formé essentiellement par une alternance de marno-calcaires, calcaires lacustres et conglomérats. Cette entité se compose des deux nappes

situées de part et d'autre de l'Oum Erbia : nappe de Béni Amir (600 km²) et nappe de Béni Moussa (885 km²). Le volume mobilisable de ces nappes est de 190 Mm³ et 250 Mm³ respectivement pour Béni Amir et Béni Moussa. Les valeurs de transmissivité sont généralement comprises entre 1.10⁻³ m²/s et 1.10⁻¹ m²/s pour Béni Amir et peuvent atteindre 5.10⁻¹ m²/s pour Béni

3. ETAT DES LIEUX DE LA POLLUTION NITRIQUE DES EAUX SOUTERRAINES DANS LE TADLA

Moussa. Les valeurs du coefficient d'emmagasinement varient entre 0,01 et 0,1 pour Béni Amir et entre 0,06 et 1 pour Béni Moussa (BRGM, 1993).

Le niveau de pollution nitrique des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla commence à devenir de plus en plus alarmant. Les teneurs en nitrates des eaux souterraines observées pendant la période de suivi (août 1996 – avril 1998) ont, en effet, varié entre 3 et 228 et 6 et 152 mg NO₃⁻/l respectivement dans la zone de Béni Amir et de Béni Moussa. Sur 100 puits prospectés durant cette période, 14 % à 50 % de puits ont présenté des teneurs en nitrates des eaux qui dépassent la norme nationale de potabilité (50 mg NO₃⁻/l), le maximum étant enregistré au mois d'octobre (Tableau 1).

A côté de la pollution ponctuelle mise en évidence aux alentours de quelques agglomérations urbaines et

Teneurs en nitrates (mg NO ₃ ⁻ /l)	Nombre de puits						
	août-96	Fév. 97	août-97	Oct. 97*	Déc. 97*	Fév. 98*	Avril 98*
0 - 25	29	26	22	15	32	35	32
25 - 50	55	44	48	35	44	43	47
> 50	16	30	30	50	14	20	16
50 - 100	13	25	27	44	11	19	12
> 100	3	5	3	6	3	1	4

Tableau 1 : Distribution des puits en fonction de la concentration en nitrates des eaux souterraines durant la période: août 1996 – avril 1998

* Quelques puits n'ont pas été prospectés à cause de la difficulté d'accès aux pistes en raison des pluies.

à l'aval des sucreries, les zones, dont les teneurs en nitrates des eaux souterraines dépassent 50 mg NO₃-/l, sont localisées en aval de Béni Amir et en aval et à

l'Est de Béni Moussa Est (Annexe 1). Béni Moussa Ouest reste en général moins pollué que Béni Moussa Est, bien que certains puits situés en aval de cette zone connaissent une augmentation de la teneur en nitrates des eaux (Figure 1).

4. ANALYSE DES FACTEURS EXPLICATIFS DE LA POLLUTION NITRIQUE DES EAUX SOUTERRAINES DANS LE TADLA

La pollution nitrique des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla peut être attribuée à deux grands types de facteurs :

- les facteurs intrinsèques du milieu physique, relativement stables, qui déterminent le degré de vulnérabilité de la nappe à la pollution;
- et les facteurs dynamiques comportant d'une part les systèmes de cultures et d'autre part les processus qui régissent le régime hydrique du sol et les processus biogéochimiques de transformation et de transfert des nitrates dans la couche du sol non saturé.

4.1. FACTEURS INTRINSEQUES DU MILIEU PHYSIQUE

Les facteurs intrinsèques du milieu physique, analysés au niveau d'un réseau de suivi représentatif de la région et comportant 40 sites, sont de deux types :

- certains paramètres Drastic renseignant sur le temps de transit qui caractérise la propagation d'un polluant tels que :
 - le niveau de la surface libre de la nappe par rapport au sol,
 - la texture du sol et sa teneur en argile,
 - et la perméabilité du sol en

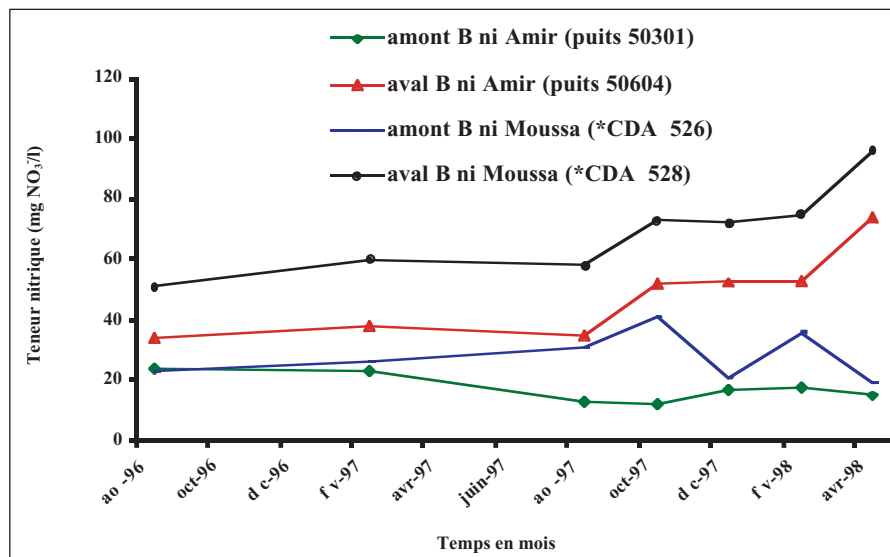


Figure 1: Evolution de la teneur moyenne en nitrates des eaux souterraines dans les nappes de Béni Amir et de Béni Moussa

milieu saturé ;

- et certains paramètres agissant sur le cycle d'azote tels que :

- la teneur du sol en matière organique,
- la teneur du sol en azote total,
- et l'indice de minéralisation anaérobie du sol.

A part la texture du sol (argileuse, argilo-limoneuse et limono-argileuse), la teneur en argile (29 % à 55 %) (Annexe 2) et tous les paramètres qui leur sont corrélés notamment la réserve utile du sol, tous les autres facteurs étudiés notamment le niveau faible des nappes par rapport au sol (< 4 m – 12 m) (Annexe 3), la vitesse d'infiltration du sol en milieu saturé généralement élevée (20 – 450 mm/h) (Annexe 4), les teneurs assez importantes du sol en matière organique (1,5 % à 3,5 %) (Annexe 5) et en azote total (0,10 % à 0,15 %), joueraient positivement en augmentant la vulnérabilité de la nappe à cette pollution. De même, le pouvoir de minéralisation élevé des sols (100 à 600 kg N/ha dans la couche 0-60 cm) (Annexe 6), couplé aux conditions écologiques

favorables à une minéralisation intense de la matière organique native du sol, assez caractéristique des régions irriguées à climat méditerranéen, serait également un facteur important de vulnérabilité de la nappe à cette pollution.

L'analyse de l'impact des facteurs du milieu physique sur la qualité nitrique des eaux souterraines a été réalisée moyennant la superposition des cartes thématiques par le système d'information géographique (SIG) et l'analyse en composantes principales (ACP) (Aghzar et al, 2002). Une autre méthode d'indice de vulnérabilité, basée en partie sur la méthode Drastic a également été proposée et testée dans les conditions du Tadla (Annexe 7) (Berdai, 2003).

Les deux premières méthodes n'ont permis de mettre en évidence aucun lien direct entre les teneurs en nitrates des eaux souterraines et les variables ou les combinaisons linéaires de variables du milieu physique, montrant ainsi que ces méthodes universelles présentent des limites dans le cas du Tadla probablement en raison de l'homogénéité du milieu physique

* Les moyennes des teneurs en nitrates des eaux souterraines ont été retenues dans ces deux Centres de Développement Agricole (CDA) car elles sont représentatives de l'évolution des teneurs en nitrates dans ces zones.

et/ou de l'accumulation de la pollution suivant le sens d'écoulement des nappes.

En revanche, Comme la méthode Drastic, qui a été validée dans plusieurs régions du monde en tant qu'indicateur de vulnérabilité des nappes à la pollution (Aller et al., 1987; Champagne et Chapuis, 1993; Menani, 2001; Isabel et al., 1990), la méthode d'indice de vulnérabilité proposée, comportant certains paramètres Drastic et ceux relatifs à la fourniture naturelle de N minéral par le sol, a montré une adéquation entre les zones très vulnérables et celles touchées par le problème de pollution. En effet, les principaux sites à risque, qui sont liées à des indices élevés, coïncident relativement bien avec les zones où la nappe est polluée. Les autres sites sont caractérisés par une vulnérabilité moyenne (Annexe 8).

Ceci suggère que la méthode d'indice de vulnérabilité, qui affecte un poids et des cotes à chacun des facteurs explicatifs et qui les combinent, serait plus efficace, dans le cas du Tadla, que lorsqu'on prend en considération les paramètres séparément (superposition des cartes thématiques par le SIG) ou

lorsqu'on les combine mais sans favoriser un facteur par rapport à un autre suivant sa contribution relative au risque de contamination de la nappe par les nitrates (ACP).

Néanmoins, la validité de cette méthode serait encore plus significative si les données utilisées relatives à la capacité de libération d'azote minéral par le sol étaient des valeurs moyennes qui intègrent, en plus des parcelles de suivi, les parcelles avoisinantes. La méthode proposée pourrait également être améliorée en intégrant à l'indice de vulnérabilité les paramètres Drastic manquants ainsi que d'autres paramètres du cycle d'azote, en particulier l'azote potentiellement lixiviable déterminé par la méthode du bilan de masse et l'azote minéral résiduel. Ces paramètres qui renseignent sur l'impact des systèmes de culture sur le risque de pollution de la nappe par les nitrates sont examinés ci-après.

4.2. FACTEURS DYNAMIQUES

4.2.1. Systèmes de culture

- *Analyse des systèmes de culture*

Les systèmes de culture qui comportent l'ensemble des pratiques agricoles mises en œuvre par les

agriculteurs sur les parcelles (cultures, rotations et itinéraires techniques) peuvent induire des risques de pollution de la nappe par les nitrates. Et tout changement dans les systèmes de culture pourrait se traduire par une amélioration ou une détérioration de la qualité nitrique des eaux de drainage (Ackerer et al., 1990; Machet et Mary, 1990; Ramon et Benoît, 1998; Sebillotte et Meynard, 1990). Ce qui montre que c'est au niveau des systèmes de culture que doit se raisonner la relation entre pratiques agricoles et qualité nitrique des eaux souterraines et que doivent être élaborées des solutions efficaces pour préserver cette ressource.

- *Occupation du sol et successions culturales*

Dans le périmètre irrigué du Tadla, la céréaliculture prédomine dans la totalité du périmètre (43,5 %). La betterave, la luzerne et les cultures maraîchères occupent la même place après la céréaliculture (12 à 13 %). Les légumineuses sont peu représentées. La rotation blé - betterave est dominante. Les cultures maraîchères sont souvent installées après cultures maraîchères ou céréales et la luzerne après luzerne ou céréales.

- *Fertilisation azotée minérale et organique*

Les doses d'engrais azotés appliquées par les agriculteurs sont très variables (Tableau 2). En moyenne, elles dépassent les doses recommandées qui varient entre 120 et 220 kg N/ha. Les doses maximales enregistrées sont aux alentours de 500 kg N/ha. Pour la luzerne, 73 % des agriculteurs du réseau de suivi apportent des doses d'azote pouvant atteindre 460 kg N/ha, alors que la fixation symbiotique d'azote atmosphérique par les bactéries du genre rhizobium permet à cette culture de mobiliser une quantité appréciable d'azote pouvant atteindre 500 kg N/ha (Hilali, communication personnelle).

La fertilisation azotée minérale des cultures, telle qu'elle est pratiquée

Culture	Doses	Doses apportées (kg N/ha)				% des agriculteurs dépassant les doses recommandées
	recommandées	minimale	maximale	moyenne	CV%	
Betterave	220	187	1075	385	48	93
Blé	120	0	410	150	70	64
Maïs	120	0	300	135	83	42
Luzerne	10	0	460	106	102	73
Niora	250	200	500	280	27	62
Oignon	160	80	510	198	66	54
Haricot	50-60	17	193	103	54	91
Fève	25-50	0	184	41	15	38
Olivier	0,8-1 (kg/arbre)	0 (kg/arbre)	2,38 (kg/arbre)	1,14 (kg/arbre)	104	67
Agrumes	230	84	657	391	65	75

Figure 2: Doses d'azote apportées par les agriculteurs pour les principales cultures et leur comparaison aux normes recommandées

par les agriculteurs de cette région, peut donc générer un risque de pollution de la nappe par les nitrates. Ce risque est aggravé, pour les cultures maraîchères, par l'application régulière du fumier à des doses pouvant atteindre 80 T/ha. Cet apport est généralement non considéré par les agriculteurs comme un apport azoté, alors qu'il fournit au sol, pendant plusieurs années, d'importantes quantités d'azote minéral (arrière-effets) surtout pendant le printemps et l'été. Ce problème ne se pose pas avec acuité pour les grandes cultures qui ne reçoivent l'apport du fumier que très rarement.

- Gestion des résidus de récolte

Une partie des résidus de récolte qui retourne au sol apporte des quantités supplémentaires d'azote minéral (Tableau 3). Mais, ces quantités d'azote, qui varient entre 1,64 et 35 kg N/ha, suivant les cultures, restent faibles, voire négligeables, par rapport aux autres sources d'azote, en raison de l'exportation hors parcelle d'une grande partie des résidus. Par ailleurs, l'enfouissement d'une partie des résidus de récolte à C/N élevé (telles que les pailles des céréales) permet de diminuer le stock en N minéral du sol, grâce à l'immobilisation microbienne, et réduit ainsi le risque de lixiviation des nitrates vers la nappe en début de campagne agricole.

- Irrigation

La deuxième cause directe de la pollution nitrique des ressources en eau souterraine est l'irrigation. En effet, la technique d'irrigation gravitaire couplée aux doses d'eau excessives pratiquées par les agriculteurs peut entraîner des drainages importants et par conséquent un risque potentiel de pollution. Ce risque est variable suivant l'année climatique et les disponibilités en eau. Il est fortement atténué en années sèches en raison des restrictions des doses d'eau d'irrigation imposées par l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla. L'irrigation permet également de maintenir des conditions d'humidité du sol favorables à la minéralisation de la matière organique du sol, du fumier et des résidus qui explique en partie les libérations importantes d'azote minéral dans le sol observées pendant les saisons de croissance des cultures, après chaque apport d'eau d'irrigation. Mais, l'irrigation peut aussi favoriser les pertes d'azote par dénitrification. A part cet effet qui permet de diminuer le stock en nitrates du sol, les deux effets de l'irrigation : le drainage et la minéralisation de la matière organique native du sol, jouent dans le même sens, le premier comme un facteur moteur et le deuxième aggravateur de la pollution nitrique des ressources en eau souterraine.

- Autres pratiques agricoles

D'autres pratiques agricoles adoptées par les agriculteurs du Tadla, notamment le travail du sol, les dates et les densités de semis et la gestion de l'interculture peuvent également accentuer ou limiter le processus de pollution. Les résultats obtenus ont, en effet, montré que le travail du sol avant semis des cultures permet de diminuer l'importance des écoulements préférentiels de l'eau à travers les fissures et la macroporosité du sol. Il jouerait également sur la quantité d'azote minéral du sol en favorisant la minéralisation. Les semis précoces, denses et sans apport d'azote et l'insertion de cultures intermédiaires (dérobées) dans les systèmes de culture, pratiqués par certains agriculteurs, sont de bons pièges à nitrates permettant d'atténuer le risque de pollution. En outre, les pratiques agricoles accentuant ce risque sont également fréquentes dans le périmètre (semis tardifs, apport d'azote au semis, sol nu pendant l'été, etc.).

- Impact des systèmes de culture sur le risque de pollution de la nappe par les nitrates

Pour évaluer le risque de pollution des eaux souterraines par l'ion nitrate généré par les systèmes de culture, plusieurs indicateurs peuvent être utilisés (Martin et Meynard, 1997):

Cultures	Nombre de placettes (*)	MS Kg/ha	N %	C %	C/N	N Kg/ha	C Kg/ha
Céréales	6	690 (160)	0,46 (0,13)	38,5 (3,2)	91,2 (30,4)	3,00 (0,31)	270 (86)
Luzerne	6	127 (33)	1,24 (0,28)	35,3 (3,1)	29,7 (7,3)	1,64 (0,77)	45 (11)
Betterave	6	2022 (479)	1,71 (0,30)	26,2 (2,0)	15,7 (3,0)	35,2 (12,8)	526 (103)
Maraîchage	6	838 (258)	1,11 (0,15)	24,1 (1,6)	22,2 (4,0)	9,44 (3,48)	202 (64)

Tableau 3: Teneurs et quantités d'azote et de carbone présents dans les résidus de récolte

MS : Matière sèche

(*) : Pour chaque précédent cultural, les prélèvements des résidus de récolte ont été effectués dans trois parcelles différentes à raison de 2 placettes de 1 m2 chacune par parcelle.

- l'azote potentiellement lixiviable déterminé par la méthode du bilan de masse;
- l'azote minéral résiduel;
- la teneur en azote nitrique de l'eau de drainage;
- et la quantité d'eau infiltré.

- Azote potentiellement lixiviable

La surfertilisation azotée des cultures appliquée par les agriculteurs de la région s'est traduite par un bilan azoté fortement excédentaire pour la betterave, le blé et les cultures maraîchères qui varie en fonction du précédent cultural (Tableau 4). Le même résultat serait

également obtenu pour la luzerne si la fixation symbiotique est prise en compte dans le bilan. La valeur maximale d'azote potentiellement lixiviable a été observée pour le blé après un précédent culture maraîchère, soit 600 kg N/ha, suivi d'une culture maraîchère après culture maraîchère.

- Azote minéral résiduel

La surfertilisation azotée des cultures a été également à l'origine de reliquats importants d'azote minéral restant dans le profil du sol après récolte des cultures (NMR). Ce stock d'azote a été évalué, en moyenne, pour la couche 0-100 cm à : 430 ; 247 ; 235 ; 208 et 162 kg N/ha respectivement pour les précédents culturaux : maraîchage, betterave à sucre, jachère, céréales et luzerne (Tableau 5) (Berdaï et al, 2002). Une grande variabilité du NMR a été notée. Elle est essentiellement liée à l'hétérogénéité des pratiques culturales adoptées par les agriculteurs de la région et à la variabilité des rendements obtenus.

Le NMR est généralement le résultat d'une fertilisation non raisonnée. Il constitue, dans le cas où le sol resterait nu jusqu'à la période pluviale, non seulement une perte économique pour l'agriculteur mais également une source importante des nitrates pouvant être exposées, en début de campagne agricole, au phénomène de lixiviation (Neeteson, 1994). Ce risque est d'autant plus grave que les pluies automnales sont importantes et qu'elles surgissent très tôt dans le cycle alors que les besoins en azote des cultures nouvellement installées sont encore faibles. L'irrigation non maîtrisée concourt également à l'entraînement des nitrates en profondeur. Les besoins en eau supplémentaires pour le lessivage des sels constituent un facteur amplifiant le risque de lixiviation.

La pratique des cultures dérobées sans apport d'azote permet de valoriser ces reliquats d'azote et atténuer le risque de pollution de la nappe par les nitrates à la reprise des phénomènes de percolation.

