



Figure 1:
Le bassin versant hydrogéologique de Fehraltorf (ZH).

6 Analyse de scénarios pour évaluer les effets de mesures écologiques visant à réduire la lixiviation nitrique en culture assolée

Michel Decrem, Felix Herzog, Jakob Nievergelt, Walter Richner et Ernst Spiess

Le modèle LEACHMN a été utilisé dans des études de scénarios pour évaluer les effets de mesures écologiques mises en œuvre dans le cadre du plan d'action agri-environnemental suisse (PER). Les mesures en question, visant à réduire la lixiviation nitrique en culture assolée, étaient la diminution de la fumure azotée et l'utilisation de cultures piège à nitrates. Les efforts de modélisation à l'échelle d'un petit bassin d'alimentation à dominance agricole situé sur le Plateau suisse ont montré que la mise en œuvre des PER a pu conduire à une baisse moyenne de 30 % ($16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) des pertes d'azote par lixiviation en culture assolée.

L'objectif global de cette étude était d'évaluer l'effectivité des mesures écologiques visant à réduire la lixiviation nitrique en culture assolée, avec le petit bassin d'alimentation défini comme échelle de référence. Les mesures en question, mises en œuvre dans le cadre des prestations écologiques requises (PER), étaient le bilan de fumure équilibré et la protection appropriée du sol, menant à une implantation de cultures piège à nitrates. Afin d'éviter le coût élevé et l'impraticabilité d'une campagne de mesures au champ étendue et approfondie, nous avons adopté une approche de modélisation pour accomplir cette étude.

Matériels et méthodes

Le bassin d'alimentation de Fehraltorf

Le bassin d'alimentation sur lequel s'est focalisé le projet se situe près de la commune de Fehraltorf, à environ 30 km à l'est de Zurich (fig. 1). Il couvre une superficie de 540 ha, dont 60 % consiste en des terres agricoles. Le climat dans la région est de type tempéré humide

Michel Decrem,
Felix Herzog,
Jakob Nievergelt,
Walter Richner et
Ernst Spiess,
Agroscope
FAL Reckenholz,
Reckenholzstr. 191,
CH-8046 Zürich

avec une moyenne des précipitations d'environ 1'250 mm par an, dont 400 mm de novembre à mars. Le paysage du bassin d'alimentation consiste principalement en une plaine alluviale entourée de collines boisées. La superficie totale des cultures assolées s'élève à 152 ha, avec 158 parcelles partagées entre 29 exploitations agricoles.

Des échantillons provenant de deux puits d'approvisionnement en eau potable sont analysés régulièrement pour suivre la qualité de l'eau souterraine. Avant 1993, le bassin d'alimentation de Fehrltorf était considéré comme une zone problématique, avec une concentration en nitrates de l'eau captée dans la nappe souterraine approchant la valeur maximale admise de 40 mg l^{-1} . Depuis le début de la mise en œuvre des mesures écologiques en 1993, la concentration en nitrates a baissé à environ 15 mg l^{-1} , largement en dessous de la valeur de l'objectif de qualité fixée à 25 mg l^{-1} . Il est à noter que la période aux alentours de 1993 a vu le démarrage d'un projet majeur de rénovation du système d'égouttage dans les communes avoisinant le bassin d'alimentation (Krejci *et al.* 1994), ce qui a également pu contribuer à faire baisser la teneur en nitrates des eaux souterraines.

L'occupation de l'espace a été cartographiée au moyen de photographies aériennes prises en août 2000. L'information sur les sols provient de la base de données et de la carte des sols au 1:5'000 du canton de Zurich (VDZH 1998). Les données détaillées concernant la gestion agricole au niveau du champ requises par le modèle (culture semée; rendement de récolte; quantité et type de fertilisant appliqué; date de semis, récolte, travail du sol, fertilisation) ont été obtenues pour 1998–2003, à partir des calendriers culturaux fournis par les agriculteurs à l'occasion d'enquêtes. Les données journalières de précipitation ont été recueillies auprès de la station météorologique de Pfäffikon située à proximité du bassin d'alimentation. Les autres variables climatiques journalières standard utilisées comme entrées par le modèle ont été mesurées à la station d'Agroscope FAL-Reckenholz, Zurich.

