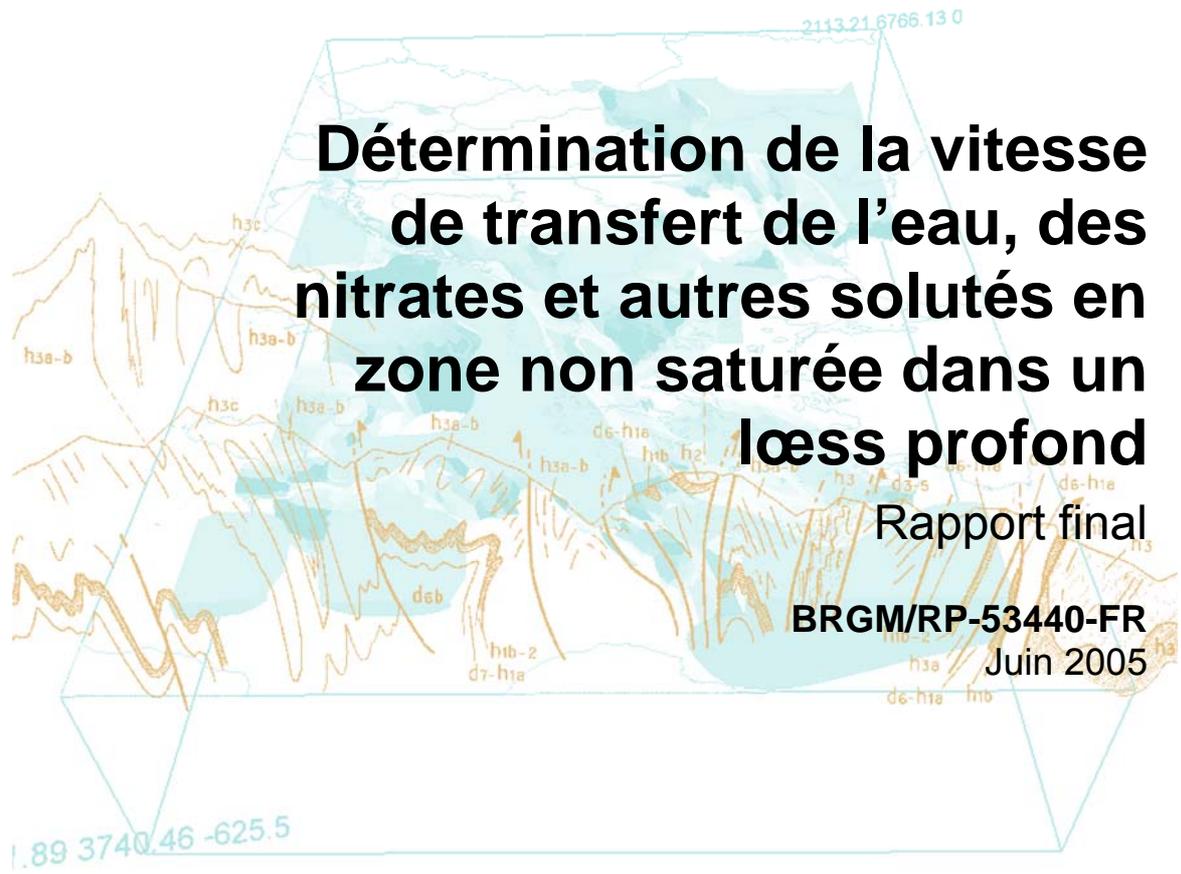


Document public



Détermination de la vitesse de transfert de l'eau, des nitrates et autres solutés en zone non saturée dans un loëss profond

Rapport final

BRGM/RP-53440-FR
Juin 2005



Document public



Détermination de la vitesse de transfert de l'eau, des nitrates et autres solutés en zone non saturée dans un loëss profond

Rapport final
BRGM/RP-53440-FR
Juin 2005



Étude réalisée dans le cadre des opérations de Recherche du BRGM PDR03EAU12

N. Baran
Avec la collaboration de
M. Bourgeois, C. Flehoc, B. Normand



Vérificateur :

Nom : C. MOUVET

Date :

Signature :

Approbateur :

Nom : D. PENNEQUIN

Date :

Signature :



Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2000.



Mots clés : tritium, nitrate, phytosanitaire, lœss, vitesse de migration, modélisation

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Baran N., Bourgeois M., Flehoc C., Normand B. 2005. Détermination de la vitesse de transfert de l'eau, des nitrates et autres solutés en zone non saturée dans un lœss profond. BRGM/RP-53440-FR, 88p, 46 ill.