Culture	Précédent cultural	NPL kg N/ha
Betterave	Céréales	338
Céréales	Céréales	325
	Betterave	431
	Maraîchage	600
	Jachère	239
	Luzerne	505
Luzerne	Céréales	-200
	Maraîchage	75
	Betterave	-94
	Luzerne	-20
Maraîchage	Jachère	-286
	Betterave	356
	Céréales	250
	Maraîchage	524
	Luzerne	430

NPL = Azote potentiellement lixiviable ; NPL = Entrées N - Sorties N
Entrées N = NI + NIR + NEG + NF + NM ; Sorties N = NEXP + NVOL + NDE + NMR + NPL

NI = Azote minéral initial dans le sol (mesuré)

NIR = Azote minéral apporté par l'eau d'irrigation (mesuré)

NEG = Azote minéral de l'engrais (données moyennes, enquête)

NF = Azote minéral du fumier (données moyennes, enquête, Taux de minéralisation annuel de 50 %)

NM = Azote minéralisable (indice de minéralisation anaérobie NWB, mesuré)

NEXP = Azote exporté par les cultures (estimé sur la base des rendements moyens)

NVOL = Azote volatilisé

NDEN = Azote dénitrifié ; NVOL et NDEN sont estimés à 20 % de (NM + NEG + NF)

NMR = Azote minéral résiduel à la récolte (mesuré)

Dans le cas de la luzerne, l'azote fixé par les bactéries du genre rhizobium, pouvant atteindre 500 kg N/ha, n'est pas pris en compte dans le bilan, ceci explique le bilan azoté déficitaire pour cette culture.

Tableau 4: Bilan de masse de l'azote minéral par culture pour la couche 0-60 cm du sol

Précédent cultural	N-NH ₄ ⁺ Kg N/ha	N-NO ₃ ⁻ Kg N/ha	N minéral Kg N/ha
Céréales	113 (42,4)	95 (25,5)	208 (51,0)
Luzerne	78 (18,7)	84 (30,4)	162 (53,9)
Betterave	155 (55,8)	92 (32,6)	247 (84,9)
Jachère	125 (39,0)	110 (45,2)	235 (67,9)
Maraîchage	233 (36,7)	197 (115)	430 (128)

Tableau 5 : Stock d'azote minéral résiduel dans la couche 0-100 cm du sol en fonction du précédent cultural (*)

comparative des systèmes de culture vis à vis du risque de pollution nitrique des eaux souterraines en utilisant comme référence le terme "lame d'eau infiltrée", on peut s'apercevoir que des pertes substantielles en eau se produisent par drainage. Ces pertes sont estimées pour l'année climatique 1998-1999, en adoptant un programme d'irrigation raisonné à 178 mm, 228 mm et 336 mm respectivement pour le blé, la betterave et une culture maraîchère.

- Concentration en nitrates de l'eau drainée

Ce critère est important pour juger et interpréter les pertes d'azote par lixiviation pour un système de culture donné. En effet, du fait de la réalimentation progressive des ressources en eau souterraine par les eaux infiltrées, la teneur en nitrates de l'eau dans l'aquifère s'ajustera plus ou moins rapidement sur la teneur moyenne en nitrates de l'eau de drainage. Et donc, pour maîtriser la pollution, il faut que la concentration en nitrates de l'eau, qui réalimente la nappe, soit inférieure à 50 mg NO₃-/l. C'est un objectif à atteindre à l'échelle du périmètre irrigué, mais aussi sur l'ensemble des rotations culturales. Dans la région du Tadla, cet objectif est loin d'être vérifié puisque la teneur en nitrates des eaux de drainage a atteint, par exemple pour la betterave 152 mg NO₃-/l et a varié pour une culture maraîchère entre 118 et 374 mg NO₃-/l, les deux cultures étant conduites selon les itinéraires techniques recommandés (Figure 2).

Ces données mesurées montrent l'ampleur des progrès qui restent à faire pour une conduite raisonnée de la fertilisation azotée des cultures et pour une maîtrise de la teneur en nitrates des eaux de drainage.

- Lame d'eau infiltrée

si on adopte l'approche

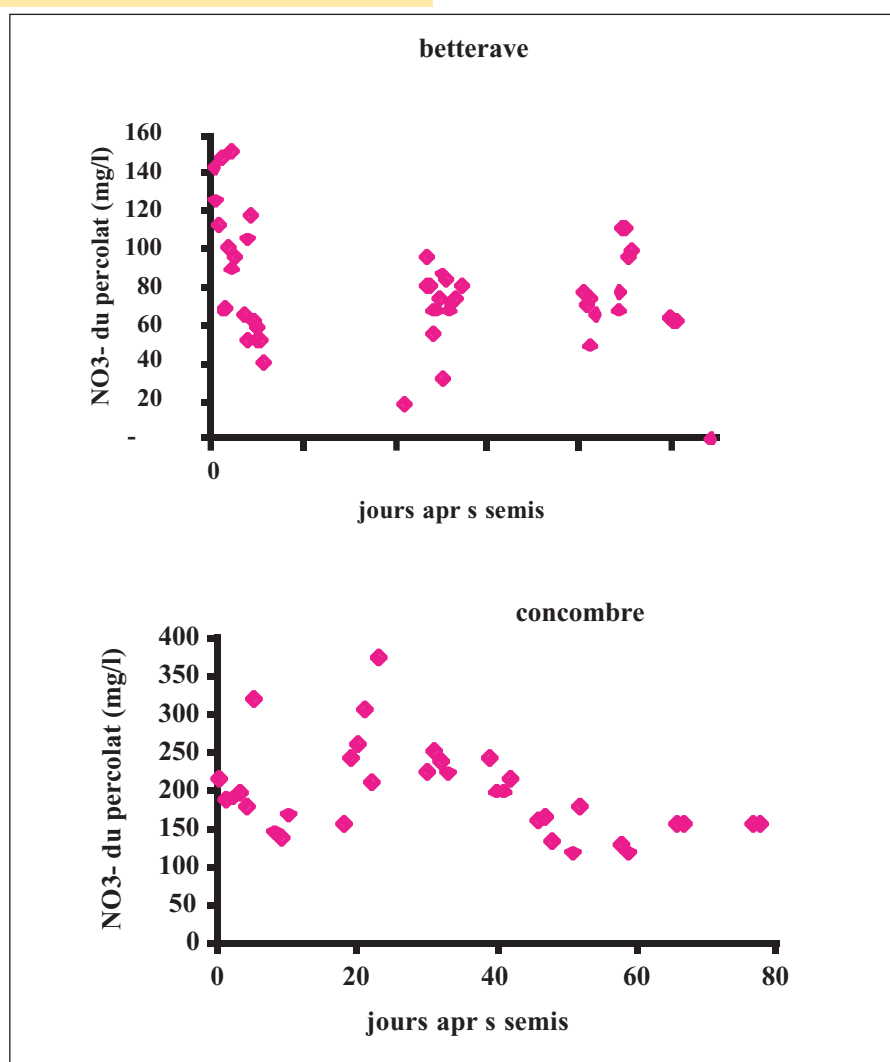


Figure 2 : Concentrations en nitrates du percolat lysimétrique au cours des cycles culturaux .

(*): L'évaluation du NMR a été réalisée sur 5 parcelles par précédent cultural, choisies au hasard à l'intérieur du réseau de suivi de la qualité des sols du périmètre irrigué du Tadla, soit 25 parcelles au total. Pour chaque parcelle, la méthode d'échantillonnage est celle de l'échantillon composite unique constitué à partir de 8 prélèvements pour chacune des couches du sol suivantes : 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm..

Elles représentent entre 30% et 38% des apports d'eau par irrigation et pluie (Figure 3) et seraient encore plus importantes en cas d'irrigation exagérée.

Le facteur "lame d'eau infiltrée", au même titre que les indicateurs de pollution précédents, montre que les cultures maraîchères génèrent un risque de pollution plus grand comparativement aux cultures d'hiver blé et betterave. Ce risque, lié aux apports élevés en eau et en azote pour ces cultures et aux conditions écologiques optimales pour la fourniture naturelle d'azote minéral par le sol qui règnent pendant l'été, explique :

- les pics de la teneur en nitrates des eaux souterraines enregistrés au mois d'octobre, juste après la saison estivale ;

- et le caractère généralisé de la pollution du mois d'octobre en faveur d'une pollution diffuse et non ponctuelle.

Ce risque de pollution, élevé pour les cultures maraîchères, confirme aussi l'hypothèse de recharge de la nappe du Tadla essentiellement par les précipitations et les eaux d'irrigation se faisant sur toute l'année mais avec des maxima pendant la période de forte demande en eau des cultures (avril-juillet) qui coïncide avec le cycle des cultures maraîchères.

En conclusion, les systèmes de culture dominants dans le périmètre irrigué du Tadla sont des systèmes à risques vis à vis de la pollution nitrique des ressources en eau souterraine. Ils nécessitent d'être révisés pour tendre vers des systèmes durables, économiquement viables et écologiquement sains. L'évolution d'une année à l'autre des flux des nitrates associés à cette pollution en fonction des cultures et des régimes climatiques impose une meilleure gestion de l'aléa climatique par les agriculteurs (doses d'engrais en fonction du niveau de rendement permis, moment d'apport d'azote, irrigation...).

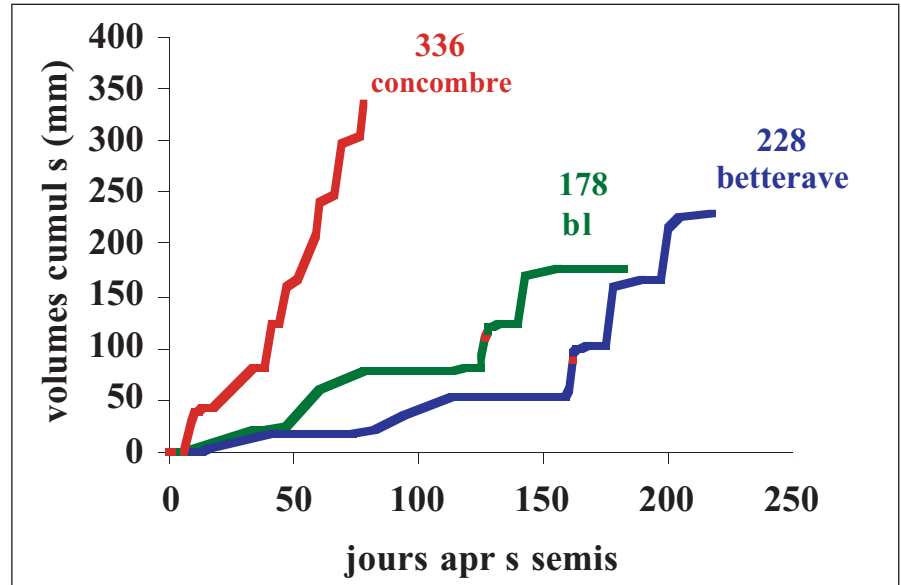


Figure 3 : drainage cumulé estimé dans les parcelles expérimentales

4.2.2. Processus biogéochimiques

Ces processus sont responsables du mouvement de l'eau et du transfert et des transformations de l'azote dans la couche du sol non saturée.

- Régime hydrique du sol

Les sols du Tadla présentent des teneurs importantes en argile. La dynamique de l'eau dans ce type de sol est influencée par la nature du système poreux du sol caractérisé par sa double porosité (Berdai et al., accepté b). Les macropores, fréquemment développés dans l'horizon de surface, en partie par l'activité biologique et en partie par la fissuration du sol au cours de son dessèchement, peuvent avoir un impact sur le flux de l'eau et des solutés à travers le profil du sol. En effet, bien que les macropores ne représentent qu'une petite fraction de la porosité totale des sols argileux et n'ont qu'une faible surface (Kutilek et Nielsen, 1994), ils peuvent constituer une voie majeure de perte d'eau à cause de la relation de puissance qui existe entre le mouvement laminaire d'eau dans le pore et son diamètre (loi de Poiseuille) (Armstrong et al., 1995).

Ce mouvement préférentiel de l'eau a été mis en évidence après les apports d'eau gravitaire pendant les

cycles cultureux du blé, de la betterave et du concombre. Il n'a, cependant, pas eu lieu après semis et pendant les périodes de pluies et ce en raison d'une part des travaux de sol réalisés avant semis des cultures qui diminuent l'importance des macropores et d'autre part des pluies de faible intensité qui explorent la matrice du sol en priorité. De même, un drainage modéré a été noté après irrigation alors que le système des micropores n'est que partiellement rempli. Ces mêmes phénomènes ont été observés par Jemison et al. (1994) pour un sol structuré à texture fine en Pennsylvanie.

Les sols du Tadla sont également caractérisés par une porosité variable en fonction de l'humidité du sol dans la mesure où ces sols se rétrécissent après dessiccation et gonflent après humectation. Cette capacité des sols à gonfler, qui se traduit par une augmentation du volume du sol lorsque sa teneur en eau augmente, a eu des implications sur la dynamique de l'eau dans le sol et sur le régime du drainage. En effet, elle a permis au sol d'avoir une capacité de rétention plus importante et donc un potentiel de drainage plus faible.

Ces mécanismes, actuellement bien connus dans les sols argileux

gonflants, ont été largement décrit par Armstrong et al. (1995). En effet, l'eau appliquée au sol par une pluie de faible intensité rencontre soit un agrégat soit un macropore. A la surface du sol, la proportion de macropores est faible et presque aucun macropore ne s'étend de la surface du sol jusqu'à la profondeur du profil. Il en résulte que la pluie explore en premier l'espace des micropores s'il n'est pas saturé et s'infiltré à travers cette matrice. Et même si les agrégats argileux deviennent saturés, ils continuent à absorber des quantités d'eau additionnelles en gonflant. Par ailleurs, lorsque l'eau est appliquée à la surface du sol à une grande vitesse ou en forte dose (pluie intense ou irrigation gravitaire) dépassant la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol, l'eau peut se déplacer vers le bas du profil à travers la macroporosité avant que le profil du sol ne soit entièrement saturé. En revanche, dans les conditions du champ et à moins que le système des macropores ne soit bien développé, ce mécanisme ne peut pas se poursuivre indéfiniment. En effet, les macropores, en général, diminuent de taille en profondeur et ne sont pas soumis à un drainage libre. Ils se remplissent alors d'eau, ce qui conduit inévitablement à l'obturation des macropores à la surface du sol par le mouvement des particules et par le gonflement des argiles.

Pendant l'année d'expérimentation (1998-1999) qui était une année sèche (la pluviométrie annuelle était de 197 mm alors que la moyenne annuelle est de l'ordre de 393 mm), les pluies n'ont pas provoqué de drainage important. Néanmoins, les doses d'irrigation apportées gravitairement pour les trois cycles culturaux ont induit des pertes substantielles en eau par drainage, ce qui constitue une menace sérieuse pour les ressources hydriques devenues de plus en plus rares et un risque potentiel de pollution de la nappe par les nitrates, d'autant plus que les concentrations mesurées en nitrates de la solution du sol sont importantes.

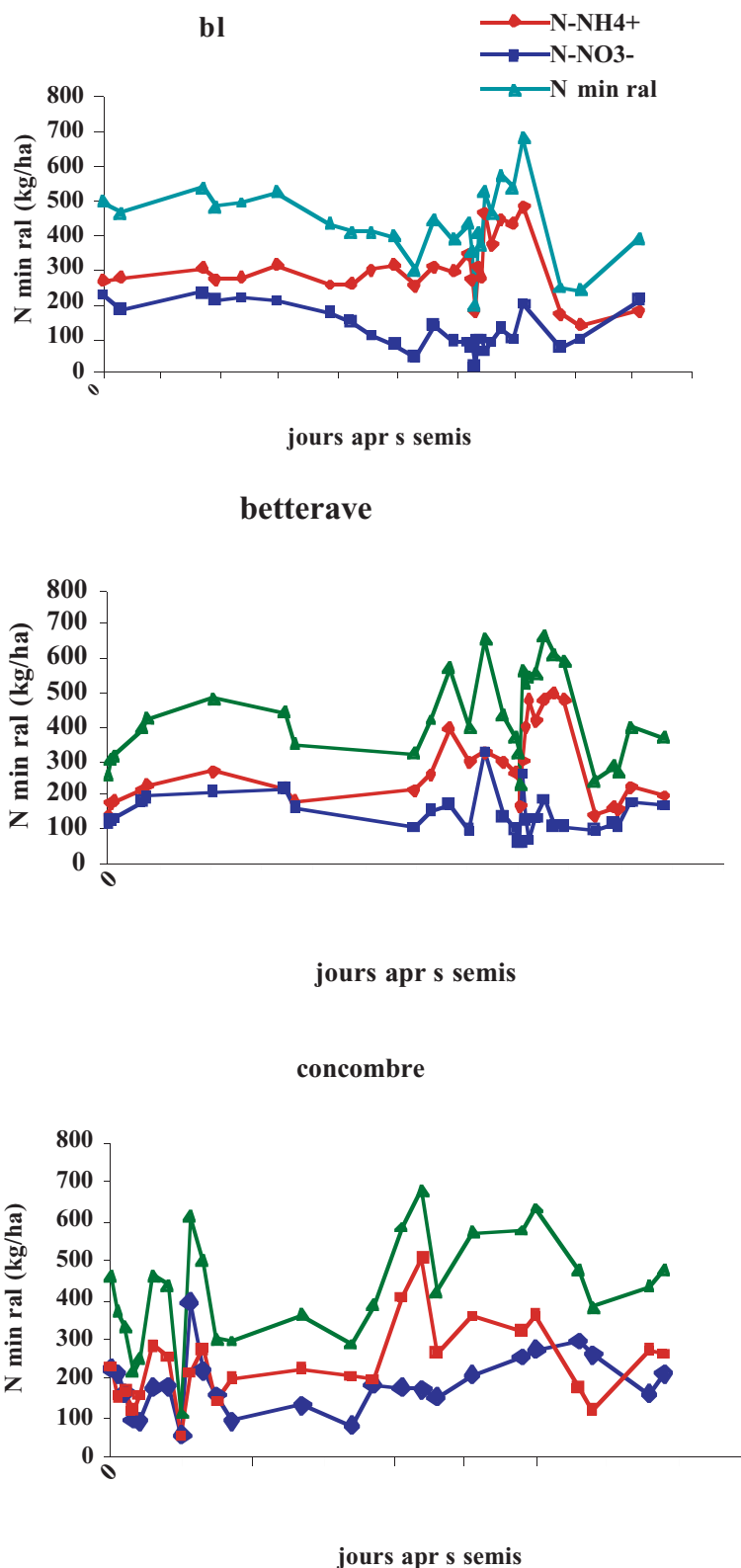


Figure 4: Evolution de N minéral dans la couche 0-100 cm du sol au cours de différents cycles culturaux

- Dynamique saisonnière de N minéral dans le sol

Au cours des cycles culturaux

Au cours de la saison de croissance du blé, de la betterave et du concombre (Figure 4), des teneurs appréciables de N minéral ont été enregistrées dans la couche 0-100 cm du sol (Berdai et al., accepté c).