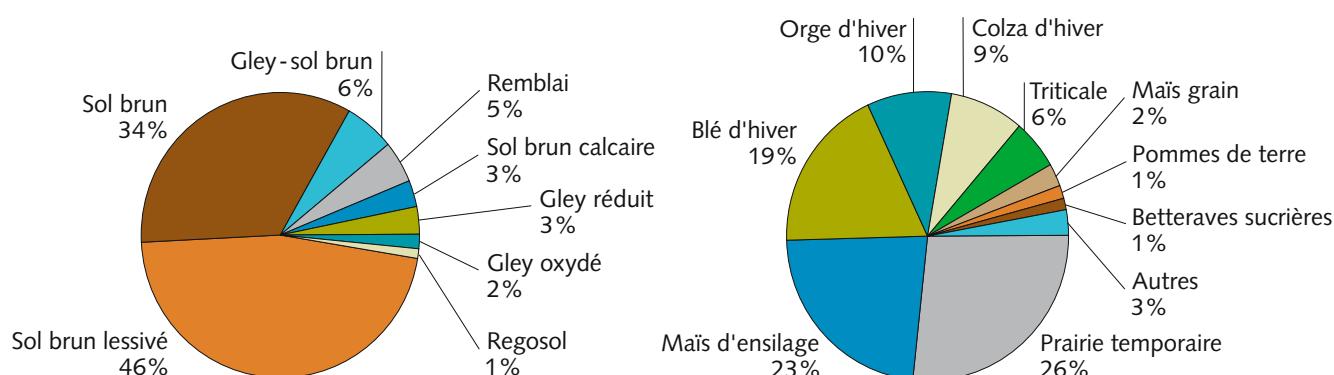
La Figure 2 renseigne sur la répartition des sols et des cultures dans les terres assolées de la zone d'étude pendant la période 1998–2003. Les sols prédominants étaient les sols bruns (Cambisols), caractérisés par une texture limoneuse. Seule une très faible proportion des sols (< 4 %) est drainée artificiellement.

Les cultures herbagères et fourragères (prairie temporaire et maïs d'ensilage) dominaient en occupant environ 50 % de la surface assolée. Une succession culturale type était : prairie temporaire (sur deux ans), maïs d'ensilage, blé d'hiver, colza d'hiver. En règle générale, des cultures piège à nitrate étaient implantées avant les cultures de printemps. En raison de leur aptitude fourragère, les mélanges herbe-trèfle hivernants étaient utilisés de préférence à d'autres cultures piège à nitrates tel que la phacélie.

Figure 2:
Répartition des types de sol (à gauche) et des cultures (à droite) dans les terres assolées du bassin d'alimentation de Fehrltorf, durant la période 1998–2003.

Le modèle LEACHMN

Pour mener à bien cette étude nous avons choisi LEACHMN (Hutson 2003), qui est un modèle quantitatif et déterministe simulant tous les processus majeurs qui déterminent les entrées, transformations et sorties de l'azote dans les sols agricoles. La figure 3 présente schématiquement les principaux flux et états de l'azote du système sol-plante-atmosphère, dans une version modifiée du modèle (la partie concernant les fertilisants organiques a



été transformée). Les pools d'azote minéral comprennent le nitrate et l'ammonium. L'azote organique est classé comme étant à cycle lent (humus) ou à cycle rapide (résidus de culture, fèces issues des fertilisants organiques). Les pools d'azote minéral reçoivent de l'azote par fumure, déposition atmosphérique, minéralisation et nitrification, et perdent de l'azote par volatilisation, dé-nitrification, immobilisation, prélèvement des cultures et lixiviation.

L'ammonium peut être en solution ou adsorbé sur la matrice de sol. Une simple approche capacitive de type «seau basculant» est utilisée pour décrire le transfert de l'eau et de l'azote à travers le profil de sol. L'écoulement préférentiel dans les macropores et le drainage artificiel ne sont pas pris en compte par le modèle. Parce qu'il ne décrit pas la fixation symbiotique, LEACHMN ne se prête pas bien à l'étude des transferts d'azote dans les systèmes herbagers pour lesquels la quantité d'azote fixée symbiotiquement est un poste important du budget azoté.

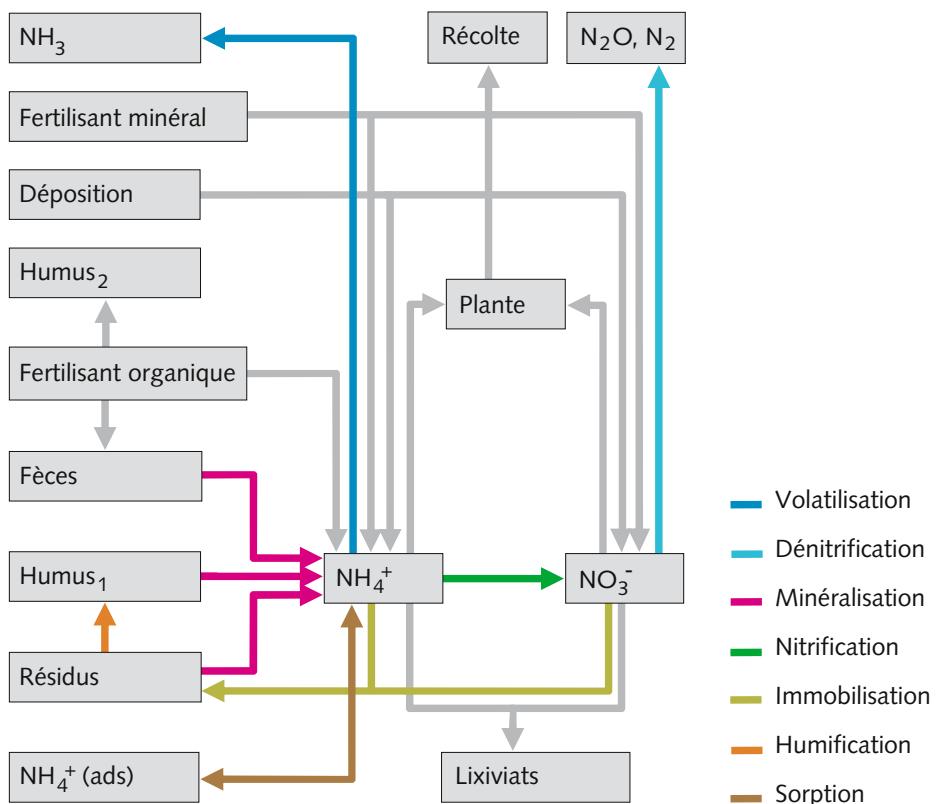


Figure 3:
Diagramme bloc du cycle de l'azote dans une version adaptée de LEACHMN.