© BRGM, 2005, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

La Chambre d'Agriculture du Bas-Rhin a mis en place un projet de recherche, en partenariat avec le BRGM, l'INPL-ENSAIA/INRA, le CNRS, le Conseil Général du Bas-Rhin, le Conseil Régional d'Alsace et l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, visant à déterminer la vitesse d'infiltration de l'eau et de solutés à travers la zone non saturée constituée de loëss profonds. La première étape du projet consiste à caractériser le stock de solutés (nitrates et phytosanitaires) dans la zone non saturée. Trois parcelles présentant des pratiques agricoles contrastées ont ainsi été retenues et ont fait l'objet de carottages (3 répétitions par parcelle) dont les solides récupérés lors de la foration ont été analysés dans ce but d'estimation des stocks de solutés. Le brgm était en charge de l'acquisition des données tritium. La deuxième étape de l'étude, menée par le brgm, était de déterminer une vitesse de transfert moyenne dans la zone non saturée en associant les données tritium et les résultats nitrate c'est-à-dire en appliquant le principe de double datation. L'examen visuel des données tritium et nitrate a permis d'estimer une vitesse moyenne alors que l'utilisation du modèle Agriflux -pour estimer les flux d'eau et de solutés à la base de la zone racinaire - couplé à un modèle simple de convection a permis de déterminer la vitesse annuelle de transfert et d'en déterminer la variabilité au cours du temps.

Seule la parcelle « grandes cultures » a fait l'objet de l'exercice de modélisation. Cette parcelle a été retenue parce que i) un pic tritium y est parfaitement décrit ii) deux pics nitrate bien individualisés sont observés et iii) les successions culturales y sont connues depuis 1972 avec une bonne idée des pratiques notamment en terme de fertilisation. La bonne similitude entre les données observées et simulées tant pour le tritium que pour les solutés - nitrates, atrazine et son produit de dégradation, la dééthylatrazine - permet de valider la démarche appliquée.

Sommaire

| | |
|---|-----------|
| 1. Contexte de l'étude..... | 11 |
| 2. Les carottages | 13 |
| 2.1. CHOIX DES SITES..... | 13 |
| 2.2. RÉALISATION DES FORAGES | 14 |
| 2.3. TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS..... | 15 |
| 3. La mesure du tritium | 17 |
| 3.1. PRINCIPE ET INTÉRÊT DE "L'OUTIL" TRITIUM | 17 |
| 3.2. LIMITES D'UTILISATION DE "L'OUTIL" TRITIUM | 18 |
| 3.3. LYOPHILISATION ET METHODE DE DOSAGE | 20 |
| 3.3.1. Lyophilisation..... | 20 |
| 3.3.2. Dosages | 21 |
| 3.4. LES MESURES | 22 |
| 3.4.1. Stratégie de sélection des échantillons à analyser..... | 22 |
| 3.4.2. Principes généraux sur le transfert d'eau et de solutés..... | 23 |
| 3.4.3. Résultats..... | 25 |
| 3.5. SYNTHÈSE SUR LES DONNÉES TRITIUM..... | 29 |
| 4. Modélisation du transfert de l'eau et des solutés..... | 33 |
| 4.1. LES SUCCESSIONS CULTURALES | 33 |

| | |
|---|-----------|
| 4.1.1. La modalité : grandes cultures | 33 |
| 4.1.2. La modalité : verger depuis 1983..... | 33 |
| 4.1.3. La modalité : verger depuis 1995..... | 33 |
| 4.2. PRINCIPES GÉNÉRAUX DE LA MODELISATION | 35 |
| 4.2.1. La démarche | 35 |
| 4.2.2. Description du modèle Agriflux | 35 |
| 4.2.3. Paramètres d'entrée du modèle Agriflux..... | 37 |
| 4.2. RÉSULTATS OBTENUS EN UTILISANT AGRIFLUX ET UN MODELE SIMPLE DE CONVECTION | 44 |
| 4.3.1. Démarche suivie pour la simulation des profils nitrate au-delà de la zone racinaire en suivant un modèle de convection simple | 44 |
| 4.3.2. Paramètres susceptibles d'influencer fortement le transfert de l'eau et des nitrates | 46 |
| 4.3.3. Récapitulatif de la démarche appliquée | 59 |
| 4.3.4. Paramètres retenus pour la simulation du transfert du tritium et des nitrates dans la parcelle « grandes cultures » | 62 |
| 4.3.5. Commentaires sur les profils de nitrate observés et simulés – Estimation des vitesses de transfert | 67 |
| 4.4. TRANSFERT DE L'ATRAZINE ET DE LA DÉÉTHYLATRAZINE | 76 |
| 4.4.1. Problèmes rencontrés | 76 |
| 4.4.2. Résultats obtenus pour la parcelle « grandes cultures » | 77 |
| 5. Conclusions et perspectives | 83 |