naturelle du sol. Cette libération par le sol de N minéral, importante essentiellement pendant le printemps et l'été, s'est traduite par des variations rapides de N minéral dans le sol. Elle a été attribuée d'une part à la minéralisation de la matière organique native du sol devenue intense en raison des conditions optimales de température et

l'espace inter-feuillets des argiles en réponse à la nitrification et aux prélèvements d'azote et de potassium par les cultures. Les apports en surface des engrais azotés, sous forme d'ammonium, ont été accompagnés de pertes d'azote dans la couche superficielle du sol (0-20 cm). La volatilisation de l'ammonium (due au pH basique

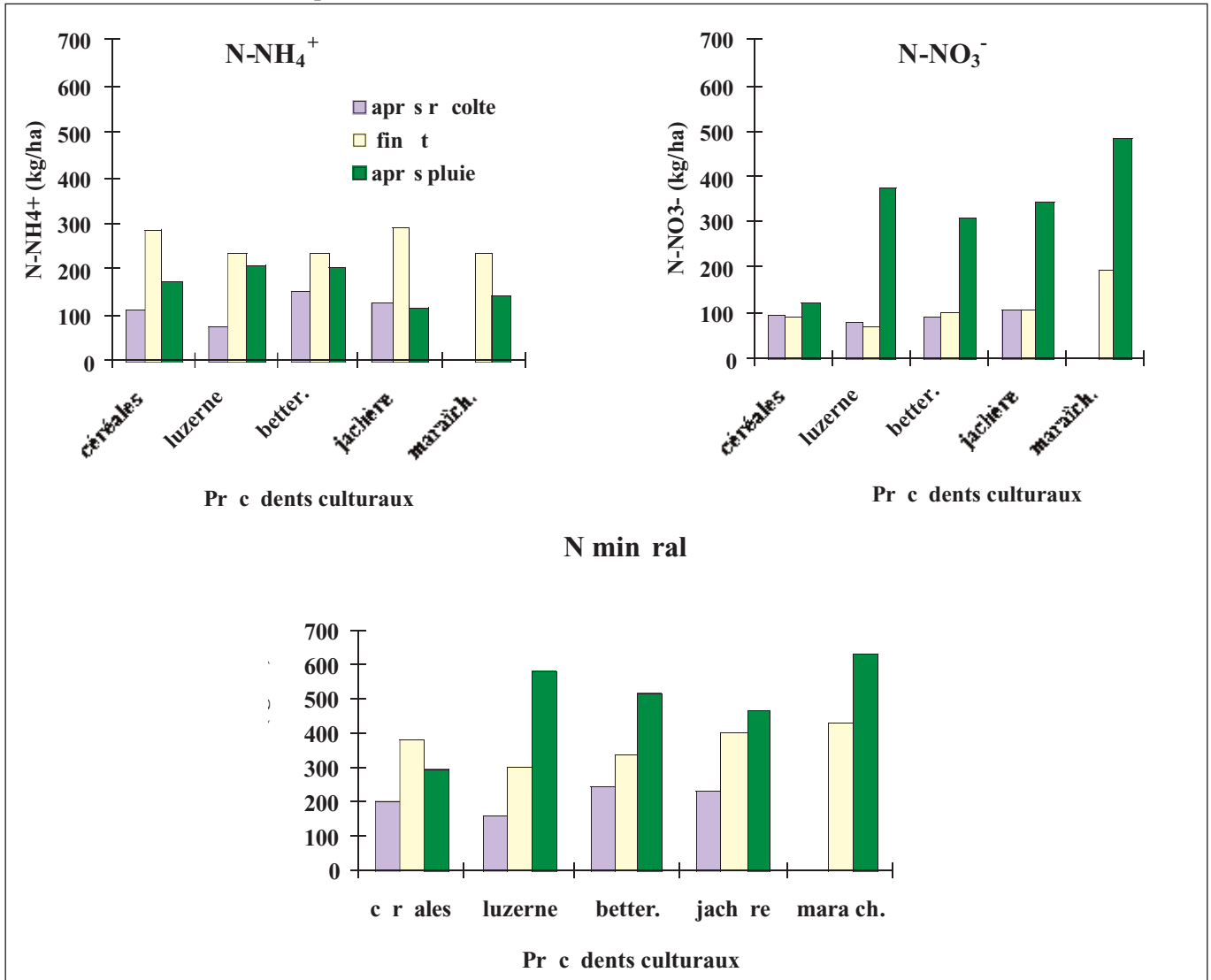


Figure 5 : Evolution moyenne au cours de l'été de l'azote minéral dans la couche 0-100 cm du sol pour différents précédents culturaux (*)

Ces quantités proviennent soit de la fertilisation azotée appliquée aux cultures soit de la fourniture

d'humidité qui règnent pendant cette période et d'autre part à la libération d'une partie de N-NH₄⁺ fixé dans

du sol), la fixation de N-NH₄⁺ par les minéraux argileux et la dénitrification après transformation

(*) : L'évaluation du NMR et le suivi de son évolution pendant la phase d'interculture ont été réalisés sur 5 parcelles par précédent cultural, choisies au hasard à l'intérieur du réseau de suivi de la qualité des sols du périmètre irrigué de Tadla soit 25 parcelles au total. Pour chaque parcelle, la méthode d'échantillonnage est celle de l'échantillon composite unique constitué à partir de 8 prélèvements. Les prélèvements ont intéressé les couches 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm du sol.

de l'ion NH_4^+ en nitrates seraient responsables de ces pertes.

Les quantités élevées de N minéral dans le sol au cours des saisons de croissance des cultures permettent de couvrir les besoins des cultures en cet élément. Elles constituent, certes, un risque potentiel de pollution de la nappe par les nitrates. À côté de cet impact environnemental, l'excès d'azote pourrait également être responsable, sur le plan agronomique, d'un déséquilibre ou de pertes dans les rendements des cultures (verse des céréales, diminution de la teneur de la betterave en sucre extractible).

- *Pendant l'interculture*

Sous l'effet des conditions écologiques (température et humidité du sol essentiellement), l'azote minéral résiduel (NMR) évalué à la récolte pour différentes cultures varient pendant la saison estivale et après l'arrivée des premières pluies automnales (Berdai et al., 2002).

En effet, dans le cas où le sol resterait nu pendant la phase d'interculture, les quantités d'azote déterminées à la récolte des cultures évoluent pendant l'été grâce au processus d'ammonification qui se produit en dépit des faibles humidités donnant lieu à une libération importante de N-NH_4^+ dans le sol (Figure 5). Cette accumulation de N minéral peut être amplifiée par le phénomène de remontée capillaire susceptible de véhiculer les nitrates vers les couches superficielles du sol.

Après pluie, la reprise de la minéralisation a permis de multiplier le stock en NMR par un facteur variant de 1,5 à 3,6 suivant les précédents culturaux. En effet, entre la fin de l'été et l'arrivée des premières pluies automnales, l'augmentation de N minéral dans la couche 0-100 cm du sol a été évaluée à 276; 202; 175 et 67 kg N/ha respectivement pour les précédents luzerne, cultures maraîchères, betterave à sucre et jachère. Elle serait due au "flush effect" assez

caractéristique des climats méditerranéens (Souidi et Chiang, 1989). Ce "flush effect" survient dès le rétablissement des conditions favorables d'humidité du sol après une période de dessiccation. Il est comparable au flush observé dans les pays tempérés après le froid hivernal (Deluca et al., 1992). Il concerne aussi bien la biomasse du sol que d'autres fractions de la matière organique facilement minéralisable du sol, du fait que la libération d'azote minéral survenue après réhumectation du sol n'a pas eu lieu uniquement dans la couche de surface où la dessiccation estivale est la plus poussée mais également dans les couches profondes.

Une diminution de N minéral, de 80 kg N/ha dans la couche 0-100 cm du sol par rapport au stock obtenu à la fin de l'été, a été par contre observée pour le précédent céréale en raison du phénomène d'immobilisation liée à la minéralisation des résidus de récolte à C/N élevé. La décomposition de ces résidus permet, en effet à court terme, de réduire la disponibilité en azote dans le sol (Décau et al., 1993; Pilbeam et al., 1998), d'où l'importance de cette pratique qui permet de diminuer le flux des nitrates vers la nappe lorsque de fortes pluies surgissent en début d'automne alors que les parcelles sont encore nues. Mais, encore faut-il que la reprise des phénomènes de transfert des nitrates coïncident avec l'immobilisation maximale d'azote (Lacroix, 1995).

Le risque de lixiviation des nitrates en début d'automne, lié au NMR et à son évolution pendant la période d'interculture est maximal pour le précédent "cultures maraîchères" et minimal pour le précédent "céréales" en raison de la réorganisation microbienne de l'azote. En effet, les quantités d'azote minéral, dans la couche 0-100 cm du sol, ont été évaluées, en moyenne, après les premières pluies automnales, à 631; 586; 515; 467 et 299 kg N/ha respectivement pour les cultures maraîchères, la luzerne, la betterave, la jachère et les céréales. Deux facteurs peuvent aggraver ce

risque: des pluies automnales intenses et une asynchronisation entre le N flush et l'installation des cultures. Les semis précoces, denses et sans apport d'azote constituant, à cet effet, un moyen efficace de contrôle de la pollution puisqu'ils permettent la valorisation par les plantes des quantités importantes d'azote minéral se trouvant dans le sol pendant cette période. Ils permettent aussi une colonisation plus rapide du sol par les racines qui piègent les nitrates du sol.

Les quantités d'azote, évaluées dans le sol en début d'automne pour différents précédents culturaux, peuvent être utilisées pour raisonner la formule et le fractionnement de la fertilisation azotée pour les cultures suivantes.

- *Ammonium non échangeable*

L'ammonium non échangeable (ou ammonium fixé) a toujours été négligé dans le raisonnement de la fertilisation azotée des cultures alors qu'il constitue, dans les sols argileux structurés une composante significative du cycle d'azote (Mengel et Scherer, 1981; Scherer et Weimar, 1993). En effet, les argiles de type 2:1 peuvent contenir, dans leur espace inter-feuillets, des quantités appréciables d'ammonium (NH_4^+) (Scherer, 1982). Cette forme d'azote, fixée sélectivement dans les positions interfoliaires des minéraux argileux, est susceptible d'être libérée, en partie, au cours de la saison de croissance et contribuer à la nutrition des cultures (Scherer et Ahrens, 1996). Les entrées de NH_4^+ (fertilisation, ammonification) induisent une fixation d'ammonium (Scherer et Weimar, 1994; Zhang et Scherer, 2000). En revanche, les sorties de NH_4^+ (nitrification, assimilation microbienne, prélèvements par la plante) génèrent une libération d'ammonium non échangeable (Green et al., 1994; Scherer et Schneiders, 1995; Scherer et Weimar, 1994; Zhang et Scherer, 2000). Tout se passe comme si l'ammonium non échangeable était continuellement en équilibre avec l'ammonium soluble et échangeable

(Kowalenko et Cameron, 1976; Thompson et Blackmer, 1993). En effet, la diffusion de l'ion NH_4^+ en dehors de l'espace inter-feuillets des argiles ne peut se produire que lorsque la concentration de NH_4^+ dans la solution du sol devient inférieure à un certain niveau (Scherer et Zhang, 1999). Néanmoins, la capacité de fixation et de libération d'ammonium peut être fortement altérée par la quantité de potassium présente dans le sol sous forme échangeable étant donné que l'ion NH_4^+ et l'ion K^+ sont en compétition vis-à-vis des mêmes sites des minéraux argileux (Scherer, 1982, 1986).

Vu leur teneur importante en argile et à la nature minéralogique des argiles, les sols du Tadla présentent une teneur appréciable en N-NH_4^+ non échangeable, pouvant atteindre 212 mg N-NH_4^+ /kg. C'est la teneur en argile du sol qui détermine l'ampleur de NH_4^+ non échangeable dans le sol (Figure 6).

La teneur des sols du Tadla en N-NH_4^+ non échangeable est sujette à des variations considérables au cours et après les différents cycles culturaux (Tableau 6). Les quantités d'azote maximales, fixées ou libérées, enregistrées dans la couche 0-100 cm sont respectivement de 88 mg N/kg et 58 mg N/kg . La fixation de N-NH_4^+ se produit, en général, suite à l'apport d'engrais ammoniacaux et à la minéralisation de la matière organique native du sol (Scherer et Mengel, 1986). Par contre, la mobilisation de N-NH_4^+ non échangeable dans l'interface sol-racine serait due d'une part aux micro-organismes hétérotrophes et nitrifiants qui ont une activité plus grande dans la rhizosphère (Bottner et al., 1988) influençant l'équilibre entre NH_4^+ non échangeable et NH_4^+ dans la solution du sol (Nommik et Vathras, 1982) et d'autre part à une forte densité des racines favorisant la diminution de la concentration de NH_4^+ et de K^+ dans la solution du sol (Scherer et Ahrens, 1996).

Dans certains cas, le N-NH_4^+ non échangeable n'a pas été sollicité, soit à cause d'absence de plantes (Figure 7, site 18, profil de N-NH_4^+ non échangeable du sol stabilisé après récolte d'oignon réalisée en mars) ou en raison d'une fertilisation azotée excessive apportée par l'agriculteur montrant

ainsi que lorsque l'azote est apporté en quantités élevées, il est directement disponible pour les cultures et épargne la libération de N-NH_4^+ non échangeable. Cependant, l'ammonium non échangeable peut être fortement sollicité par une culture dérobée non fertilisée (Tableau 6, site 19).

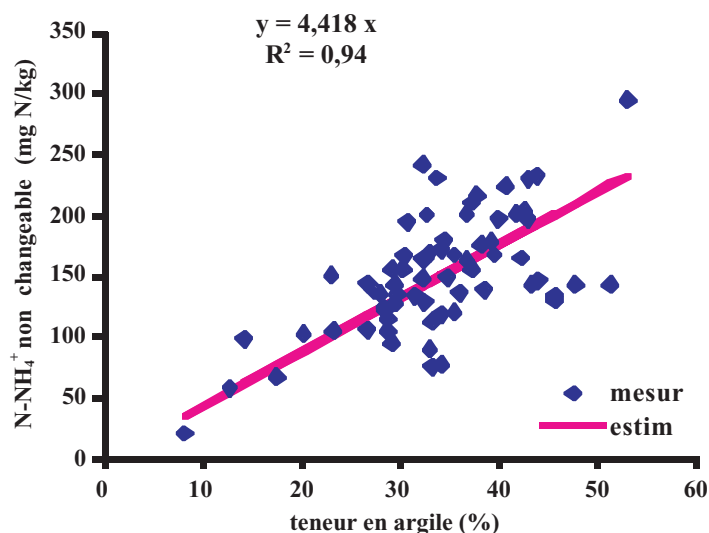


Figure 6: Relation entre N-NH_4^+ fixé et la teneur en argile des sols du Tadla

site 18
oignon

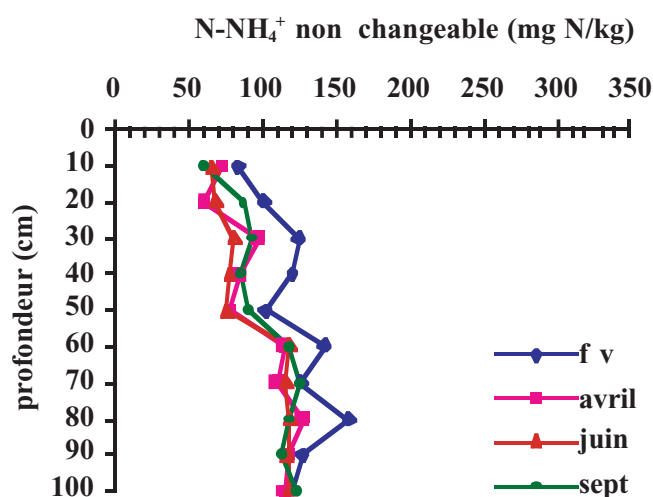


Figure 7 : Evolution des profils de N-NH_4^+ non échangeable du sol dans les parcelles de suivi

Culture et N° site	Type de sol	Texture	Apport d'azote kg N/ha	N-NH ₄ ⁺ non échangeable mg N/kg fév	N-NH ₄ ⁺ non échangeable Libéré ou fixé mg N/kg		
					Fév-avril	Avril-juin	Juin-sept
blé 1	Isohumique	LA	200	182	-36,09	-17,77	2,8
2	Isohumique	AL	115	156	4,27	-16,99	-21
3	Isohumique	LAF	190	157	11,95	-41,5	-11
4	Isohumique	AL	160	169	-23,25	14,83	-39,82
5	calcimagnésique	LA	180	190	-25,31	-8,13	5,33
betterave 6	Calcimagnésique	LA	325	146	1,17	14,83	-16,94
7	Isohumique	LAS	160	127	-0,51	-35,37	26,61
8	Isohumique	A	280	160	0	56,82	-53,99
9	Isohumique	LA	230	115	49,96	-50,08	0,12
10	Isohumique	A	140	165	7,63	51,2	-49,27
luzerne 11	Calcimagnésique	LA	77 *	111	30,67	-2,93	-16,64
12	Isohumique	AL	0	172	-11,11	31,38	-75,52
13	Calcimagnésique	LAS	140	109	0,4	-4,69	-21,62
14	Calcimagnésique Isohumique	LA	250	148	-3,45	-7,65	13,31
15	Isohumique	LA	210	176	-20,59	44,37	-64,59
Maraîchage16	Isohumique	LA	140	115	32,29	58,28	-87,75
17	Isohumique	A	170	176	-28,63	41,38	-52,36
18	Isohumique	LAS	335	121	-22,74	-2,06	5,82
19	Isohumique	A	320**	160	5,58	-26,23	-39,58
20	Isohumique	A	200	162	-12,92	15,37	-67,38

Tableau 6 : Quantités de N-NH₄⁺ non échangeable libérées ou fixées durant la période de suivi pour les différentes parcelles investiguées

Par ailleurs, aucune tendance d'évolution claire et bien définie n'a été mise en évidence montrant que ce mécanisme est très complexe. Mais, au niveau de la même parcelle, une alternance fixation – libération de N-NH₄⁺ non échangeable dans le sol a été généralement notée (Figure 7, site 2, site 12, site 16, site 8). Cette alternance, qui répondrait aux différents processus de rentrée et de sortie de N-NH₄⁺ dans le sol et qui dépendrait de la dynamique de K⁺ dans le sol, serait probablement aussi pilotée par l'alternance humectation – dessiccation, fréquentes en zones méditerranéennes irriguées au cours des saisons de croissance des cultures,

et par la variation saisonnière de N minéral dans le sol. L'effet des changements de température et d'humidité du sol a déjà été mis en évidence sur la fixation et la libération de K⁺ par les minéraux argileux (Badraoui, 1988). De même, la dessiccation du sol, induisant une ammonification de la matière organique du sol, favorise la fixation de NH₄⁺ si la nitrification est ralentie et favorise la libération de NH₄⁺ non échangeable si la nitrification accompagne l'ammonification (Zhang et Scherer, 1999).

Le processus de fixation – libération d'ammonium, important dans les

sols du Tadla, a des implications économiques, agronomiques et environnementales intéressantes, puisque l'azote ainsi retenu n'est pas lixiviable, mais reste cependant accessible à la végétation et à la microflore. Néanmoins, ce pool d'azote relativement labile, est jusqu'à présent, négligé dans les stratégies de gestion de l'azote pour la production agricole dans le Tadla. Il pourrait donc générer un risque potentiel de pollution de la nappe par l'ion nitrate dans cette région, d'autant plus que les quantités d'azote ammoniacal mises en jeu par ce processus peuvent atteindre des valeurs considérables.