Calibrage à l'échelle du lysimètre

LEACHMN a été calibré au moyen de mesures de drainage, de lixiviation nitrique et d'exportation d'azote par les récoltes provenant d'une étude lysimétrique réalisée à Agro-scope FAL Reckenholz pendant la période 1992–1999 (Nievergelt 2002). La méthode de modélisation inverse SUFI-2 (Abbaspour *et al.* 2004) a été appliquée pour obtenir le plus petit écart possible entre les valeurs simulées par le modèle et les valeurs observées, tout en veillant à ce que les valeurs utilisées pour les paramètres du modèle soient en accord raisonnable avec les données de la littérature (par ex. Schmied *et al.* 2000). Les douze grands lysimètres pesables (2 m de diamètre, 2 m de profondeur) étaient utilisés comme des systèmes drainant librement. Le sol contenu dans les lysimètres numérotés de 7 à 12 – un sol brun dérivé de dépôts morainiques, ayant une texture limoneuse et une pierrosité inférieure à 5 % – est comparable à la plupart des sols du bassin d'alimentation de Fehrlitorf. La succession culturale incluait diverses plantes à graines et à tubercules avec la phacélie utilisée comme culture piège à nitrates, et peut être considérée comme représentante d'une pratique culturelle normale. Seuls des fertilisants minéraux étaient utilisés, à des doses conformes au système de recommandation de fumure des Stations Fédérales de Recherche Agronomique suisses (DBF, Walther *et al.* 2001).

Application à l'échelle du bassin d'alimentation

Le modèle a été appliqué à l'échelle du bassin d'alimentation sous l'hypothèse que chaque parcelle individuelle pouvait être assimilée à un système dont le fonctionnement était comparable à celui du lysimètre utilisé dans le calibrage. Les effets éventuels du ruissellement, du drainage artificiel, de l'écoulement latéral subsurfacique et des remontées de la nappe

phréatique ont donc été négligés. La prise en compte des conditions locales de sol et de culture nécessitait d'ajuster les paramètres d'entrée du modèle et à cette fin, nous avons créé une base de données paramétriques à partir d'une combinaison de mesures existantes, de données littéraires et de dires d'experts.

Les caractéristiques de sol ont été identifiées au niveau parcellaire au moyen de la carte de sol et de la base de données pédologiques du canton de Zurich. Les paramètres hydrauliques du sol ont été estimés en utilisant des fonctions de pédotransfert continues (Wösten *et al.* 1999).

Au niveau parcellaire, l'information sur les rendements de récolte et sur la fumure a été obtenue principalement à partir des déclarations des agriculteurs. Lorsque les données faisaient défaut, le rendement de récolte a été estimé à partir de la moyenne pour le bassin d'alimentation, le canton de Zurich, le territoire national (par ordre décroissant de préférence) pour l'année considérée. Les rendements standard de DBF (Flisch *et al.* 2001) ont été utilisés en dernier recours, quand aucune statistique n'était disponible. L'application d'une règle de proportionnalité a permis d'obtenir le prélèvement d'azote par la culture à partir du rendement du produit de récolte principal. Le facteur de proportionnalité, calculé à partir des données de DBF, a été considéré comme une constante dans l'espace et le temps pour chaque type de culture.

Faute de données disponibles à l'échelle de la parcelle, nous avons recouru aux données tabulées de DBF pour dériver des valeurs standard de concentration en azote pour les différents types de fertilisants organiques. Seul l'azote minéral subsistant après la volatilisation de l'ammoniac a été considéré comme contribuant à l'azote disponible pour la plante. Nous avons supposé que 95 % de la quantité d'azote organique à cycle rapide (Fèces dans la figure 3) était minéralisée au cours de la période de trois ans suivant l'application au champ. A partir de la différence entre l'azote total et la somme de l'azote organique à cycle rapide et de l'azote minéral, nous avons estimé la quantité d'azote organique à cycle lent qui, par hypothèse, est incorporée dans la matière organique du sol et reste indisponible pour les plantes sur une longue période de temps (Humus₂ dans la figure 3).

Pour chaque type de fertilisant organique ou minéral considéré, la perte d'ammoniac par volatilisation a été calculée de façon empirique, au moyen d'un facteur d'émission standard (Menzi *et al.* 1997). Le module de volatilisation d'ammoniac dans LEACHMN n'a pas été utilisé. Pour prendre en compte, de façon plutôt grossière, les effets des techniques de réduction d'émission d'ammoniac lors de l'application, nous avons abaissé le facteur d'émission standard de 50 à 30 % de la quantité d'azote ammoniacal appliquée, dans le cas du lisier. A défaut de données précises, le facteur de dilution a été estimé à une part de lisier pour deux parts d'eau.