Liste des illustrations

| | |
|---|----|
| Illustration 1 : localisation des parcelles étudiées (LA = grandes cultures, V83 = en verger depuis 1983, V95 = en verger depuis 1995)..... | 14 |
| Illustration 2 : teneurs en tritium dans les eaux de pluie enregistrées à Strasbourg et Stuttgart..... | 19 |
| Illustration 3 : lyophilisations des solides a) chaîne de lyophilisation ; b) détail sur le piège à eau | 20 |
| Illustration 4 : représentation schématique des processus de convection et de dispersion (Hornberger et al., 1998) | 23 |
| Illustration 5 : réponses théoriques à une injection ponctuelle dans un milieu poreux..... | 24 |
| Illustration 6 : teneurs en tritium observées dans la zone non saturée des 3 carottages effectués dans la parcelle "grandes cultures - LA" | 25 |
| Illustration 7 : position de l'échantillon ayant la plus forte teneur en tritium et du centre de masse pour les trois répétitions de la parcelle "grandes cultures - LA" | 27 |
| Illustration 8 : teneurs en tritium observées dans la zone non saturée des 3 carottages effectués dans la parcelle en verger depuis 1983 "V83" | 27 |
| Illustration 9 : position de l'échantillon ayant la plus forte teneur en tritium et du centre de masse pour les trois répétitions de la parcelle en verger depuis 1983 "V83" | 28 |
| Illustration 10 : teneurs en tritium observées dans la zone non saturée des 3 carottages effectués dans la parcelle en verger depuis 1995 "V95" | 29 |
| Illustration 11 : comparaison des granulométries obtenues | 30 |
| Illustration 12 : comparaison des données tritium pour les parcelles LA et V83 | 31 |
| Illustration 13 : succession culturale dans la parcelle "grandes cultures" de 1950 à 2002 | 34 |
| Illustration 14 : schéma d'écoulement de l'eau dans le modèle Agriflux (Banton et Larocque, 1997) | 36 |
| Illustration 15 : représentation schématique du cycle de l'azote tel qu'intégré dans le modèle Agriflux (Banton et Larocque, 1997) | 36 |
| Illustration 16 : granulométries mesurées sur l'ensemble des profils LA-A et LA-B (un échantillon tous les 10 cm) représentées dans le triangle des textures de l'Aisne | 37 |
| Illustration 17 : paramètres hydrodynamiques retenus pour le premier mètre de sol de la parcelle "grandes cultures" (d'après Carsel et Parrish, 1988 sur la base de 641 échantillons) | 38 |
| Illustration 18 : densités apparentes mesurées sur les trois répétitions de la parcelle "grandes cultures" en fonction de la profondeur | 39 |
| Illustration 19 : corrélation entre les précipitations mensuelles et les pluies mensuelles cumulées enregistrées à Entzheim et Verexal..... | 40 |
| Illustration 20 : moyennes mensuelles et écart-types des données reconstituées pour le site d'étude (janvier 1950 à décembre 2002 : A) précipitations, B) évapotranspiration, C) températures) | 41 |