* : Apports d'azote annuels pour la luzerne

** : oignon suivi au mois de mai de fourrage non fertilisé

LA=limono-argileuse ; AL=argilo-limoneuse ; A=argileuse ; LAS=argilo-limono-sableuse ; ALF=argilo-limoneuse fine.

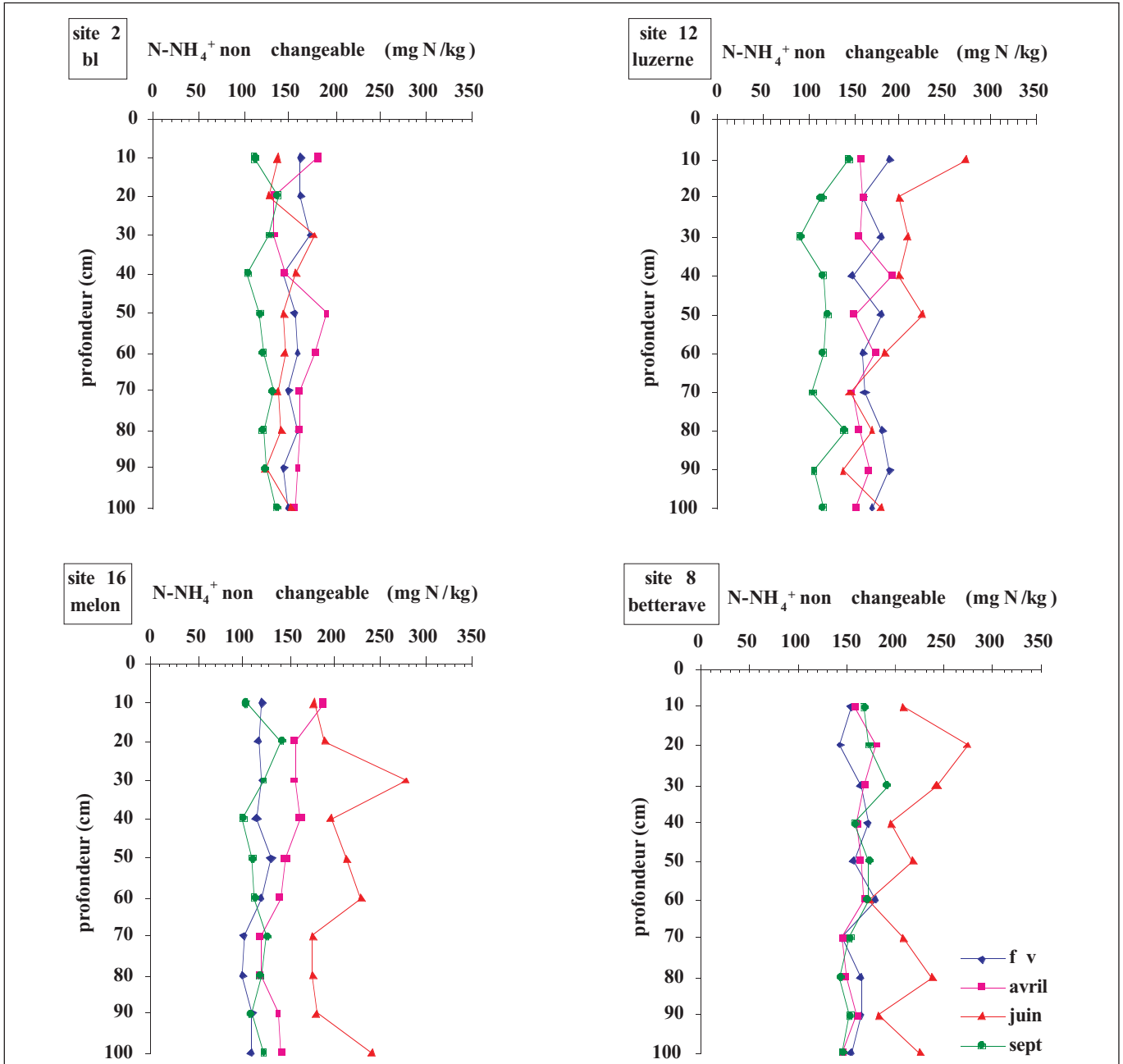


Figure 7 suite: Evolution des profils de N-NH₄⁺ non échangeable du sol dans les parcelles de suivi

Une meilleure connaissance du processus de libération et de fixation d'ammonium, pour les différents systèmes de culture pratiqués dans le Tadla en relation avec les conditions écologiques, devrait permettre de mieux prendre en compte les apports azotés qui lui sont propres lors de l'établissement de la fumure minérale. Dans ces études, l'utilisation du ¹⁵N serait d'une grande utilité.

En conclusion, la vulnérabilité de la nappe du périmètre irrigué du Tadla à la pollution nitrique des eaux souterraines a été mise en évidence vis à vis i) de la plupart des facteurs intrinsèques du milieu physique analysés, ii) des systèmes de culture dominants dans la région et iii) des processus biogéochimiques qui sont responsables de la lixiviation des nitrates au-delà de la zone racinaire.

5. EVALUATION DU MODELE LEACHM

En raison de la complexité du processus de pollution nitrique des eaux souterraines, d'une part, du coût élevé et de l'effort considérable nécessaires pour mener des expérimentations au plein champ, d'autre part, un modèle mathématique qui décrit les processus de transfert et de

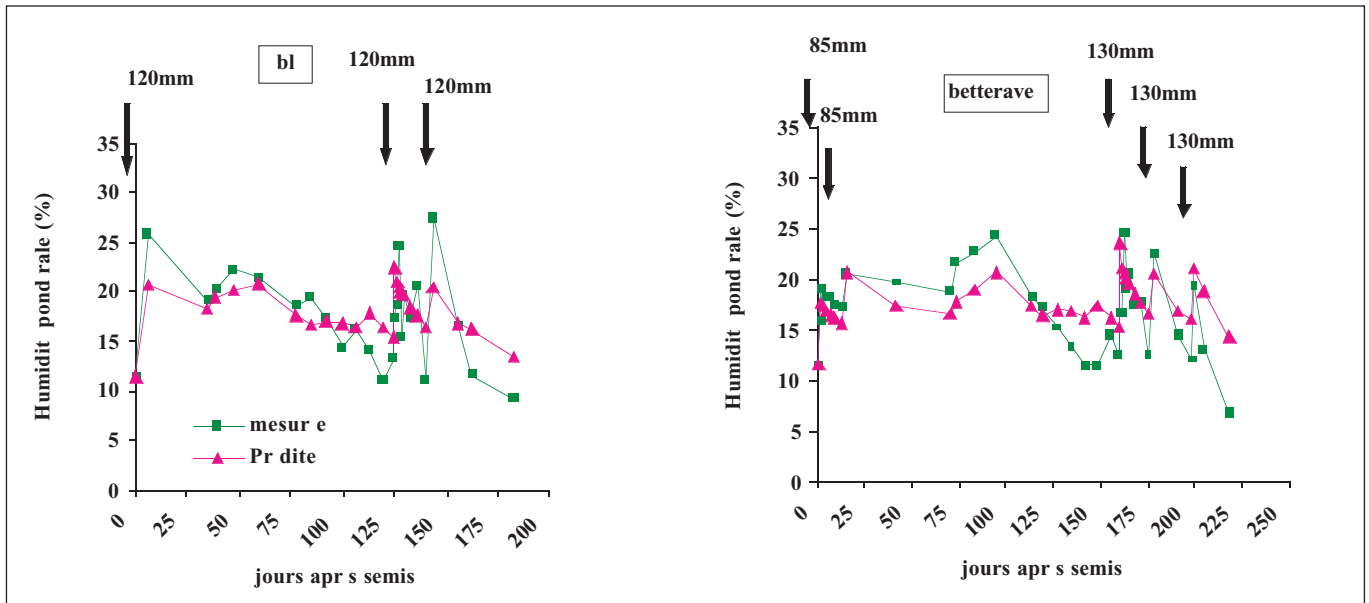


Figure 8 : Evolution de l'humidité pondérale mesurée et prédite de la couche 0-100 cm du sol au cours des cycles culturaux du blé et de la betterave

transformation d'azote dans la couche du sol non saturé et qui est validé dans une région donnée serait d'une grande utilité pour une gestion rationnelle et durable des systèmes de culture (Delgado et al., 1998 ; Larocque et Banton, 1995 ; Lengnick et Fox, 1994).

C'est pourquoi, un modèle de type mécaniste déterministe (LEACHM) (Hutson et Wagenet, 1992), qui décrit le régime hydrique (LEACHW) et la dynamique saisonnière d'azote dans le système eau-sol-plante-atmosphère (LEACHN), a été évalué en utilisant les résultats des expérimentations menées dans le cadre de cette étude (Berdaï et al., accepté b et c).

Le modèle LEACHM est basé sur les paramètres de vitesse et utilise une représentation conceptuelle des mécanismes (équation de Richards pour les transferts transitoires de l'eau en conditions non saturées, l'équation de convection-dispersion pour le transfert des solutés, des cinétiques de premier ordre influencées par la température et l'humidité du sol pour les processus biochimiques du cycle d'azote et des isothermes de sorption linéaire pour l'adsorption sur la phase solide du sol). Il comprend aussi des équations

empiriques qui donnent une estimation simplifiée de quelques composantes du bilan hydrique ou azoté tels que l'évapotranspiration, son partage en évaporation et transpiration et l'absorption de l'eau et de l'azote par les racines. LEACHM ne prend pas en compte la variabilité des paramètres et des processus inhérente au sol. A l'échelle de travail adoptée dans cette étude (la parcelle), l'approche déterministe pourrait être acceptable si les données mesurées reflètent correctement les valeurs moyennes des paramètres au sein de la parcelle. L'approche stochastique, qui offre une base quantitative pour une prédiction réaliste du comportement à grande échelle des milieux naturels, (Vauclin, 1990) serait, en outre, plus justifiée si on adopte l'échelle régionale.

La comparaison des données mesurées et des données estimées, en utilisant l'analyse des résidus et la méthode graphique, a montré que le sous-modèle LEACHW présente généralement de bonnes performances de prédiction de l'humidité pondérale du sol (Figure 8), du drainage et des effets d'interactions eau - sol - plante - atmosphère. Ceci est lié d'une part à

une détermination assez convenable des paramètres hydriques et physiques du sol et d'autre part à un ajustement adéquat par le modèle de la fonction de rétention de l'eau dans le sol déterminée au laboratoire. Néanmoins, certaines surestimations ou sous-estimations par le modèle de l'humidité pondérale du sol et /ou du drainage ont été notées. Elles ont été principalement attribuées :

- aux limitations du modèle à représenter le système hydrologique du sol argileux structuré étudié, caractérisé notamment par l'effet d'hysteresis, la double porosité et le gonflement des argiles;
- à l'estimation simplifiée et approximative des composantes du bilan hydrique: l'évapotranspiration, son partage en évaporation et transpiration et l'absorption de l'eau par les racines;
- et à la variabilité de certaines données du modèle caractérisant essentiellement les paramètres hydrostatiques et hydrodynamiques du sol.

Néanmoins, malgré les différences observées, la concordance au niveau des ordres de grandeurs des humidités pondérales du sol et du

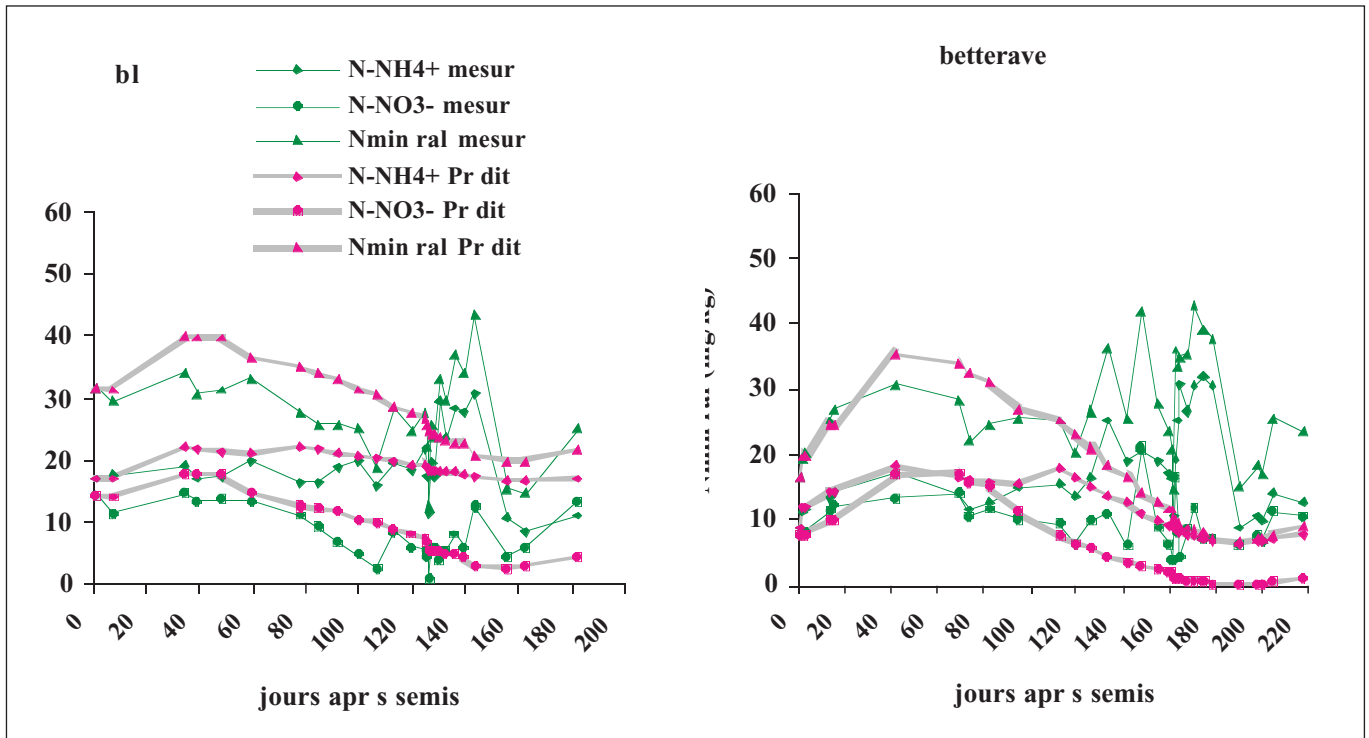


Figure 9 : Evolution de N minéral mesuré et prédit dans la couche 0-100 cm du sol au cours des cycles culturels du blé et de la betterave

drainage estimés par le modèle et ceux déterminés par des mesures de terrain confirme l'intérêt d'un tel outil pour les gestionnaires du périmètre irrigué du Tadla. Le sous modèle LEACHW peut donc être utilisé dans les conditions du Tadla à des fins de gestion pour piloter les irrigations, contrôler le drainage et préserver les ressources en eau souterraine des polluants agricoles ou pour une évaluation environnementale des pratiques agricoles notamment lorsque le mouvement de l'eau dans la macroporosité du sol n'est pas dominant (pluies de faible intensité, irrigation maîtrisée et travaux de sol fréquents).

Par ailleurs, l'ajustement de la dynamique saisonnière de N minéral observée dans le système eau-sol-plante par le sous modèle LEACHN reste tributaire de l'utilisation des paramètres du cycle et du transfert d'azote déterminés dans les conditions du Tadla, de l'intégration dans le modèle des principaux processus qui caractérisent le cycle et le transfert d'azote dans cette région et de

l'adéquation des équations qui décrivent ces processus.

Le sous modèle LEACHN présente une capacité limitée à simuler la dynamique saisonnière de N minéral dans le sol (figure 9), les prélèvements d'azote par les cultures et la lixiviation des nitrates. Des applications réalisées par d'autres auteurs à l'aide de modèles de recherche aussi performants ont mis en évidence la même difficulté d'ajustement entre les valeurs simulées et les données mesurées (Campbell et al., 1993; Lengnick et Fox, 1994 a et b; Ramos et Carbonell, 1991; Yoon et al., 1994). Les principales causes responsables de la génération de résultats de simulation incorrects ont été attribuées:

- aux constantes de vitesse de dénitrification et de volatilisation prélevées dans la littérature qui seraient non adaptées aux conditions du Tadla ;
- au processus de fixation et de libération de N-NH₄⁺ non échangeable non pris en compte

par le modèle, alors qu'il constitue un processus important du cycle d'azote dans les sols du Tadla ;

- à l'inhabilité du sous-modèle LEACHM à simuler le mouvement préférentiel de l'eau et la diffusion des solutés à travers les agrégats du sol pouvant se produire vers ou en dehors du domaine du mouvement;
- et aux équations de prélèvement de N par les cultures qui ne décrivent pas correctement ce processus.

Le modèle LEACHM, représentant la majorité des processus du mouvement de l'eau et du transfert et de transformation de N minéral dans la couche du sol non saturée, constitue un outil pertinent pour la gestion agricole et environnementale des systèmes de culture. Son utilisation à des fins de gestion dans les conditions pédoclimatiques du Tadla nécessite, en outre, d'intégrer dans le modèle les équations qui décrivent :

- le mouvement de l'eau dans la macroporosité du sol ;
- la diffusion des solutés responsable

Références bibliographiques

- **Ackerer P., Carbiener R., Laigle D., Muntzer P., Schenck C., Tremolière M. et Zilliox L., 1990.** Contamination des eaux souterraines par les nitrates dans la plaine d'Alsace: Incidence de l'agriculture. Dans "Nitrates, agriculture, eau". Symposium International INRA, Paris, Calvet R. Ed., pp: 245 - 249.
- **Aghzar N., Berdai H., Bellouti A. et Soudi B., 2002.** Pollution nitrique des eaux souterraines au Tadla (Maroc). Revue des Sciences de l'Eau. Rev. Sci. Eau, 15/2, pp : 577-610.
- **Aller L., Bennett T. et Lehr J.H., 1987.** Drastic, a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. National Water Well Association; Rapport EPA - 600/2 - 87 - 035; 622 p.
- **Armstrong A., Addiscott T. et Harrison P.L., 1995.** Methods for modelling in catchment systems. Edited by Stephen T. Trudgill, John Wiley & Sons Ltd. Chapter 5, pp: 133-161.
- **Badraoui M., 1988.** Mineralogy and potassium availability in soils from the Chaouia and Gharb regions of North western Morocco. Ph D Dissertation, University of Minnesota, St. Paul, Minnesota, USA, 199 pp.
- **Berdai H., 2003.** Lixiviation des nitrates et pollution des eaux souterraines en zones irriguées: Etude expérimentale et modélisation; Cas du Tadla. Thèse de Doctorat Es-Sciences Agronomiques de l'IAV Hassan II, N° d'ordre : EM/1/2003, 257 pages.
- **Berdai H., Aghzar N. Cherkaoui F.Z. et Soudi B., 2002.** Azote minéral résiduel et son évolution pendant l'été en fonction du précédent cultural en climat méditerranéen. Etude et Gestion des Sols, Volume 9, 1, pages 7 à 23.
- **Berdai H., Soudi B., Badraoui M. et Bellouti A.,** accepté a. Détermination de l'ammonium non échangeable des sols du Tadla : Potentiel et évolution. Etude et Gestion des Sols.
- **Berdai H., Soudi B. et Bellouti A.,** accepté b. Evaluation du modèle LEACHM pour la prédiction du régime hydrique du sol en climat méditerranéen. Revue des Sciences de l'Eau.

de l'échange des nitrates entre les deux domaines du mouvement de l'eau;

- et le processus de fixation et de libération de $N-NH_4^+$ non échangeable.