La modélisation des herbages temporaires (prairies temporaires et cultures piège à nitrates à mélange graminée-trèfle) a nécessité l'utilisation d'une approche pratique simplifiée, et ce pour deux raisons principales. Premièrement, comme mentionné plus haut, le modèle n'inclut pas une description de la fixation symbiotique d'azote. Deuxièmement, l'information au niveau parcellaire était généralement manquante pour déterminer la fumure azotée et les exportations d'azote avec une précision raisonnable. Dans l'approche que nous avons adoptée, il a été indirectement tenu compte de la fixation symbiotique d'azote à travers le «prélèvement net d'azote», soit la quantité totale d'azote prélevée par la culture réduite de la quantité d'azote fixée symbiotiquement, cette dernière étant estimée au moyen d'une méthode empirique (Boller *et al.* 2003). En ce qui concerne la fumure et les prélèvements azotés dans les prairies temporaires, nous avons supposé que les conditions intensives d'exploitation décrites par DBF constituaient la norme, en accord avec les statistiques régionales fournies par l'Union Suisse des Paysans (USP 1989 etc.). Dans le cas des cultures piège à nitrates, qu'il s'agisse de mélanges graminée-trèfle ou bien d'autres espèces, nous avons obtenu des valeurs cibles standard pour les prélèvements azotés à partir de mesures publiées (Lehmann *et al.* 1991).

Tableau 1. Définition des différents scénarios évalués dans l'étude.

Scénario	Définition
Baseline	Scénario de référence qui reflète la situation sous les PER pendant la période 1998–2003. La couverture des cultures piège à nitrates est supposée être égale à 100 % de toutes les surfaces pouvant être potentiellement couvertes pendant l'hiver.
Semi-historique #1	Fertilisation azotée minérale et organique augmentées respectivement de 28 % et 26 %. En fonction de la culture, le rendement de récolte peut différer d'environ –10 % à +10 %. Tous les autres facteurs restent inchangés.
Semi-historique #2	Comme dans Semi-historique #1 mais la couverture des cultures piège à nitrates tombe à 50 %.
Semi-historique #3	Comme dans Semi-historique #1 mais la couverture des cultures piège à nitrates tombe à 0 % («scénario du pire»).

Tableau 2. Niveaux relatifs de la fumure azotée organique et minérale, du rendement de récolte spécifique et de la couverture des cultures piège à nitrates à travers les différents scénarios.

Scénario	Niveaux relatifs (%)			
	Fumure azotée minérale	Fumure azotée organique	Rendement de récolte spécifique	Couverture des cultures piège à nitrates
Baseline	100	100	100	100
Semi-historique #1	128	126	90–110	100
Semi-historique #2	128	126	90–110	50
Semi-historique #3	128	126	90–110	0

Quatre scénarios

Les différents scénarios mis en oeuvre pour évaluer les effets des PER vis-à-vis de la lixiviation nitrique en culture assolée sont définis dans la Table 1.

Comme stipulé dans le tableau 1, les seules variables qui entrent en jeu dans les scénarios sont la fumure azotée organique ou minérale, le rendement de récolte spécifique et la couverture des cultures piège à nitrates. Le tableau 2 examine de façon détaillée les niveaux relatifs de ces variables à travers les différents scénarios.

Les taux de fumure et les rendements de récolte utilisés dans «Semi-historique #1–3» ont été déterminés sur base de données historiques. Pour chacun des paramètres considérés, nous avons calculé les ratios de la moyenne d'avant les PER par rapport à la moyenne contemporaine, à un niveau tantôt régional, tantôt national, et nous avons utilisé ces ratios comme coefficients d'échelle pour dériver, au niveau parcellaire, les données historiques à partir des données contemporaines de «Baseline». Pour les engrains animaux, nous avons basé notre approche sur les données des recensements agricoles fournies par l'Office fédéral de la statistique suisse pour les trois communes avoisinant le bassin d'alimentation (OFS 2004). Nous avons utilisé la production d'engrais de ferme pour 1990 et 2002, estimée à partir des nombres d'animaux d'élevage, et nous avons calculé un coefficient d'échelle de 1,26. Pour la fumure minérale, nous avons utilisé la moyenne de la consommation nationale rapportée à la SAU totale pour 1989–1993 et 1998–2002 (Spiess et Richner, chapitre 3 du présent rapport), et nous avons calculé un coefficient d'échelle de 1,28. Pour le rendement de culture, nous avons utilisé la moyenne nationale pour 1989–1993 et 1998–2002, estimée à partir des données annuelles fournies par l'Union suisse des paysans (USP 1989 etc.), et nous avons calculé un coefficient d'échelle variant de 0,88 à 1,09 selon la culture

Tableau 3. Moyenne du rendement national pour la période d'avant les PER (1989–1993) et la période contemporaine (1998–2002), et coefficient d'échelle dérivé.
Source: USP (1989 et suivants).