Les équations empiriques de prélèvements de N par les cultures doivent également être améliorées. Des études additionnelles sont nécessaires à fin de déterminer, dans les conditions pédoclimatiques du Tadla, les paramètres manquants tels que les constantes de vitesse de volatilisation et de dénitrification. Toutes ces mesures permettront d'accroître l'utilité du modèle LEACHM à des fins de recherche pour l'exploration de la dynamique de N minéral du sol et de la lixiviation des nitrates dans les systèmes agricoles.

Par ailleurs, le passage à l'échelle régionale nécessite l'introduction de l'approche stochastique. Ce passage nécessite, certes, une évaluation de la variabilité spatiale des caractéristiques physiques et hydrodynamiques des sols mais également celle des paramètres relatifs au processus du cycle d'azote, sachant que très peu d'informations, sont disponibles concernant la variabilité naturelle de ces processus (Larocque et Banton, 1995). La forte variabilité spatiale du drainage et des concentrations nitriques du percolat, observée par plusieurs auteurs, confirme l'intérêt d'effectuer un grand nombre de mesures simultanées sur le terrain lors des investigations du suivi environnemental, de même que la pertinence d'utiliser un modèle stochastique pour l'évaluation des risques de contamination des ressources en eau souterraine par les nitrates à l'échelle régionale.

Dans le périmètre irrigué du Tadla, la pollution diffuse des ressources en eau souterraine par l'ion nitrate, qui commence à devenir alarmante, est en définitive liée à la présence d'azote nitrique, en quantités élevées dans le sol et à son entraînement par les pluies et les irrigations drainantes.

La plupart des facteurs intrinsèques du milieu physique analysés et des facteurs dynamiques d'origines anthropiques et biogéochimiques accentue le processus de pollution.

L'excès d'azote, dans les systèmes agricoles du Tadla, est le résultat i- d'une minéralisation intense pendant et après la période des cultures; ii- d'une libération appréciable d'ammonium fixé dans l'espace interfeuillettes des argiles; iii- ainsi que d'une surfertilisation chronique.

Aussi, les mesures destinées à réduire la pollution nitrique, dans la région du Tadla se résument comme suit :

- la fertilisation azotée devrait être adaptée aux besoins des cultures pour un niveau de rendement optimum et aux potentialités du milieu, elle doit tenir compte du potentiel de minéralisation de la matière organique native du sol, des apports d'azote par le fumier et de la capacité de libération de l'ammonium non échangeable ;
- La fertilisation ainsi révisée devrait permettre de réduire, pour toutes les rotations culturales et à l'échelle du périmètre, l'azote minéral résiduel et la concentration en nitrate de la solution du sol et de l'eau de drainage à un niveau acceptable ;
- Une gestion rationnelle de l'irrigation s'impose. Néanmoins, à long terme, l'introduction de nouvelles techniques d'irrigation plus efficaces est vivement recommandée pour économiser l'eau et préserver sa qualité ;
- L'insertion de cultures intermédiaires dans les systèmes de culture et la pratique du semis précoce, dense et sans apport d'azote sont de vrais pièges à nitrates permettant d'atténuer le risque de lixiviation des nitrates lié au NMR et à son évolution ;
- L'enfouissement des résidus de récolte à C/N élevé, tels que les pailles de céréales, constitue un moyen efficace de contrôle de la pollution si la reprise des

Références bibliographiques

- **Berdai H., Soudi B. et Cherkaoui F.Z.**, accepté c. Evaluation du modèle LEACHM pour la prédiction saison-nière de l'azote du sol en climat méditerranéen. Revue des Sciences de l'Eau.
- **Bottner P., Sallih Z. et Billes G., 1988.** Root activity and carbon metabolism in soils. Biol. Fertil. Soils, 7: 71-78.
- **BRGM, 1993.** Etude du système multicouche de la plaine de Tadla. Description des aquifères et analyse du système multicouche. Maroc. Rapport R35610 4S/Eau-92, 129 pages.
- **Campbell C.A., Zentner R.P., Selles F. et Akinremi O.O., 1993.** Nitrate leaching as influenced by fertilization in the Brown soil zone. Can. J. Soil Sci., 73: 387-397 (Nov).
- **Champagne L. et Chapuis R.P., 1993.** Evaluation de la vulnérabilité à la pollution des formations aquifères de la MRC de Montcalm selon la méthode Drastic. Rev. Sc. Tech. Eau ; 26 : 169 - 176.
- **Decau J., Pujol B. et Pradalie M., 1993.** Use of the mineral nitrogen immobilization capacity of microorganisms to reduce nitrate leaching in maize monoculture. Compte Rendu de l'académie des sciences, Série 3, Sciences de la vie, 316: 5, 447-450.
- **Delgado J.A., Follett R.F., Sharkoff J.L., Brodahl M.K. et Shaffer M.J., 1998.** NLEAP facts about nitrogen management. J. Soil and Water Cons. : 53 (4), 332-337.
- **Deluca T.H., Keeney D.R. et McCarty G.W., 1992.** Effect of freeze-thaw events on mineralization of soil nitrogen. Biol. Fertil. Soils 14: 116-120.
- **Demarets X., Marcoen J.M., Agne-essens R., Biston R. et Limbourg P., 1995.** Flux de nitrates dans une zone à nappes superficielles en Wallonie (Belgique). Cahier Agricultures. 4: 430-433.
- **FAO, 1989.** Carte Mondiale des Sols: Légende Révisée. Rapport sur les Ressources en Sols du Monde. N° 60. FAO-UNESCO.
- **Green C. J., Blackmer A. M. et Yang N. C., 1994.** Release of fixed ammonium during nitrification in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 1411-1415.

phénomènes de transfert des nitrates coïncident avec l'immobilisation maximale de l'azote. Néanmoins, une partie de cet azote assimilé par la biomasse microbienne fera l'objet d'une reminéralisation dont il est important de connaître la cinétique et qu'il convient de prendre en compte pour réduire et ajuster à moyen terme la fertilisation azotée des cultures.

Le choix des mesures agronomiques de lutte contre la pollution nitrique des ressources en eau souterraine doit obligatoirement passer par une évaluation qui permet de comparer, en terme de réduction de la pollution mais aussi en terme de productivité des mesures envisagées.

Par ailleurs, le contrôle de la pollution des eaux souterraines par les nitrates ne pourrait se concevoir sans un programme de sensibilisation des agriculteurs et de vulgarisation de pratiques culturales adéquates permettant d'obtenir de bons rendements tout en respectant la qualité nitrique des ressources en eau souterraine.

Certaines actions de lutte contre la pollution nitrique des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla sont actuellement en cours. Elles comportent essentiellement des actions de réduction des engrais azotés, des programmes de sensibilisation des agriculteurs et l'introduction de systèmes d'irrigation plus efficaces (irrigation localisée et par pivot). Ces actions méritent d'être renforcées par l'établissement de références régionales qui relient pratiques agricoles – rendement et risque de transfert des nitrates vers la

nappe. Ce référentiel technique pourrait, ensuite, être extrapolé à d'autres zones du Maroc connaissant des problèmes similaires.

Enfin,

- les connaissances actuellement acquises concernant les causes de la pollution nitrique des eaux souterraines et la dynamique de l'azote et de l'eau dans les systèmes agricoles du Tadla et celles qui le seront dans le futur si ce genre d'étude est affiné d'avantage, d'une part ;

- l'amélioration du modèle de simulation LEACHM en tenant compte des spécificités du périmètre irrigué du Tadla, la détermination adéquate des paramètres requis et l'adoption de l'approche stochastique, d'autre part ;

contribueront à une meilleure gestion de l'eau et de l'azote dans cette région, dans une perspective d'agriculture durable respectueuse de l'environnement.

Elles permettront aussi de:

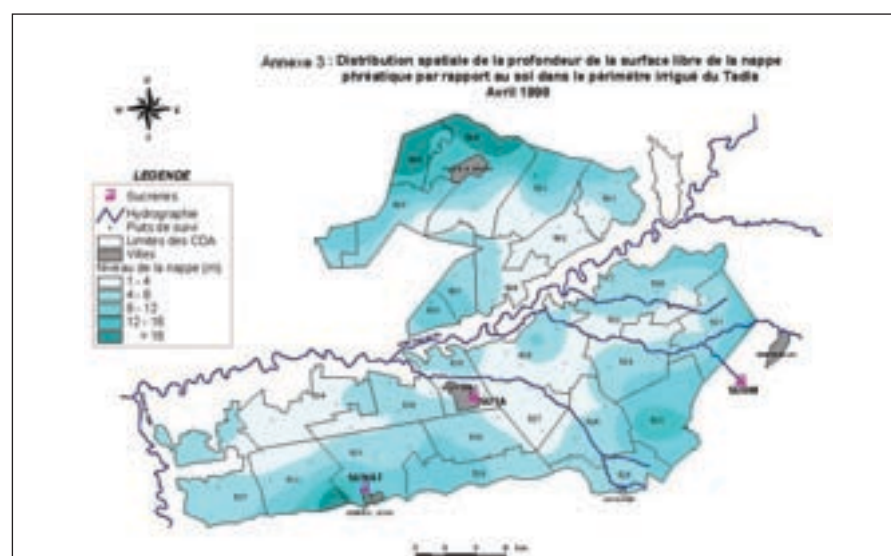
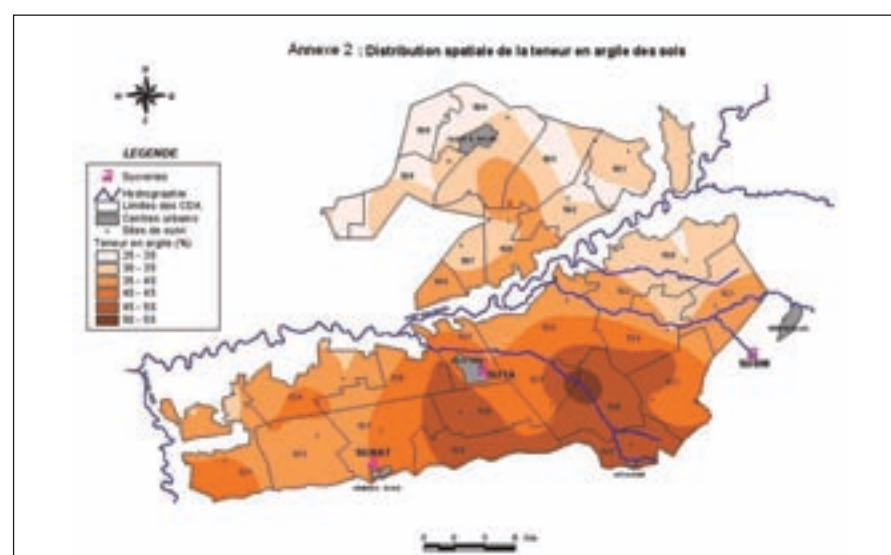
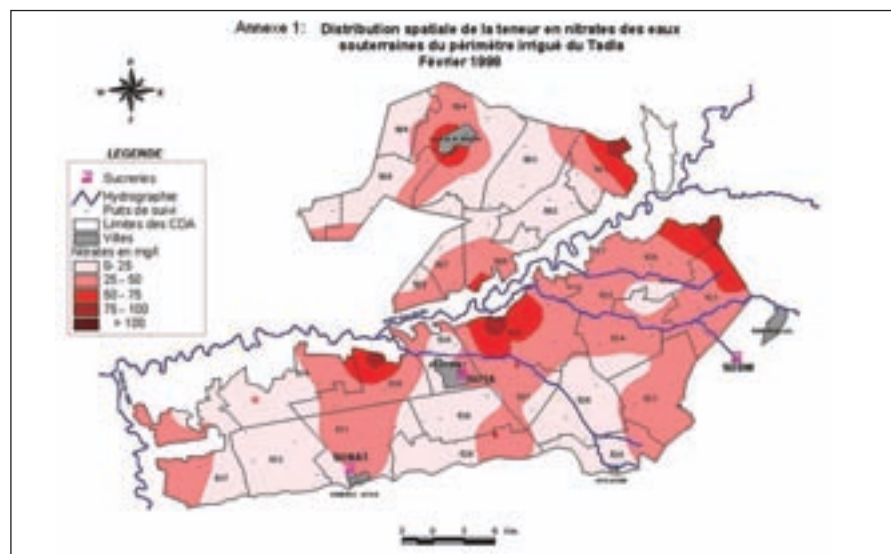
- établir un code de bonnes pratiques de gestion agricole qui minimisent le risque de lixiviation des nitrates;

- appuyer le Plan National de Protection des Ressources en eau (en cours d'élaboration) ;

- et orienter les recherches et investigations futures d'ordre biogéochimique et fondamentale pour une meilleure compréhension et modélisation des mécanismes qui gouvernent le cycle d'azote dans le système eau-sol-plante-atmosphère dans cette région.

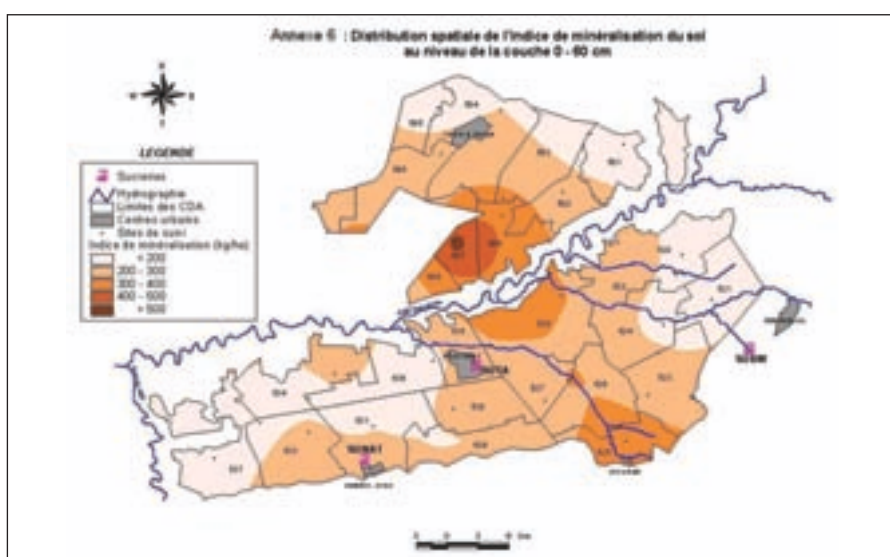
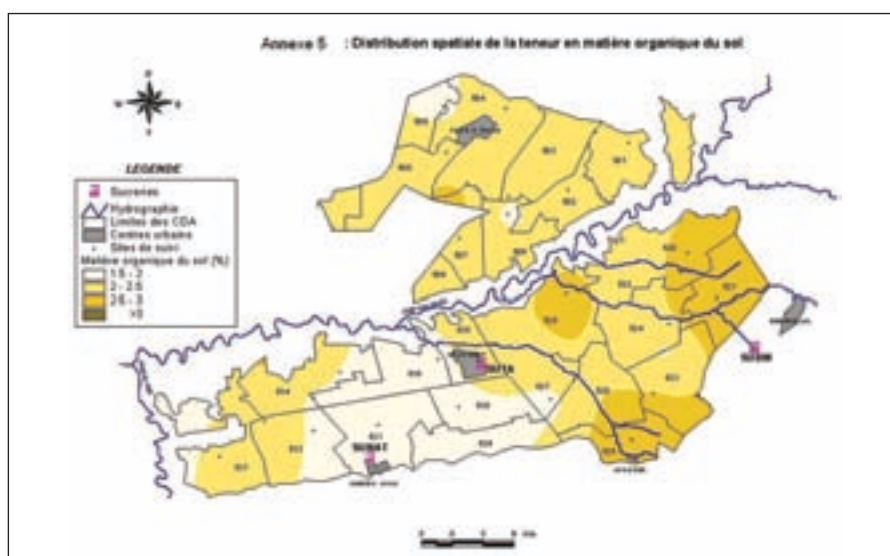
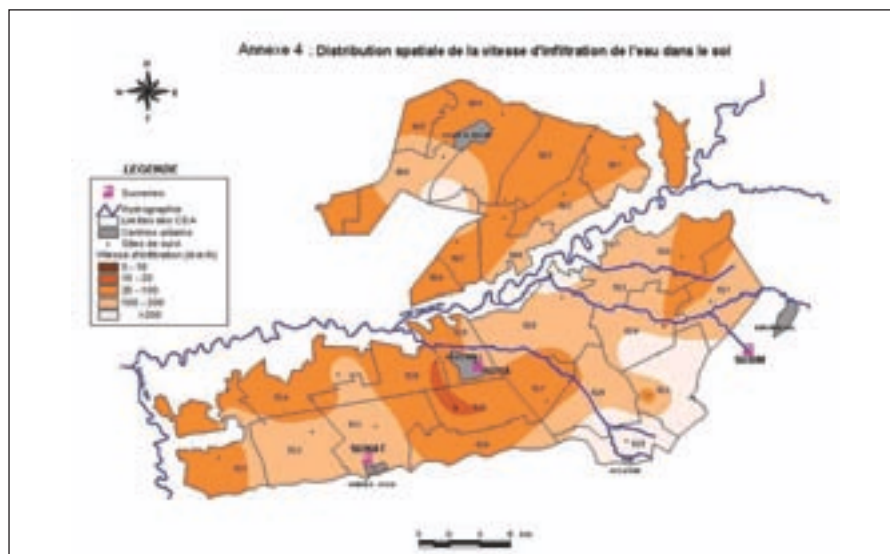
Références bibliographiques

- **Hutson J. L. et Wagenet R.J., 1992.** Leaching Estimation and Chemistry Model, LEACHM, Version3. Department of Soil, Crop and Atmospheric Sciences Cornell University, Ithaca, New York.
- **Isabel D., Gelinat P. et Aubre F., 1990.** Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines au Québec. Rev. Sc. Tech. Eau, 23: 255 – 258.
- **Jemison J.M.Jr, Jabro J.D. et Fox R.H., 1994.** Evaluation of LEACHM: I. Simulation of drainage, bromide leaching and corn bromide uptake. Agron. J. 86: 843-851.
- **Kowalenko C. G. et Cameron D. R., 1976.** Nitrogen transformations in an incubated soil as affected by combinations of moisture content and temperature and adsorption-fixation of ammonium. Can. J. Soil Sci., 56, 63-70.
- **Kutilek M. et Nielson D.R., 1994.** Soil Hydrology. Geo-Ecology textbook. Copyright by CATENA VERLAG, 38162, CREMLIN Gendstedt, GERMANY. Isbn 3-923381-26-3, 370p. 5. Hydrodynamics of soil water pp 87-129.
- **Lacroix A., 1994.** Les solutions agronomiques à la pollution azotée. Courrier de l'environnement de l'INRA-France, N° 24, pp : 29-41.
- **Larocque M. et Banton O., 1995.** Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles: Application du modèle Agri-Flux. Revue des Sciences de l'Eau, 8, 3-21.
- **Lengnick L.L. et Fox R.H., 1994 a.** Simulation by NCSWAP of seasonal nitrogen dynamics in corn: I. Soil Nitrate. Agron. J., 86: 167-175.
- **Lengnick L.L. et Fox R.H., 1994 b.** Simulation by NCSWAP of seasonal nitrogen dynamics in corn: II. Corn Growth and Yield. Agron. J., 86: 176-182.
- **Machet J.M. et Mary B., 1990.** Effet de différentes successions culturales sur les risques de pertes de nitrate en région de grande culture. Dans " Nitrates, agriculture, eau". Symposium International INRA, Paris, Calvet R. Ed., pp : 395 – 403.