	Moyenne du rendement national ($dt\ ha^{-1}$)		
	Période 1989–1993	Période 1998–2002	Coefficient d'échelle ¹⁾
Maïs d'ensilage	177,9	165,0	1,08
Maïs grain	85,0	91,8	0,93
Orge de printemps	49,1	51,7	0,95
Avoine de printemps	51,9	51,8	1,00
Blé de printemps	53,2	48,9	1,09
Triticale	55,2	60,4	0,91
Orge d'hiver	61,2	60,4	1,01
Colza d'hiver	28,2	30,1	0,94
Seigle d'hiver	54,0	61,1	0,88
Blé d'hiver	59,6	58,3	1,02
Pommes de terre	416,7	389,2	1,07
Betteraves à sucre	658,6	695,9	0,95

¹⁾ Ratio de la moyenne 1989–1993 par rapport à la moyenne 1998–2002

considérée (tab. 3). Pour les prairies temporaires, le coefficient d'échelle a été fixé arbitrairement à 1, en raison de la pénurie d'information au sujet des rendements.

L'examen des archives historiques a révélé que les rendements des cultures d'avant les PER ne différaient pas très sensiblement de ceux de la période contemporaine, malgré les niveaux de fumure généralement plus élevés pratiqués dans le passé. En extrapolant les chiffres nationaux au bassin d'alimentation de Fehrltorf, la différence relative de production pour les cultures assolées excepté la prairie temporaire peut être estimée proche de 0 % entre les deux périodes, à occupation de l'espace et distribution des cultures constants. L'adoption de technologies plus avancées, dont l'utilisation de variétés culturales à plus haut rendement, semble avoir partiellement compensé les effets de la réduction de la fumure azotée.

Les niveaux de couverture des cultures piège à nitrates adoptés pour les différents scénarios ont été déterminés quelque peu arbitrairement, en raison de l'information limitée disponible au niveau parcellaire. Dans «Baseline», le niveau de 100 % traduit l'hypothèse d'une mise en œuvre complète et minutieuse de la couverture du sol en tant que mesure écologique. Dans «Semi-historique #2», le niveau de 50 % par rapport au maximum vise à approcher au mieux la réalité d'avant les PER. Dans «Semi-historique #3», le niveau de 0 % est sans fondement réel et n'a d'autre but que de permettre l'estimation du potentiel de réduction maximal de la lixiviation nitrique atteignable par la mise en œuvre de la couverture du sol en tant que mesure écologique.

Pour obtenir la couverture relative de 50 % dans «Semi-historique #2», les cultures piège à nitrates ont été retirées une à une de manière aléatoire, exception faite du petit nombre de celles qui recevaient une fumure azotée en automne, qui ont été gardées par commodité. Il s'ensuit que «Semi-historique #3» présente une légère réduction de la fumure azotée par rapport à «Semi-historique #2», puisque toutes les cultures piège à nitrates subsistantes ont été retirées. Néanmoins, «Semi-historique #3» a été surnommé «scénario du pire», en référence aux effets néfastes prévisibles de la jachère hivernale sur la lixiviation nitrique.

«Semi-historique #1–3» ont été conçus pour mettre en lumière les effets des mesures de réduction de la lixiviation nitrique tout en veillant à ce que la comparaison de leurs résultats avec ceux de «Baseline» ait du sens. Par conséquent, nous avons maintenu constant à tra-

vers les scénarios des facteurs tels que les conditions climatiques, l'occupation de l'espace, la succession et la distribution des cultures, la composition des fertilisants organiques, la déposition atmosphérique et les taux d'émission d'ammoniac, avec les conditions de 1998–2003 servant de base de référence.

Résultats et discussion

Calibrage à l'échelle du lysimètre

La case lysimétrique no. 8 a été sélectionnée en vue du calibrage, en vertu de son comportement jugé normal et représentatif. Le drainage et la lixiviation nitrique ont été simulés durant la période 1992–1999 et les résultats sont présentés sur la figure 4. Les caractéristiques du flux de drainage sont bien reproduites par le modèle. En revanche, pour la lixiviation nitrique, des écarts de plus de 100 % se produisent entre valeurs simulées et observées pour certaines années. Même si LEACHMN ne peut pas capturer tous les aspects de la lixiviation nitrique, la moyenne à long terme (environ 33 kg N ha⁻¹ an⁻¹) est raisonnablement bien estimée.

Application à l'échelle du bassin d'alimentation et analyse de scénarios

La dynamique de l'eau et de l'azote a été simulée à pas de temps journalier sur la période janvier 1998 – décembre 2003, pour chaque parcelle individuelle et chaque scénario. Les résultats obtenus à l'échelle de la parcelle ont été pondérés par la superficie en vue de l'agrégation, et des valeurs moyennes ont été calculées à l'échelle du bassin d'alimentation pour la période octobre 1998 – septembre 2003. Afin de déterminer correctement les conditions initiales, nous avons fait tourner le modèle avec des pratiques culturelles représentatives sur les sept dernières années précédant le temps initial. En guise de précaution supplémentaire, les résultats pour la période janvier – octobre 1998 ont été mis au rebut.