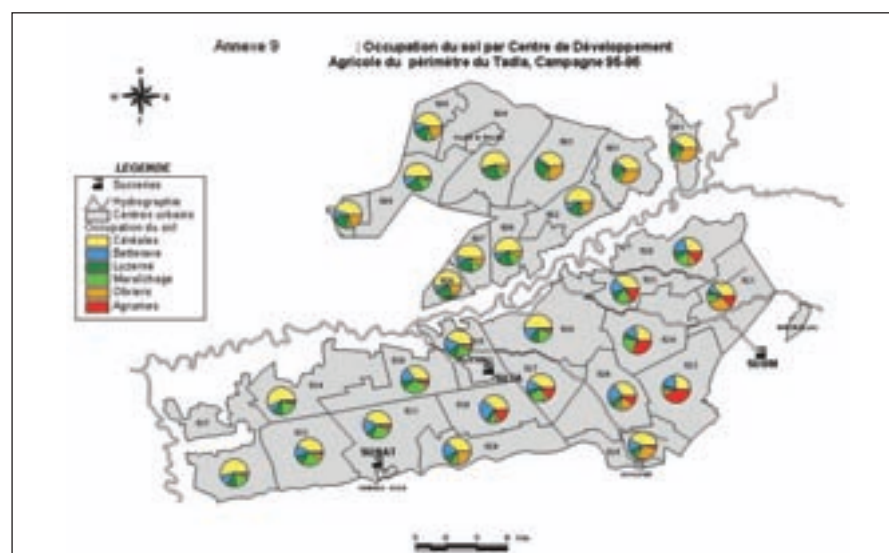
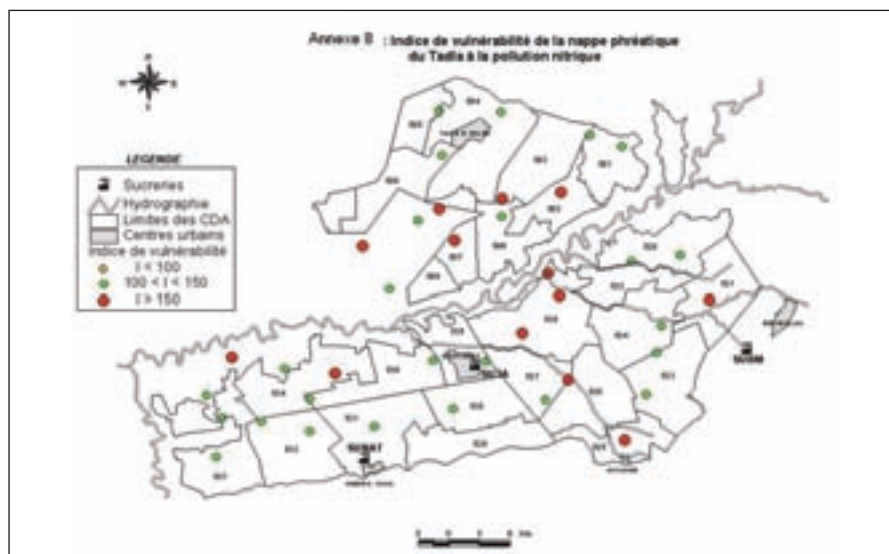
Références bibliographiques

- **Martin Ph. et Meynard J.M., 1997.** Systèmes de culture, érosion et pollution des eaux par l'ion nitrate. Dans "L'Eau Dans l'Espace Rural: Agriculture et Qualité de l'Eau". Riou C. et al (Ed.), INRA Paris, pp : 303 – 322.
- **Menani M.R., 2001.** Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher, Nord-Est Algérien, selon la méthode Drastic. Sécheresse n° 2, Vol. 12, juin, pp : 95-101.
- **Mengel K. et Scherer H. W., 1981.** Release of non exchangeable (fixed) soil ammonium under field conditions during the growing season. Soil Sci., 131, 226-232.
- **Neeteson J.J., 1994.** Residual soil nitrate after application of nitrogen fertilizers to crops. Reprinted from contamination of ground waters. Edited by Adriano D.C., Iskandar A.K. et Murarka I.P., Science Reviews, Northwood.
- **Nommik H. et Vathras K., 1982.** Retention and fixation of ammonium and ammonia in soils. In: F. J. Stevenson (Ed.), Nitrogen in agricultural soils. Monograph Am. Soc. Agron., 22, pp. 123-171.
- **ORMVAT, 1994.** Qualité des sols et des eaux: situation actuelle et méthodes de suivi de paramètres de qualité. Rapport N° 15 du Projet Management des Ressources du Tadla (MRT).
- **ORMVAT, 1996.** Données sur l'occupation du sol par Centre de Développement Agricole: Campagne 1995-1996.
- **Pilbeam C.J., Wood M., Harris H.C. et Tuladhar J., 1998.** Productivity and nitrogen use of three different wheat-based rotations in NorthWest Syria. Australian journal of Agricultural research; 49(3): 451-458.
- **Ramos C. et Carbonell E.A., 1991.** Nitrates leaching and soil moisture prediction with the LEACHM model, Fertilizer Research, 27: 171-180.
- **Ranon S. et Benoît M., 1998.** L'évolution de la nature des cultures en Lorraine et en Alsace: une menace pour les nappes. Le courrier de l'Environnement, n° 33, avril, pp : 1 – 5.



Références bibliographiques

- **Scherer H. W., 1982.** Fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ in relation to EUF-extractable K. Plant and Soil, 64, 67-71.
- **Scherer H. W., 1986.** The influence of potassium on the fixation of NH_4^+ and the mobilization of non exchangeable NH_4^+ . Plant Research and Development, Volume 23, pp. 78-90.
- **Scherer H. W. et Ahrens G., 1996.** Depletion of non exchangeable $\text{NH}_4\text{-N}$ in the soil root interface in relation to clay mineral composition and plant species. Eur. J. Agron., 5: 1-7.
- **Scherer H. W. et Mengel K., 1986.** Importance of soil type on the release of non exchangeable NH_4^+ and availability of fertilizer NH_4^+ and fertilizer NO_3^- . Fertilizer Research, 8: 249-258.
- **Scherer H. W. et Weimar S., 1993.** Release of non exchangeable $\text{NH}_4\text{-N}$ after planting of rye grass in relation to soil content and as affected by nitrate supply. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 156, 143-148.
- **Scherer H. W. et Weimar S., 1994.** Fixation and release of ammonium by clay minerals after slurry application. Eur. J. Agron., 3, 23-28.
- **Scherer H. W. et Schneiders M., 1995.** Verfügbarkeit von spezifisch gebundenem ammonium für mikroorganismen (Availability of non exchangeable ammonium to soil microorganisms). Agribiol. Res. 48, 2, 138-145.
- **Scherer H. W. et Zhang Y. S., 1999.** Studies on the mechanisms of fixation and release of ammonium in paddy soils after flooding. I. Effect of iron oxides on ammonium fixation. J. Plant Nutr. Soil Sci., 162, 593-597.
- **Sébillote M. et Meynard J.M., 1990.** Systèmes de culture, Systèmes d'élevage et pollutions azotées. Dans " Nitrates, agriculture, eau". Symposium International INRA, Paris, Calvet R. Ed., pp : 289 - 312.
- **Soudi B. et Chiang C.N., 1989.** Minéralisation de l'azote dans les sols céréaliers des zones semi-arides du Maroc. Séminaire sur les sols céréaliers, 3-5 oct, Tiaret, Algérie.



Références bibliographiques

- **Thompson T. L. et Blackmer A.M., 1993.** Fixation and release of N^{15} labeled ammonium during soil drying. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 24: 613-622.
- **Van Drecht G., 1991.** Modelling of nitrate leaching from agricultural soils on a regional scale in the Netherlands. Abstracts of 2nd International Symposium on Environmental Geochemistry, 16-19 September. Uppsala (Sweden); 2p.
- **Vauclin M., 1990.** Modélisation des transferts dans les sols non saturés: approche déterministe ou stochastique?. Nitrates, agriculture, eau. Paris, 7-8 novembre, Calvet R. (Ed.), pp. 169-179.
- **Yoon K.S., Yoo K.H., Wood C.W. et Hall B.M., 1994.** Application of GLEAMS to predict nutrient losses from land application of poultry litter. Transactions of the ASAE. Vol. 37(2): 453-459.
- **Zhang Y. et Scherer H.W., 1999.** Ammonium fixation by clay minerals in different layers of two paddy soils after flooding. Biol. Fertil. Soils, 29: 152-156.
- **Zhang Y. et Scherer H.W., 2000.** Mechanisms of fixation and release of ammonium in paddy soils after flooding. II. Effect of transformation of nitrogen forms on ammonium fixation. Biol. Fertil. Soils, 31: 517-521.

Annexe 7 : Paramètres de vulnérabilité de la nappe à la pollution nitrique et leurs poids respectifs

Paramètres	Poids
Profondeur de la surface libre de la nappe par rapport au sol (P)	5
Texture du sol (T)	2
Teneur en argile du sol (A)	2
Vitesse d'infiltration du sol en milieu saturé (K)	3
Teneur en azote total du sol (NT)	4
Teneur en matière organique du sol (MO)	4
Indice de minéralisation anaérobie de la couche (0 - 60 cm) du sol (IM)	5

Côtes pour les paramètres de vulnérabilité de la nappe à la pollution nitrique

Profondeur de l'eau (m)		Texture		Teneur en argile (%)		Vitesse d'infiltration (mm/h)	
Intervalle	Côte	Nature	Côte	Intervalle	Côte	Intervalle	Côte
0 - 1,5	10	AA	1	< 10	10	5 - 10	1
1,5 - 4,5	9	AL	2	10 - 20	9	10 - 20	2
4,5 - 9,5	7	A + AS	3	20 - 25	8	20 - 100	5
9,5 - 16	5	LAF	4	25 - 30	7	100 - 200	7
16 - 24	3	LA	5	30 - 35	6	200 - 450	10
24 - 32	2	LAS	6	35 - 40	5		
> 32	1	LF+LTF	7	40 - 45	4		
		L	8	45 - 50	3		
		LS + LTS	9	50 - 55	2		
		SL + S	10	> 55	1		

Teneur en azote total (%)		Teneur en matière organique (%)		Indice de minéralisation (kg/ha)	
Nature	Côte	Intervalle	Côte	Intervalle	Côte
< 0,05	1	< 0,7	1	0 - 100	1
0,05 - 0,08	2	0,7 - 1,5	2	100 - 200	2
0,08 - 0,10	4	1,5 - 2	4	200 - 300	4
0,10 - 0,12	6	2 - 2,5	5	300 - 400	6
0,12 - 0,15	7	2,5 - 3	6	400 - 500	8
0,15 - 0,20	8	3 - 3,5	7	500 - 600	10
0,20 - 0,30	9	3,5 - 6	9		
> 0,30	10	6	10		

Indice de vulnérabilité

La vulnérabilité est évaluée par l'indice numérique représentant la somme pondérée de sept cotes correspondant aux sept paramètres décrits au 1er tableau. L'indice local de vulnérabilité (I), déterminé pour chaque site du réseau de suivi de la qualité des sols comportant 40 sites, est obtenu en multipliant la cote de chaque paramètre par son poids relatif et en faisant la somme de ces produits :

$$I = Pc*Pp + Tc*Tp + Ac*Ap + Kc*Kp + NTc*NTp + MOc*MOp + IMc*IMp$$

où Pc est la cote du paramètre "profondeur de la surface libre de la nappe par rapport au sol" et Pp son poids.

L'indice ainsi calculé représente une évaluation du niveau de risque de contamination de la nappe par les nitrates, ce risque augmentant avec la valeur de l'indice. L'indice minimum est de 25 tandis que le maximum est de 250. La validation de la méthode proposée est vérifiée si les zones réellement contaminées par les nitrates correspondent à celles où les indices de vulnérabilité sont les plus élevés.

Pour interpréter les résultats obtenus, les plages de vulnérabilité suivantes sont proposées :

- I < 100 : classe 1 (vulnérabilité faible)
- 100 < I < 150 : classe 2 (vulnérabilité moyenne)
- I ≥ 150 : classe 3 (vulnérabilité forte)

ELEMENTS DE REFERENCE POUR LE RAISONNEMENT DES EPANDAGES MECANIKES D'ENGRAIS

A. Aït Houssa¹, A. Zari² & M. El Midaoui¹

RESUME

On présente les éléments de référence obtenus dans le cadre des recherches appliquées, réalisées dans les Domaines Agricoles sur les épandages mécaniques d'engrais. Ces éléments montrent qu'un épandage raisonné, prenant en compte le triple souci de la productivité, du coût économique et du respect de l'environnement, requiert:

- un engrais de qualité (non souillé, de densité homogène, de granulométrie serrée), mélangé de préférence en tête de parcelle en cas de «bulk blending»;
- l'application des règles élémentaires d'attelage épandeur/tracteur (stabilité, hauteur, horizontalité de l'appareil);
- l'adoption d'une vitesse d'avancement du tracteur compatible avec les caractéristiques du terrain (en pente, plat, motteux, meuble,...), et les impératifs de confort et de sécurité conducteur/matériel ;
- le respect d'une largeur de travail optimale spécifique à chaque type d'engrais afin d'obtenir une meilleure uniformité d'épandage.

1. INTRODUCTION

Malgré que l'épandage mécanique d'engrais ait été introduit au Maroc depuis fort longtemps, les conditions de sa réussite, dans le contexte propre du pays, n'ont jamais fait l'objet d'études spécifiques. Sur le terrain, la situation donne l'impression que toute la problématique de l'épandage est réduite à sa seule facette mécanique sur la maîtrise des réglages du distributeur. Même pour l'utilisateur bien averti (les Domaines Agricoles en sont un exemple), dès lors que les prescriptions de la notice d'emploi, telle qu'elle a été élaborée par le constructeur, sont scrupuleusement respectées (attelage, prise de force, largeur, débit, ...), l'épandage est considéré comme étant bien fait et il n'y a pas à s'en soucier.

Or, le Maroc n'est pas fabricant d'épandeurs mais importe du matériel dont l'étalonnage a été fait (en Europe), avec des engrais qui n'ont pas forcément les mêmes caractéristiques que ceux fabriqués sur place. D'autre part, un bon réglage n'est pas la seule condition de réussite de l'épandage. Encore faut-il maîtriser toutes les étapes qui le précèdent (choix de l'engrais, façon de le stocker, de le transporter,

de le mélanger, ...), pour qu'elles ne soient pas des sources primaires d'hétérogénéité, susceptibles d'affecter la qualité de l'opération.

L'homogénéité de l'épandage est très dépendante de la qualité de l'engrais utilisée. Une granulométrie et une densité serrées, une bonne coulabilité du produit dans la trémie et dans le mécanisme de dosage, sont autant de propriétés physiques d'une bonne homogénéité d'épandage [Cemagref, 1997; Destain et al., 1986 ; Tissos et al., 1995]. Une granulométrie trop étalée, une densité irrégulière, la présence d'un taux de poussière ou d'agglomérats de reprise en masse élevé, sont par contre des facteurs défavorables à un épandage uniforme.

Faute de temps, aux Domaines Agricoles, on en était également resté au stade des idées des années durant et très peu de données ont été recueillies sur le sujet. En 2003, la décision a été finalement prise de reprendre cette question des épandages à la base, en vue d'établir les règles agronomiques de travail pour la société. Le but de cet article est de faire profiter l'utilisateur des premiers éléments complets obtenus dans le cadre de ces essais de normalisation interne.

II. PRODUITS ET MATERIELS UTILISES

II.1. Produits testés

Deux groupes d'engrais ont été testés dans les essais réalisés pour l'essentiel en hall, au Domaine de Itto Aomar (Région de Meknès):

- les engrais fabriqués par l'Office Chérifien des Phosphates (OCP) : le super triple phosphate (TSP), le sulfophosphate d'ammoniaque (ASP), le phosphate mono-ammonique (MAP), le phosphate di-ammonique (DAP) et le 14-28-14C ;
- les engrais importés de l'étranger (EIE): sulfate d'ammoniaque 21% (SA), l'ammonitrate 33,5 (AM.), la perlurée 46 (Ur), le superphosphate normal pulvérulent (SSPp), le chlorure de potasse compacté (KCLc), le sulfate de potasse pulvérulent (SKp) et le sulfate de potasse compacté (SKc),

Les trois principales caractéristiques physiques des engrais testés (densité d, diamètre médian D50, étalement granulométrique EG) sont présentées dans le tableau 1.

II.2. Matériels testés

Les essais ont été réalisés avec l'épandeur centrifuge monodisque

1. Département d'Agronomie, Ecole Nationale d'Agriculture de Meknès-Maroc.

2. Ingénieur stagiaire, Domaines Agricoles du Gharb, Route Dar Belamri, Sidi Slimane-Maroc.

Tableau 1. Caractéristiques physiques des engrais testés

Engrais	TSP	ASP	MAP	DAP	14-28-14 C	SA	Ur	AM	SSPp	KCLc	SKp	SKc
D	1,17	1	0,95	1,07	1,08	1,1	0,82	1,05	1,02	1,15	1,52	1,42
D ₅₀	2,1	2,5	-	1,75	2,5	-	0,6	1,5	-	3,1	-	2,6
EG	1-2,7	1,8-3,3	-	1,1-2,8	1,5-3,0	-	0,1-1,6	1-fév	-	2,1- 4,6	-	1,3 - 4,3

d: densité (kg/dm³); *D*₅₀: diamètre médian (mm); *EG* : Etalement granulométrique (mm)

de marque Nardi (SP500). C'est un appareil de conception générale très simple. Il est constitué d'une trémie en forme de cône, d'une capacité de 500 kg, d'un système d'alimentation et de dosage par gravité (volet réglable) et d'un système de projection animé par la prise de force (disque muni de 4 pales identiques inamovibles).

Quelques essais complémentaires ont été réalisés avec le bidisque Sulky DR 650 (épandeur porté, trémie de 650 kg de capacité, système d'alimentation et de dosage par trappe réglable, système d'éjection formé d'un double disque animé par la prise de force) et à l'épandeur pneumatique Nodet-Gougis DP112 (épandeur porté, trémie de 850 kg de capacité, rampe d'une largeur de travail de 12 m équipée de 12 tubes en PVC espacés de 0,75 m) [Nodet-Gougis, 1986 ; Sulky, 2002].

Pour l'étude des vitesses, deux types de tracteur ont été également testés : le New Holland TS90 (2RM, moteur de 4 cylindres, puissance P = 72 ch.) et le Deutz Dx 4.57 (4RM, moteur de 4 cylindres, puissance P = 95 ch.).

III. RESULTATS ET DISCUSSION

III.1. Eléments de référence sur les engrais

III.1.1. Qualité des produits

Aux Domaines Agricoles, l'interruption des programmes des épandages d'engrais sur les céréales en années sèches, oblige à garder parfois d'importantes quantités d'engrais en stock. De ce fait, la reprise en masse des produits, reste le phénomène majeur à gérer en matière de qualité [Aït Houssa et al., 2001]. Dans la présente étude, le problème a été suivi

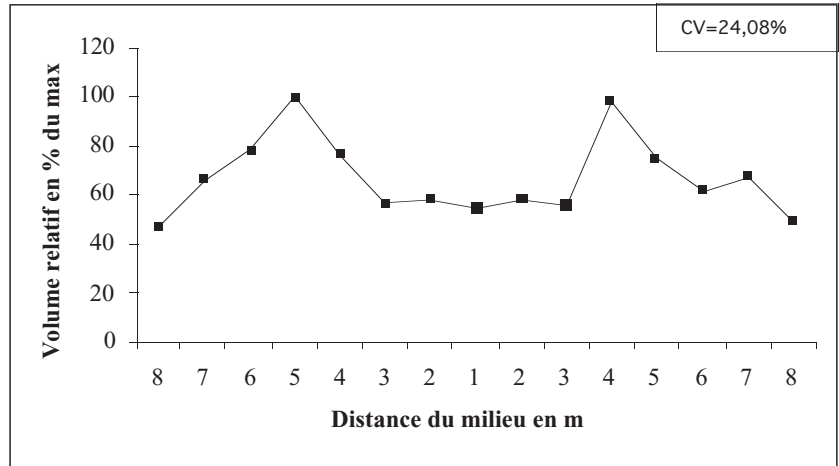


Figure 1: courbe de répartition de l'ammonitrate normal derrière un épandeur centrifuge mono-disque.

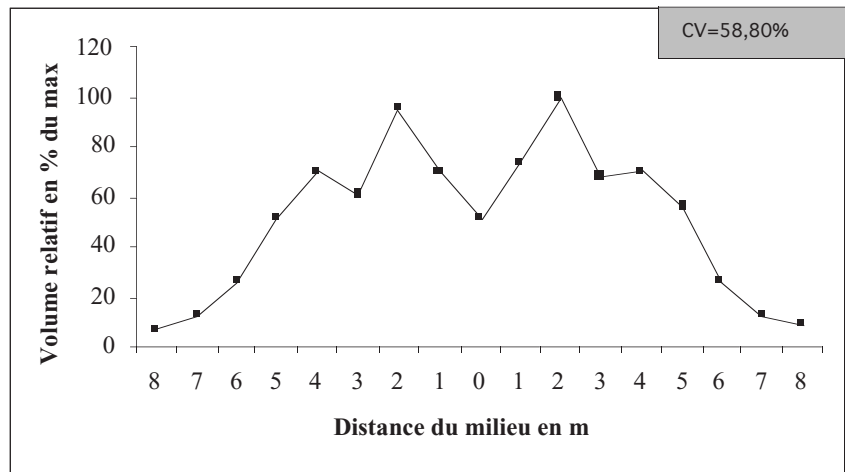


Figure 2: Courbe de répartition de l'ammonitrate après la reprise en masse derrière un épandeur centrifuge mono-disque.

sur l'ammonitrate (l'un des produits les plus sensibles à ce phénomène) stocké en piles de 1,45 m de hauteur durant 24 mois puis repris pour l'épandage après re-pilonnage.

Le premier inconvénient de la reprise en masse est le temps que demande de re-pilonner le produit

lorsque le travail est fait à la main (4 h 30 min/t), en particulier quand l'opération coïncide avec des périodes de semis où l'on a plutôt besoin d'avoir le «vent en poupe», le second est d'ordre économique (le coût est de 21 Dh/t pour que le produit retrouve partiellement son

état physique initial), et le troisième est d'ordre technique pour la qualité des épandages (répartition plus hétérogène derrière le tracteur, figures 1 et 2).

III.1.2. Modalités de mélange et de transport

Comportement des divers types de mélange

Du fait de sa souplesse d'emploi (possibilité de composer toute sorte d'équilibre NPK sur place, application de la fumure en un seul passage), le mélange en vrac ou «bulk blending» est d'une utilisation très fréquente aux Domaines Agricoles, pour apporter la fumure de fond. Il est parfois directement commandé aux fabricants, mais le plus souvent préparé à la ferme sur une bâche, sur une remorque plateau en tête de parcelle ou dans la trémie même au moment de l'utilisation. Le tableau 2 donne les divers types de mélange testés dans cette étude en vue de fixer les normes d'épandage du «bulk blending».

Du fait de leur incompatibilité granulométrique, le bulk composé en mélangeant entre eux, engrais pulvérulent et engrais granulé est à proscrire. Le plus grave est le «faux bulk» réalisé directement dans la trémie, pour aller plus vite, en disposant les produits en couches simples ou alternées (figure 3).

Quel soit versé premier ou second dans l'épandeur, le produit pulvérulent est toujours achevé le premier, sauf pour le SKp. Le «vortex» créé au centre de la trémie par l'agitateur (appel par le milieu) n'améliore que très peu la qualité du mélange et par conséquent celle de l'épandage. L'équilibre de dosage entre produits n'est atteint que tardivement (après 6 ou 8 min ou en fin de vidange). Il s'inverse ensuite rapidement ou dure très peu, de sorte que globalement l'épandage reste de mauvaise qualité.

A l'épandage, un mélange binaire granulé/pulvérulent disposé en couches dans la trémie, donne une hétérogénéité globale extrême ($110 < CV < 250\%$) correspondant en fait à une répartition de produits par bandes:

	Bulk binaire pulvérulent + granulé	Bulk binaire granulé	Bulk ternaire granulé
Produits	MAP + TSP	Ur + DAP.	AM + DAP + SKc
	SKc + SKp		Ur + DAP + KCLc

Tableau 2: Liste des mélanges testés au Domaine Agricole Itto Aomar

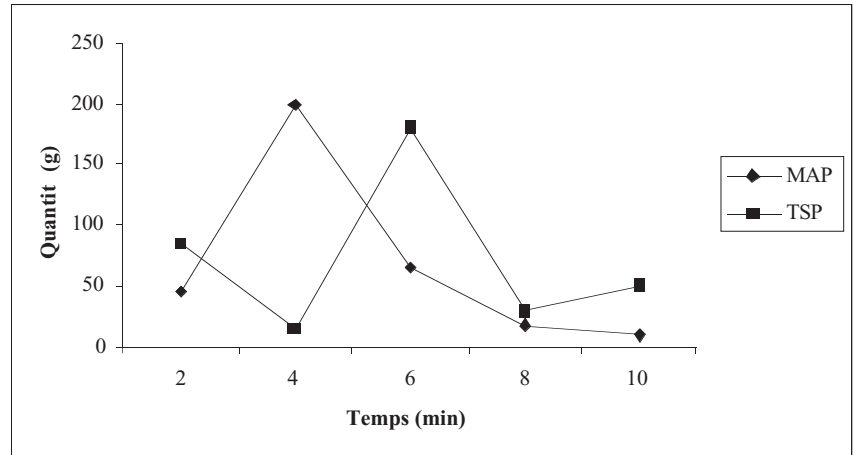


Figure 3: Évolution de l'épandage de bulk MAP + TSP

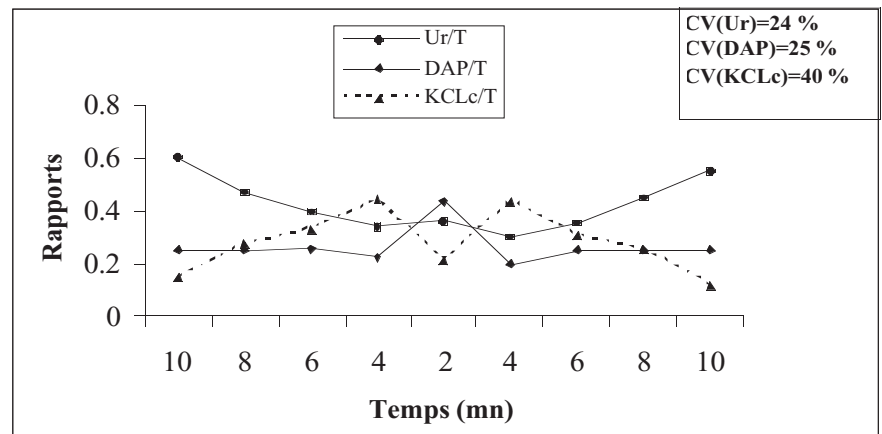


Figure 4: Évolution des quantités épanchées de produits disposés en couches alternées $T = \sum Ur + DAP + KCLc$. $R = Ur/T$; DAP/T ; KCL/T .

- bande continue ne recevant que du granulé du fait que ce dernier est projeté sous l'action du disque, plus loin qu'un produit pulvérulent;
- bande sur-dosée en pulvérulent et sous dosée en granulé durant les premiers moments de l'épandage ;
- bande sur-dosée en granulé et sous dosée en pulvérulent en fin d'épandage.

En cas de granulés, l'hétérogénéité à l'épandage est également importante si les produits sont disposés en couches épaisses ($30 < CV < 88\%$ selon le produit). La qualité de l'épandage s'améliore par contre de façon sensible ($24 < CV < 40\%$) en cas de plusieurs couches fines alternées ou de mélange manuel au sein de la trémie (figure 4).

Conditions de préparation d'un bon bulk

Pour préparer rapidement le mélange d'engrais (bulk) dans les grandes propriétés, la mécanisation est incontournable. Les essais menés au Domaine Itto Aomar ont montré qu'avec une bétonnière classique, actionnée par un moteur électrique, un mélange homogène est obtenu au bout de 2 min (figure 5), à condition de ne pas dépasser la moitié de la capacité de la bétonnière (soit 200 kg pour une capacité de 400 kg). Au delà, le bulk est de moins bonne qualité, faute d'un brassage suffisant des produits au fond de la machine.

La préparation manuelle du bulk sur une bêche, quoique plus lente, est également possible. Mais la masse de référence de 500 kg recommandée jusqu'ici aux Domaines Agricoles (sur la base d'appréciations purement visuelles), pour réaliser le mélange, donne un bulk de qualité plutôt irrégulière, même en prolongeant la durée de l'opération. Les meilleurs résultats sont obtenus en procédant par petits lots successifs de 3 ou 4 sacs (3 par 3 ou 4 par 4) avec homogénéisation de 5 à 10 min.

Effet des conditions de transport

En l'absence de secousses, le transport d'un bulk soigneusement préparé à la ferme, sur de petites distances (moins de 1 km), que ce soit en sacs ou dans l'épandeur même, est sans grande influence sur la qualité de l'épandage. Ce n'est plus le cas dès lors que l'épandeur est soumis à de fortes secousses (figure 6), dues par exemple à un état de surface très motteux. Même sur une faible distance, il peut y avoir ségrégation des produits, avec une incidence négative sur la qualité des épandages.

Manifestement, le bulk avec le risque minimum de ségrégation est celui préparé en tête de parcelle sur une remorque plateau et déversé aussitôt dans l'épandeur [Aït Houssa, 1998], la remorque avançant au fur et à mesure avec l'épandeur, le long de la parcelle.

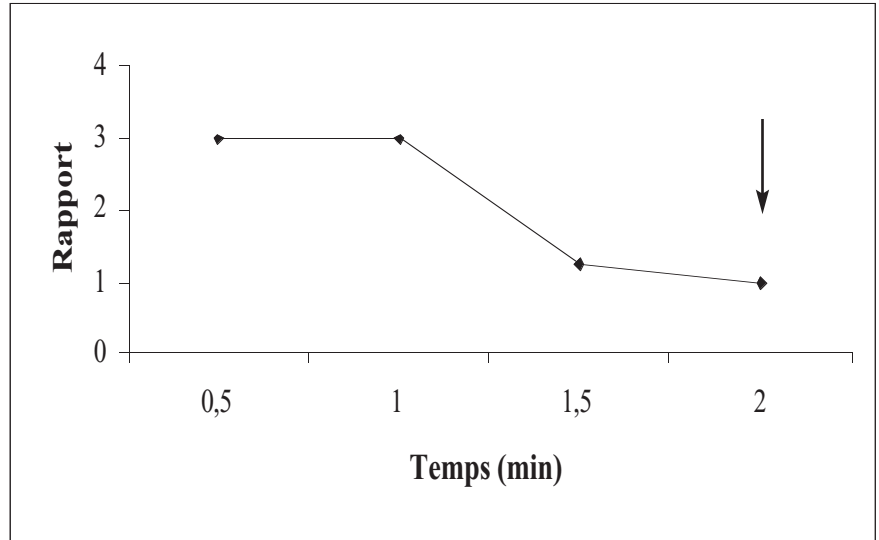


Figure 5: Homogénéisation du Bulk en fonction du temps de mélange dans une bétonnière

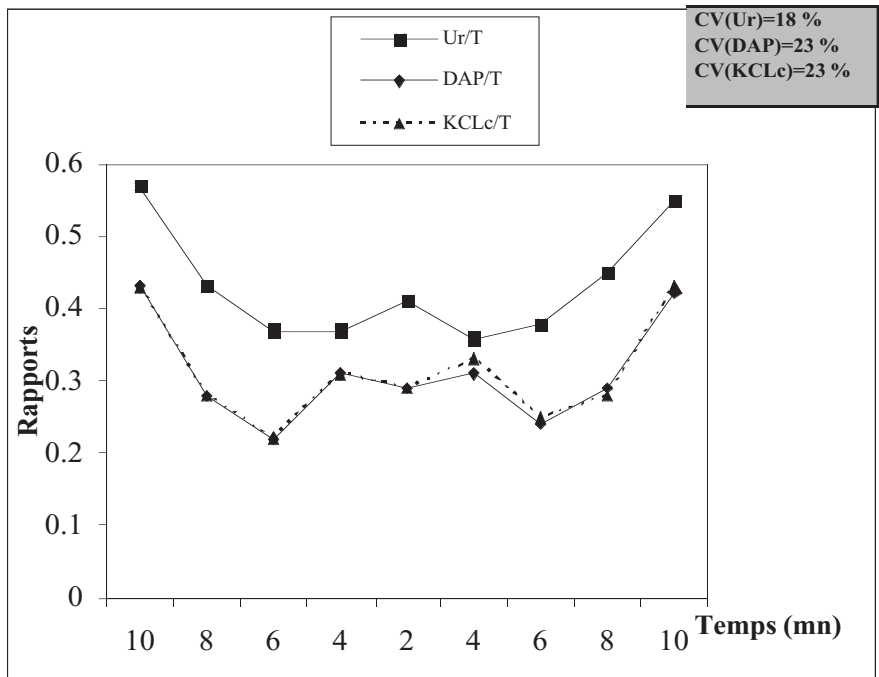


Figure 6: Effet des secousses sur l'uniformité de l'épandage de bulk ternaire
 $T = \sum Ur + DAP + KCLc$. $R = Ur/T ; DAP/T ; KCL/T$.

III.2. Eléments de référence sur le matériel

III.2.1. Effet des mauvais réglages élémentaires

Le premier réglage élémentaire à surveiller est celui de l'attelage épandeur/tracteur. Le non respect de la symétrie par rapport à l'axe du tracteur (axe de l'épandeur déporté), de la hauteur (appareil trop haut,

trop bas), de l'horizontalité (appareil en dévers, trop penché vers l'avant ou vers l'arrière), sont autant de facteurs d'influence sur la qualité des épandages [Cemagref, 1997 ; Nodet-Gougis, 1986]. Il en est de même lorsque l'épandeur est en mauvais état (disque déformé, pâles déformées ou trop usées,...). Les figures 7 et 8 donnent le type de dissymétrie et l'extrême hétéro-

généité des épandages dus au non respect des réglages élémentaires de l'attelage (ici dévers exagéré) et à des défauts sur une pièce maîtresse (ici disque déformé). Les CV obtenus (35 à 42 %) sont pratiquement de 1.4 à 1.8 fois la valeur obtenue en conditions normales d'épandage de l'Ammonitrate.

III.2.2. Méthode d'étalonnage de l'épandeur centrifuge

Les quatre éléments qui interviennent dans l'étalonnage d'un épandeur centrifuge sont la dose Q à épandre, la vitesse V avec laquelle évolue le tracteur, la largeur L d'épandage, le débit D de l'appareil et la superficie S à fertiliser. Ces paramètres sont reliés par l'équation simple :

$$D = Q \cdot V \cdot L / S$$

En mode d'expression usuel avec Q en kg/ha, V en km/h, L en m et S en ha, la relation de calibrage ci-dessus devient :

$$D = QVL/600 \text{ (en kg/mn)}$$

Détermination de la dose Q

La détermination de la dose d'engrais Q à épandre est du ressort du spécialiste en fertilisation. Q est fonction de l'élément considéré (azote, phosphore, potasse), de la culture envisagée (céréale, légumineuse, betterave,...), du niveau de productivité réalisable dans la zone (élevé, moyen, médiocre) et du mode d'apport (totalement bloqué, fractionné). Des logiciels ont été mis au point dans le contexte marocain depuis déjà plus de 12 ans et peuvent être utilisés pour le calcul des plans de fumure, que ce soit pour les agrumes [Aït Houssa et al., 1987] ou la grande culture [Aït Houssa et al., 1997]. Pour les problèmes d'épandage que nous traitons dans la présente étude, la valeur de Q est sans grand intérêt, pourvu qu'elle soit raisonnable et couverte par la gamme de doses pour laquelle l'appareil a été calibré au départ par le constructeur.

Détermination de la vitesse V

Méthode de détermination et règles à respecter

Pour des impératifs liés au confort du conducteur, à sa sécurité, voire à

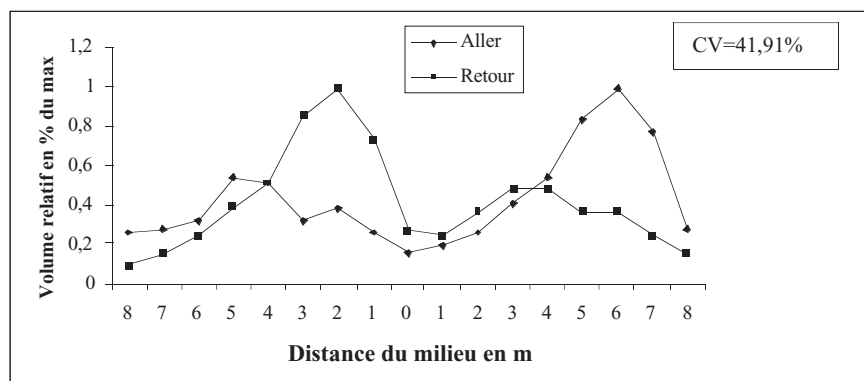


Figure 7: Effet du dévers sur la qualité des épandages de l'ammonitrate HD

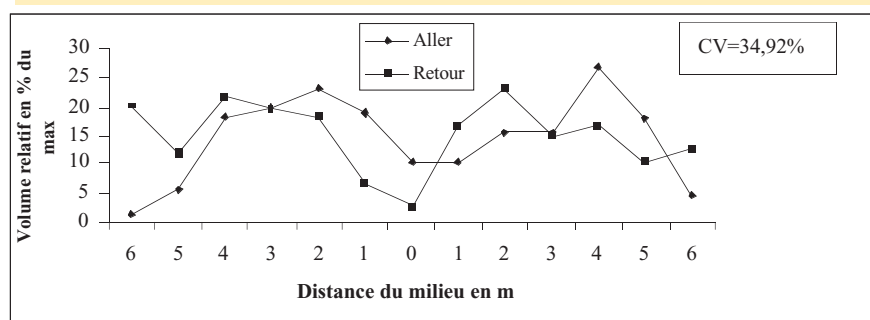


Figure 8: Effet de la déformation du disque sur la qualité des épandages de l'urée

	Terrain plat affiné	Terrain en pente (5 %)	Le long des courbes de niveau (5% de pente)	Terrain plat motteux
4RM Deutz DX 4.57	10-déc	6-juil	6-juil	5-juil
2RM New Holland TS90	8-oct	5-juin	5-juin	5-juin

Tableau 3: Choix de la vitesse d'épandage des engrais en fonction des conditions du terrain et du type de tracteur utilisé

la sécurité du matériel lui-même, la vitesse d'avancement V doit être choisie in situ, la trémie du tracteur à moitié chargée. La détermination en est faite sur une distance de 100 m en répétant l'aller retour 2-3 fois, la rotation de la prise de force étant calée sur 540 tr/min et le rapport choisi au niveau de la boîte de vitesse maintenu constant. Le tableau 3 donne les résultats obtenus sur ce point à Itto Aomar.