La figure 5 montre la distribution de fréquence du niveau annuel moyen simulé de la lixiviation nitrique à l'échelle de la parcelle, à travers les différents scénarios. Dans «Baseline», la lixiviation variait entre 10 et 160 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Cependant, pour la majorité des parcelles la lixiviation était comprise entre 15 et 70 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Cette variation plutôt modérée peut être attribuée au fait que le type de sol et le mode d'exploitation des cultures étaient relativement homogènes à travers le bassin d'alimentation. La valeur la plus fréquente, qui s'établit aux alentours de 30 kg N ha⁻¹ an⁻¹, est proche de la moyenne à long terme mesurée sur case lysimétrique. La partie supérieure de la distribution correspond à des situations où les apports azotés sont relativement élevés en comparaison avec les exportations par les récoltes, à cause soit d'une surfertilisation azotée ou de l'échec de la culture. La dizaine de points aberrants, présentant des valeurs comprises entre 70 et 160 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (non représentées sur la figure), correspondent à des sols de type gley à forte teneur en matière organique, pour lesquels l'appla-

Figure 4:
Comparaison entre les valeurs observées (■) et simulées (—) pour le flux de drainage (a) et la lixiviation nitrique (b) pour la case lysimétrique #8 pendant 1992–1999. La séquence culturale est indiquée dans l'encadré.

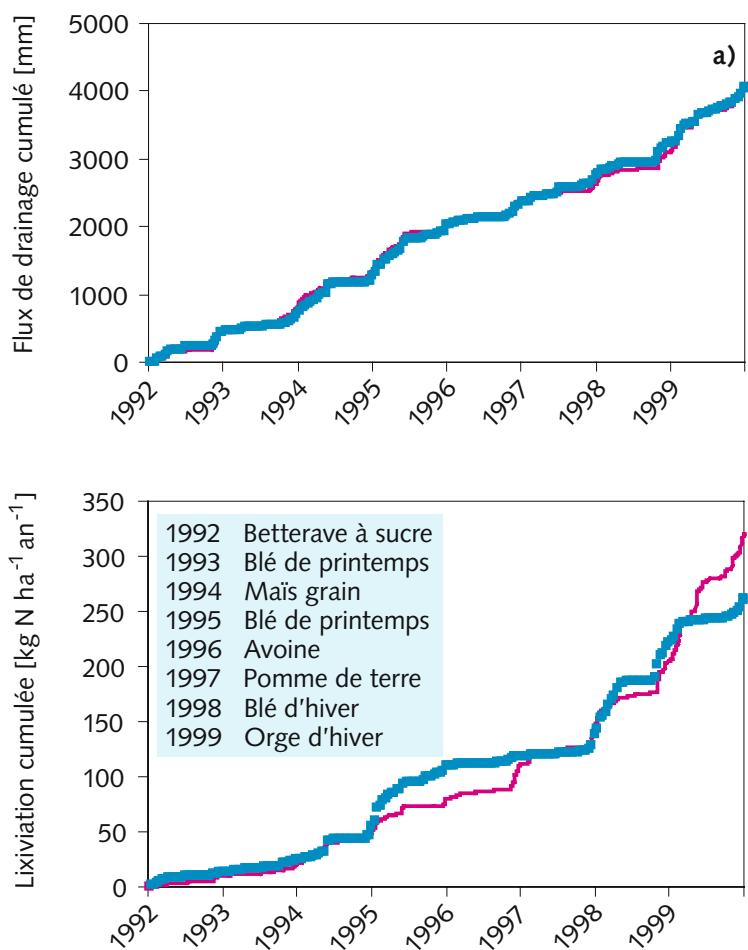


Figure 5:
Distribution de fréquence de la moyenne annuelle de la lixiviation nitrique simulée au niveau parcellaire, à travers les différents scénarios. (1: médiane; 2 & 3: quartiles supérieur & inférieur; 4 & 5: valeurs adjacentes supérieure & inférieure).

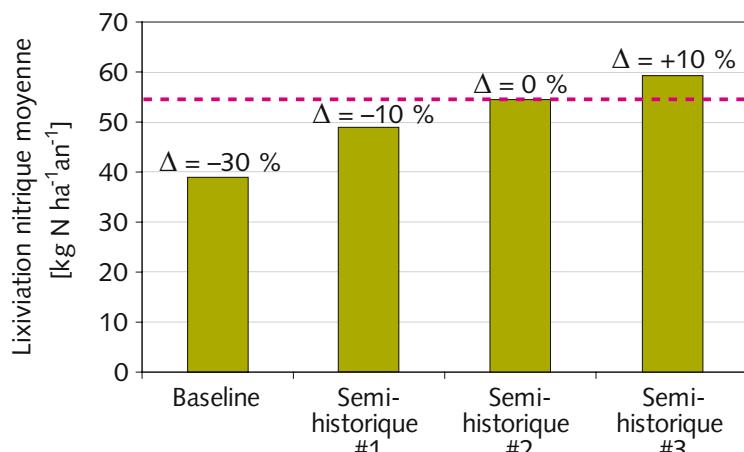
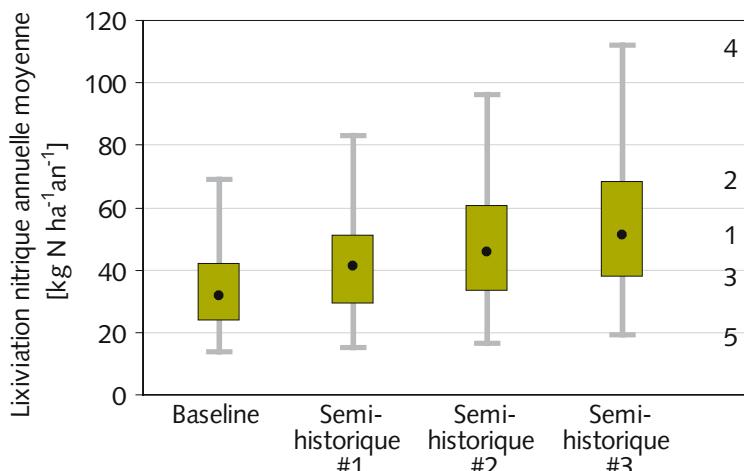


Figure 6:
Lixiviation nitrique à travers les différents scénarios, avec valeurs annuelles moyennes agrégées à l'échelle du bassin d'alimentation. La différence relative de niveau par rapport à «Semi-historique #2» est symbolisée par D.

tion du modèle est questionnable. De façon frappante, nous observons que la distribution de fréquence de la lixiviation nitrique s'élargit et se déplace vers des valeurs plus élevées alors que nous nous rendons de «Baseline» à «Semi-historique #3», c'est-à-dire alors que les mesures de réduction de la lixiviation nitrique deviennent moins contraignantes.

Le tableau 4 informe sur le bilan de masse de l'azote de la zone racinaire pour les différents scénarios. Le drainage moyen simulé est d'environ 720 mm par an (approximativement 60 % de la moyenne annuelle des précipitations) et ne varie pratiquement pas d'un scénario à l'autre. Nous relevons que la lixiviation moyenne simulée varie de 39 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour «Baseline» à 59 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour «Semi-historique #3». À travers les scénarios, la différence entre les sommes des entrées et sorties d'azote est soit proche de zéro

(«Baseline»), soit légèrement positive («Semi-Historique #1–3»), ce qui signifie que la quantité d'azote du sol reste constante ou bien augmente légèrement avec le temps, principalement sous la forme d'azote organique incorporé dans humus. Nous remarquons que la variation du prélèvement des cultures moyen simulé est un peu plus grande qu'attendu entre «Baseline» et «Semi-historique #1», étant donné la supposition d'une variation presque nulle de la production totale des cultures. Ceci indique que toutes les valeurs cible pour le prélèvement azoté des cultures ne peuvent être atteintes dans «Baseline», probablement à cause d'une légère surestimation de la demande azotée des cultures.

Conclusions

En se plaçant dans une perspective d'évaluation des PER, et en admettant que «Semi-historique #2» est le scénario qui se rapproche le mieux des conditions de fertilisation azotée et de couverture du sol qui prévalaient dans le bassin d'alimentation de Fehrltorf avant la mise en oeuvre des PER, la comparaison quantitative des différents résultats révèle que la limitation de la fumure azotée a entraîné une

diminution de 10 kg N ha⁻¹ an⁻¹ de la lixiviation nitrique moyenne, alors que l'utilisation accrue de cultures piège à nitrates a résulté en une diminution additionnelle de 6 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Au total, l'effet cumulé des PER se traduit par une baisse moyenne de la lixiviation nitrique de 16 kg N ha⁻¹ an⁻¹, ou de 30 % en termes relatifs. La figure 6 récapitule les résultats obtenus pour la lixiviation nitrique à travers les différents scénarios, et illustre les différences relatives de niveau par rapport à «Semi-historique #2».

A ce stade, il convient d'aborder la problématique de la validité des prédictions du modèle. En raison du manque d'information concernant les flux d'eau souterraine et les sources d'azote nitrique autres que les cultures assolées, nous ne pouvons corroborer nos simulations en utilisant les données sur la diminution de la teneur en nitrates dans la nappe phréatique. Une estimation de l'incertitude de prédition s'avère dès lors indispensable en vue d'évaluer la signification de nos résultats.

Provenant de sources multiples – la structure du modèle, les divers jeux de données utilisés pour le calibrage et l'application du modèle, ainsi que la méthodologie concernant le

Tableau 4. Bilan de masse de l'azote à travers les différents scénarios, avec valeurs annuelles moyennes agrégées à l'échelle du bassin d'alimentation ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Pour les entrées et sorties d'azote, les différences relatives par rapport à «Baseline» sont indiquées entre parenthèses (%).