La vitesse V avec laquelle le tracteur peut évoluer sur le terrain est manifestement plus grande pour un épandage en terrain plat, que pour un épandage en pente ou le long des

courbes de niveau. V à adopter est également plus grand sur un état de surface affiné que sur un terrain motteux ou pierreux. En sol trop argileux travaillé à sec à la charrue à socs, l'épandage s'avère parfois même quasi impossible du fait des gros blocs soulevés par cet outil. Il faut, soit attendre l'arrivée des premières pluies, soit faire appel à un rouleau pour briser les mottes [Aït Houssa, 2001].

Facteurs influant sur V

Les essais menés à Itto Aomar sur cet aspect, montrent que même à rapport et à accélération constants, V reste légèrement influencée par le

type de traceur (la vitesse est globalement plus régulière avec un 4RM qu'avec un 2RM, sauf le long des courbes de niveau où il y a égalité de performances entre les deux (tab. 4). Bien évidemment, le faible écart constaté n'a qu'un intérêt pratique limité. Il n'est pas question de chercher à s'équiper en tracteur 4RM (quant on n'en a pas) ou à l'affecter en priorité aux épandages (quand d'autres travaux plus importants tels que les labours attendent) sous prétexte qu'il y a une petite amélioration de la qualité des épandages.

On note également un effet net de la pente (effet de régulation de la pompe d'injection en montée) et de l'état de surface du sol (régularité meilleure en terrain plat qu'en terrain en pente, en sol sec qu'en sol humide).

III. 2.3. Recherche de la largeur optimale

Avec un épandeur centrifuge, la répartition transversale de l'engrais (dans le sens perpendiculaire à l'avancement), n'est pas uniforme mais dégressive [Cemagref, 1997 ; Tissos et al., 1995]. Plus on s'éloigne de l'axe du tracteur, plus la dose diminue. D'où la nécessité, pour obtenir un épandage homogène, d'un recouvrement partiel entre la bande B1 fertilisée à l'aller et la bande B2 fertilisée au retour. Mathématiquement parlant, un recouvrement parfait est celui où :

$$T_1 (B_1) - T_2 (B_2) = T_1 (B_1) = T_2 (B_2)$$

Avec T_1 dosage de la bande aller B1, T_2 dosage de la bande retour B2

Si l'épandage est linéaire et non dissymétrique, la largeur optimale de la bande de travail L_0 peut également être déterminée en résolvant l'équation ci-dessous par rapport à l'axe aller ou (ce qui revient au même) à l'axe retour, pris comme axe de référence [Aït Houssa, 2003] :

$$b_1 - T_1 L_0 = - b_2 + T_2 L_0 ; \text{ avec } T_1 = T_2 = T \text{ et } b_1 = b_2 = b, \text{ ce qui donne } L_0 = b/T$$

Tableau 4: Effet de divers états de terrain sur la vitesse d'avancement de deux types de tracteur lors de l'épandage d'engrais

Etat du terrain	Plat sec	En pente sec	Plat humide	En pente humide	Le long des courbes de niveau
(CV%) 4RM Deutz DX 4.57	0	0,7	0,27	0,35	0,91
(CV%) 2RM New Holland TS90	0,72	0,85	0,92	0,8	0,94

Tableau 5a: Largeur maximale L_m (m) et largeur optimale L_o (m) d'épandage des principaux engrais utilisés au Maroc (Centrifuge monodisque Nardi)

L_m (m)	Produits	CV (%)	L_o (m)	Produits	CV (%)
10	SA; SSPp; SKp; MAP	65-98	7	SA; SSPp; SKp; MAP	juil-40
16	Ur	61	10	Ur	9
20-22	AM; ASP; DAP	46-59	11-déc	AM; TSP; ASP; DAP; 14-28-14C	16-35
24	TSP; KCLc; SKc; 14-28-14C	20-59	14	KCLc; SKc	32-39

Tableau 5b: Largeur maximale L_m (m) et largeur optimale L_o (m) d'épandage des principaux engrais utilisés au Maroc (Centrifuge bidisque Sulky DR 650)

L_m (m)	Produits	CV (%)	L_o (m)	Produits	CV (%)
12	SA ; SSPp ; SKp ; MAP	49-72	9	SA; SSPp; SKp; MAP	15-19
20	Ur	45	12	Ur	18
22-24	AM; ASP; DAP	46-57	13-15	AM; TSP; ASP; DAP ; 14-28-14C	15-22
24-26	TSP; KCLc; SKc; 14-28-14C	39-50	16	KCLc; SKc;	17-26

Au sens statistique du terme, le meilleur recouvrement est celui qui minimise le coefficient de variation (rapport de l'écart type à la moyenne x 100) de la répartition transversale [Dagnélie, 1975].

Les tableaux 5a et 5b présentent les largeurs maximales et optimales (la résolution mathématique et la méthode statistique ont donné sur ce point des résultats équivalents) obtenues dans les essais en hall au Domaine Itto Aomar. Les valeurs dépendent des caractéristiques physiques des produits. Elles sont plus faibles pour les produits pulvérulents et plus importantes pour les produits compactés à gros grain dense. L_m et L_o sont également influencées par le type de

matériel (le bidisque donnant tout naturellement des largeurs supérieures que le monodisque).

Pour le mono-disque Nardi (type d'appareil plus courant aux Domaines Agricoles en raison de son faible prix d'achat), les résultats obtenus permettent en outre de classer globalement les largeurs optimales d'épandage des produits en 4 groupes :

Groupe 1 à largeur d'épandage optimale faible ($L = 7$ m), formé par les trois produits pulvérulents (SSPp, SKp, MAP) et le produit cristallisé (SA) ;

Groupe 2 à largeur d'épandage optimale égale à 10 m, formé par la perlurée ;

Références bibliographiques

- **Aït Houssa A., 1992.** Rapport de stage sur la fabrication des engrais effectué dans les usines de la Grande Paroisse et aux Potasses d'Alsace. 8p.
- **Aït Houssa A., Idrissi L., Lekchiri A., 1987.** Logiciel de fertilisation des agrumes au Maroc. (Première version). SASMA, Aïn Sebaa, Casablanca, Maroc.
- **Aït Houssa A., Ouknider M., Safine M. 2001.** Gestion des engrais et production agricole. L'expérience des Domaines Agricoles. Revue H.T.E. n°118, pp13-19.
- **Aït Houssa A., Rajaa H., Mme Rajab S., Benmansour S., Albabaallal H., Ouknider M., Benbella M., El Midaoui M., 1997.** Ibn Alawam Système, logiciel de fertilisation raisonnée des grandes cultures. Guide d'utilisation, DDA/ENA, Maroc.
- **Aït Houssa A., Villemin P., 1998.** Fertilisation et gradients de potassium dans des sols en pente au Maroc. Cahiers Agricultures; 7: 23-5.
- **Aït Houssa A., 2001.** Observations réalisées sur les sols tirs de Itto Aomar travaillés à sec à la charrue à socs. Non publié.
- **Aït Houssa A., 2003.** Document TP, stage 5ème année, option: Productions Végétales. E.N.A., Meknès.
- **AZF., 1992.** Méthodes de mesure des propriétés physiques des granulés dans le Groupe GP. Cahiers Recherches Procédés Engrais. BP 204, 76120 Grand Quevilly-France.
- **CEMAGREF, 1997.** Les matériels de fertilisation et traitement des cultures. Technologies de l'agriculture. Collection FORMAGRI, Vol. 4/5, 343 p, Lavoisier TEC & DOC, France.
- **Dagnélie P, 1975.** Théorie et méthodes statistiques. Applications agronomiques. Vol 2, Gembloux, 457 p.
- **CEMAGREF, 2000.** Modulation de l'épandage centrifuge des engrais granulés: Mesure de débit et détermination des trajectoires par imagerie. Actes du colloque «Agriculture de précision, avancées de la recherche technologique et industrielle» Dijon 29/30 mai : p321-335.
- **DDA, 1992.** Résultats d'analyses de puits d'irrigation situés dans la région de Rabat. Non publié.

Tableau 6: Relation entre débit (kg/min) et ouverture de la trappe de dosage (cm) pour différents groupes d'engrais (monodisque Nardi)

Groupe d'engrais	Pentes	Ordonnées à l'origine	R2
SSPp	8,71	-21,69	0,96*
TSP, Ur, KCLc, DAP, ASP, 14-28-14C	15-17	-2	>0,98**
SA, AM., SKp, MAP,	18-19	-7	0,99***
SKc	28,28	-72,29	0,94*

Groupe 3 à largeur d'épandage optimale entre 11 et 12 m, formé par les cinq autres granulés testés (AM, TSP, ASP, DAP, 14-28-14C);

Groupe 4 à largeur d'épandage optimale de 14 m formé par les deux produits compactés (KCLc, SKc).

L'hétérogénéité d'épandage obtenue avec le monodisque Nardi après recouvrement, reste globalement élevée par rapport aux normes (CV<15 %) en usage en Europe [Cemagref, 1997]. Des écarts particulièrement importants existent également entre les indications fournies par la fiche de réglage de ce matériel [SOMA, 1998] et les tests réels d'optimisation de la largeur de travail sur le terrain (14 m contre 22 m pour les granulés à gros grain et 12 m contre 18 m pour les granulés à grain moyen). La notice du constructeur donne l'impression de privilégier le rendement de la machine (plus d'ha par jour).

Le niveau d'hétérogénéité, après recouvrement, reste par contre globalement voisin de la norme pour l'épandeur Sulky DR650, sans pour autant atteindre les nouvelles performances (CV< 7 % pour l'urée et l'ammonitrate) avancées par cette entreprise sur ses nouveaux matériels mis récemment sur le marché tels que le DPX Prima et Magnum [Sulky, 2002]

III.2.4. Détermination du débit de l'épandeur D

Une fois la dose Q, la vitesse d'avancement V et la largeur de travail L choisies, le débit (en kg/min) se déduit directement de la relation précédente :

$$D = QVL/600$$

La relation débit/ouverture de la trappe de dosage est une relation à peu près linéaire mais avec des pentes et des ordonnées à l'origine différentes, en rapport avec la nature ou plus exactement avec la coulabilité du produit. Le tableau 6 présente les pentes et les ordonnées à l'origine types par groupe de produits, obtenues dans le cadre de la présente étude.

Ce débit est sensiblement influencé par la hauteur du produit dans la trémie. Pour l'ASP, le MAP, le DAP et le 14-28-14C, l'effet hauteur est régi par le modèle quadratique commun :

$$D \text{ (kg/min)} = 0,0867 H \text{ (%) } - 0,0005H^2 + 8,4185 ; R^2 = 0,99**$$

Ce résultat suggère, pour avoir un débit constant, soit d'alimenter constamment l'épandeur au travail pour que son niveau ne baisse pas trop, soit de disposer d'épandeur équipé de volet de dosage à commande différentielle assisté par ordinateur, comme celui proposé en agriculture de précision (Ruckman et al, 1981; Griffis, 1985; Schueller, 1991; cemagref, 2000), encore au stade expérimental même aux USA, qui en sont le premier pays initiateur.

Pour la pratique agricole, qui nous préoccupe le plus ici, la détermination de D est souvent facilitée par la notice de réglage du constructeur. En l'absence de cette notice, D peut être déterminé par tâtonnement et approximations successives, en faisant varier

Références bibliographiques

- **GRIFFIS C.L. , 1985.** Electronic sensing of soil organic matter. Trans. A.S.A.E, 28 : 703-705.
- **NODET-GOUGIS, 1986.** Distributeur DP112, notice d'utilisation, catalogue des pièces de rechange. BP 70, 77873, Montereau Cedex, France.
- **RUCKMAN I.L, HUMMEL IW., BUTLER B.J, 1981.** Improved soil organic matter sensor with microprocessor control. ASAE paper n°81-1012.ASAE, St Joseph, MI, USA.
- **SCHUELLER J.K., 1991.** design for dynamic response of sprayer-applicators. J Fert. Issues 8 (3) : 69-73.
- **SOMA, 1998.** Fiche de réglage de l'épandeur mono-disque Nardi, 4 p. Casablanca, Maroc.
- **SCET-Maroc, 1999.** Projet de protection de l'environnement du bassin de Sebou (PPES). Etude pour un programme d'action visant à minimiser et à contrôler l'impact des engrais et des pesticides sur l'environnement du bassin de Sebou. Résumé du rapport général d'étude. 44 p. Rabat, Maroc.
- **SULKY, 2002.** Notice technique de l'épandeur DPX system. BP 92111, Rue Fabien Burel, 3521, Chteau-bourg Cedex, France.
- **Tissot S., Oestges., Bruart J., 1995.** Le stockage des engrais minéraux solides et liquides. Le comité «Nitrate» Communiqué n°64. Station de Génie Rural-Chaussée de Namur, 146, 5630. Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux. Passage des Deportes. 2, B-6030 Gembloux - Belgique.
- **Zari A., 2003.** Eléments de référence pour le raisonnement des épandages d'engrais au Maroc. Mémoire de troisième cycle, E.N.A., Meknès. 73p.

Tableau 7: Variabilité de la répartition transversale des engrais derrière l'épandeur pneumatique à rampes Nodet-Gougis DP112

	Sulfate de potasse pulvérulent	Sulfate de potasse granulé	Urée
Nombre de mesures	16	16	16
CV (%)	3,46	3,25	2,75

l'ouverture depuis le minimum et en pesant l'engrais correspondant récolté dans un bac. Avec 5 ou 6 points de référence, D est donné soit par la méthode graphique soit par interpolation linéaire.

III.3. Le cas particulier de l'épandeur pneumatique à rampes

Que le produit soit pulvérulent, compacté ou granulé, l'uniformité d'épandage obtenue avec ce matériel est irréprochable (tableau 7). L'appareil est en outre simple à régler et d'une utilisation très facile (largeur de travail fixe et égale à celle de la rampe, facile à contrôler, homogénéité remarquable et moins influencée par la forme de l'engrais, par le vent,...). Malheureusement, dans le contexte Marocain, cet épandeur n'a pas rencontré le succès attendu. Introduit aux Domaines Agricoles dans les années 1985, il n'a pas pu résister devant les appareils centrifuges en raison de son coût élevé (48.882 Dh en 1986 contre 2500 Dh pour un appareil centrifuge monodisque !!), de son rendement plus faible, de sa fragilité (usure rapide des tubes, des joints,...), et de son inadaptation aux terrains accidentés. Le coût de maintenance et le manque de pièces de rechange n'avaient pas joué non plus en sa faveur.

IV. SYNTHÈSE ET CONCLUSIONS

L'enquête menée dans la région du Gharb à l'occasion de la présente étude a montré la forte carence des exploitations en équipements d'épandage, doublée d'une insuffisance de la maîtrise des réglages lorsque le matériel existe sur l'exploitation (souvent le réglage reste grossier et ne respecte pas de

façon complète les bases agromécaniques requises : type d'engrais, sa qualité, calibrage de la vitesse, choix judicieux de la Pdf, de la largeur d'épandage, ...). Ce fait dénote l'ampleur de l'effort qui reste à faire au Maroc, en matière d'équipements d'épandage d'engrais (et d'équipements agricoles en général) et de leur maîtrise technique.

Quand on connaît l'extrême hétérogénéité de l'épandage manuel [Aït Houssa et al., 2001 ; Zari, 2003], on est étonné que l'apport de l'azote de couverture sur les cultures (un élément très polluant) soit encore presque exclusivement fait à la main, même dans les propriétés équipées en matériel d'épandage.

Apporter la dose globale adéquate ne suffit pas pour atteindre les objectifs d'une fertilisation raisonnée. Encore faut-il qu'un mauvais épandage n'en limite pas l'efficacité par endroit (en créant des zones sous fertilisées entraînant de la sous productivité) ou ne conduise pas à des gaspillages par endroit (en créant des zones sur fertilisées sans incidence positive ni sur la productivité ni sur la qualité). Mais, le plus grave en cas de mauvais épandage, reste le danger pour l'environnement à terme, des migrations des reliquats d'engrais, azotés en particulier.

Comme de nombreux résultats récents d'analyse des eaux de la nappe souterraine en témoignent [DDA, 1992 ; SCET, 1999] au Maroc, on en est plus au stade de la prévention des dangers des excès d'engrais sur l'environnement mais à un stade bien avancé, voire inquiétant dans certaines zones

vulnérables telle que la côte atlantique (200 mg/l de NO₃- contre 50 mg/l recommandées par l'OMS en cas d'utilisation de l'eau à des fins domestiques).

Il y a donc une nécessité impérieuse à améliorer d'urgence les pratiques actuelles de fertilisation entre autres par une amélioration de la qualité des épandages.

Ce travail a été une occasion pour apporter à l'utilisateur marocain, les premières réponses chiffrées aux interrogations pratiques sur les conditions d'un épandage raisonné (relation entre qualité de l'engrais et qualité de l'épandage, comment

préparer son bulk, le transporter, comment régler son épandeur, quelle largeur retenir en fonction de la nature du produit pour optimiser l'apport ...). Il a été aussi une occasion pour caractériser les engrais du Maroc fabriqués par l'OCP (MAP, DAP, ASP, TSP, 14-2814C) vis à vis des exigences des épandages.

Enfin, sur un plan général (et au delà des chiffres), la recommandation la plus importante à retenir de ces recherches est l'obligation pour le Maroc d'un contrôle des technologies agricoles importées de l'étranger, au moment de leur

première introduction, en vue de s'assurer de leur efficacité dans le contexte local. Pour le monodisque testé, nous avons été surpris par les écarts constatés entre les largeurs de travail recommandées par la notice du fabricant et les largeurs optimales réelles déterminées sur le terrain ; un élément pourtant déterminant de la qualité des épandages (14 m contre 22 m !! pour les granulés à gros grain et 12 m contre 18 m !! pour les granulés à grain moyen). Ce qui démontre qu'un calibrage, même lorsque celui-ci est fait dans les règles de l'art dans le pays d'origine, n'est pas forcément le meilleur calibrage dans un autre contexte.



Ammonitrate HD reprise en maxe



25 préparer le bulk sur remarque en tête de parcelle



60 Epandeur centrifuge au travail