Flux et stockages	Baseline	Semi-historique #1		Semi-historique #2		Semi-historique #3	
Déposition atmosphérique ¹⁾	26,2	26,2	(+0)	26,2	(+0)	26,2	(+0)
Fertilisant minéral	67,3	85,9	(+28)	85,9	(+28)	85,3	(+27)
NH ₄ -N de fertilisant organique	48,4	61,0	(+26)	61,0	(+26)	61,0	(+26)
N _{org} à cycle rapide, de fertilisant organique ²⁾	27,0	34,0	(+26)	34,0	(+26)	33,9	(+26)
N _{org} à cycle lent, de fertilisant organique ³⁾	39,0	49,2	(+26)	49,2	(+26)	47,8	(+23)
Résidus de culture	41,6	45,3	(+9)	43,2	(+4)	40,8	(-2)
Σ Entrées	249,5	301,7	(+21)	299,6	(+20)	295,1	(+18)
Prélèvement des cultures	180,3	196,3	(+9)	191,2	(+6)	186,3	(+3)
Lixiviation	38,9	48,9	(+25)	54,5	(+40)	59,3	(+52)
Volatilisation	19,7	24,8	(+26)	24,8	(+26)	24,7	(+25)
Dénitrification	10,7	14,6	(+37)	15,7	(+47)	16,8	(+57)
Σ Sorties	249,7	284,5	(+14)	286,2	(+15)	287,1	(+15)
Δ stockage N organique	-2,7	13,6		10,6		5,7	
Δ stockage N minéral	2,7	3,8		3,1		2,5	
Σ Δ stockages	0,1	17,4		13,7		8,3	

¹⁾ niveau basé sur les données de l'OFEFP (2004)

^{2), 3)} correspondent respectivement à Fèces et à Humus₂ de la Figure 3

calibrage, le changement d'échelle d'application et la conception des scénarios – l'incertitude sur les prédictions du modèle peut être substantielle, encore que difficile à quantifier de manière appropriée. Cependant, une forte incertitude de prédiction ne disqualifie pas automatiquement le modèle pour l'aide à la décision (Reichert et Borsuk 2005). L'incertitude affectant la différence entre des prédictions issues de différents scénarios – ce qui est là où se situe notre principal intérêt – peut être significativement plus faible que l'incertitude affectant des prédictions prises isolément. Une analyse approfondie de l'incertitude de prédiction fera l'objet de la prochaine phase de notre recherche.

Remerciements

Nous tenons à remercier Karim Abbaspour (EAWAG) pour nous avoir fourni le programme de modélisation inverse SUFI-2. Nous sommes également reconnaissants envers René Gämperle et Samuel Gerber (Service-conseil Strickhof Lindau), Olivier Huguenin, Reto Mani, Martin Ramsauer, Ömer Resitoglu et Erich Szerencsits (Agroscope FAL Reckenholz) pour l'inspiration, l'information ou les commentaires critiques qu'ils nous ont apportés.

Bibliographie

- Abbaspour K.-C., Johnson A. et van Genuchten M.-T., 2004. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. Vadose Zone Journal 3, 1340–1352.
- Boller B., Lüscher A. et Zanetti S., 2003. Estimation de la fixation biologique de l'azote par les mélanges de trèfles et de graminées. Les cahiers de la FAL 45, 47–54.
- Flisch R., Herter U., Kessler W., Menzi H., Walther U., Jeangros B., Pellet D., Ryser J.-P., Vullioud P.A., Frick R. et Berner A., 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. Agrarforschung 8(6), 4–80.

- Hutson J.-L., 2003. LEACHM – Model description and user's guide. School of Chemistry, Physics & Earth Sciences, The Flinders University of South Australia, Adelaide, Australia. <www.scieng.flinders.edu.au/cpes/people/hutson_j/leachweb.html>.
- Krejci V., Fankhauser R., Gammeter S., Grottke M., Harmuth B., Merz P. et Schilling W., 1994. Integrierte Siedlungsentwässerung, Fallstudie Fehraltorf. EAWAG report No.8, Dübendorf. 268 p.
- Lehmann J., Briner H.-U. et Rosenberg E., 1991. Zwischenkulturen – was können sie und was können sie nicht? Landwirtschaft Schweiz Band 4 (4), 151–158.
- Menzi H., Frick R. et Kaufmann R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Cahiers de la FAL 26. 107 pp.
- Nievergelt J., 2002. Nitrat und Fruchtfolgen 20 Jahre lang beobachtet. Agrarforschung 9, 28–33.
- OFEFP, 2004. Carte des dépôts azotés pour la Suisse – Situation en 1998. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage <<http://stratus.meteotest.ch/lugis/map/presentation>>.
- OFS, 2004. Neuchâtel, Office fédéral de la statistique, communication personnelle.
- Reichert P. et Borsuk M.-E., 2005. Does high forecast uncertainty preclude effective decision support? Environmental Modeling and Software 20, 991–1001.
- Schmied B., Abbaspour K.-C. et Schulin R., 2000. Inverse estimation of parameters in a nitrogen model using field data. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 533–542.
- Union suisse des paysans (USP), 1989 etc. Statistiques et évaluations concernant l'agriculture et l'alimentation. SBV-USP Brugg.
- Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Zürich (VDZH), 1998. Landwirtschaftliche Bodenkarte des Kantons Zürich 1:5'000. Amt für Landschaft und Natur, Fachstelle Bodenschutz Zürich.
- Walther U., Ryser J.-P. et Flisch R., 2001. Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages (DBF). FAL Zürich et RAC Nyon. Revue Suisse d'Agriculture 33 (3), 1–80.
- Wösten J.-H.-M., Lilly A., Nemes A. et Le Bas C., 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of european soils. Geoderma 90, 169–185.