| | |
|--|----|
| Illustration 21 : schéma de prélèvement d'eau par la plante utilisé par le modèle Agriflux (Banton et Larocque, 1997)..... | 42 |
| Illustration 22 : relations pF – teneur en eau volumique pour 3 horizons (2= 0,13 à 0,25 m ; 12 = 1,21 à 1,36 m ; 69 = 7,80 à 7,90 m) de la carotte LA-B en considérant deux valeurs de densité apparente | 47 |
| Illustration 23 : comparaison des données tritium observées (mesures et incertitudes analytiques) dans la parcelle “grandes cultures” et des données obtenues avec AGRIFLUX couplé à un modèle simple de convection pour des valeurs plausibles de porosité cinématique..... | 48 |
| Illustration 24 : influence de la porosité cinématique sur le transfert des nitrates (comparaison avec les données observées sur LA-A et LA-B en prenant en compte deux valeurs de densité apparente, 1,46 et 1,68 g.cm ⁻³) | 50 |
| Illustration 25 : incidence de la prise en compte de 2 apports d'azote liés à la mise en culture de la friche sur le profil de nitrate simulé | 52 |
| Illustration 26 : influence de la constante de minéralisation de l'humus | 54 |
| Illustration 27 : influence sur le profil de nitrate simulé de la répartition de l'azote entre les formes récoltée (exportée) et résiduelle (résidus de récolte) pour le blé | 55 |
| Illustration 28 : influence des quantités d'azote apportées le 01/05/1989 et le 01/03/1991 sur les profils “nitrate” simulés..... | 57 |
| Illustration 29 : incidence des besoins en azote du maïs sur les profils “nitrate” simulés..... | 59 |
| Illustration 30 : tableau récapitulatif des paramètres testés dans Agriflux et décrits dans le texte | 61 |
| Illustration 31 : tableau des paramètres testés dans Agriflux et non présentés dans le texte | 62 |
| Illustration 32 : historique cultural sur la parcelle “grandes cultures” (texte en gras : données connues, texte en normal : pratiques supposées)..... | 63 |
| Illustration 33 : caractéristiques des cultures | 64 |
| Illustration 34 : caractéristiques du cycle de l'azote introduites dans Agriflux..... | 64 |
| Illustration 35 : profils de tritium mesurés et simulés..... | 65 |
| Illustration 36 : a) profil de nitrate simulé ; b) profil simulé avec indication des années estimées correspondantes aux apports..... | 66 |
| Illustration 37 : comparaison des stocks d'azote mesuré et simulé dans le profil de sol | 67 |
| Illustration 38 : visualisation des termes des bilans hydriques et de solutés calculés par Agriflux a) flux d'eau annuels au-delà de 1m, b) vitesse d'infiltration moyenne annuelle, c) flux annuels de nitrate au-delà de 1m, d) concentration en nitrate moyenne annuelle de l'eau percolant au-delà de 1m | 69 |
| Illustration 39 : estimation de la vitesse moyenne annuelle d'infiltration sur différentes périodes de temps et en fonction de 2 valeurs de porosité cinématique | 70 |
| Illustration 40 : Différence entre la pluie annuelle mesurée sur le site d'étude et la pluie moyenne annuelle (1950-2002) utilisée dans Agriflux | 72 |
| Illustration 41 : comparaison des recharges annuelles calculées par Agriflux et des teneurs en eau volumique mesurées sur la carotte LA-A | 75 |

| | |
|--|----|
| Illustration 42 : dates et doses d'application de l'atrazine sur la parcelle "grandes cultures" | 77 |
| Illustration 43 : comparaison des données en atrazine observées et simulées pour 2 doses d'application différentes en 1996..... | 78 |
| Illustration 44 : comparaison des teneurs en atrazine mesurées et simulées par Agriflux (moyenne +/- écart-type pour le premier mètre des valeurs simulées) | 79 |
| Illustration 45 : comparaison des teneurs en dééthylatrazine mesurées et simulées par Agriflux (moyenne +/- écart-type pour le premier mètre des valeurs simulées) | 80 |
| Illustration 46 : valeurs des principaux paramètres utilisés pour l'atrazine et la dééthylatrazine dans les simulations d'Agriflux | 81 |

1. Contexte de l'étude

La plaine d'Obernai est un secteur agricole particulièrement productif du fait de l'existence d'une couverture de loess très homogène de plusieurs mètres d'épaisseur. L'évolution de la qualité de l'eau souterraine du secteur est au cœur des préoccupations depuis plusieurs années. Les effets attendus sur la qualité de l'eau, suite notamment à l'amélioration des pratiques agricoles, ne sont pas encore perceptibles. En l'absence de données sur le temps de transfert des solutés dans la zone non saturée et la zone saturée, la période probable d'apparition de ces effets ne peut pas être prédite et cette question reste posée.

La revue bibliographique menée par la Chambre d'Agriculture du Bas-Rhin avant le démarrage de l'étude met en évidence le manque de données scientifiques sur la migration des solutés (nitrates mais aussi phytosanitaires) au-delà de la zone racinaire et particulièrement dans les loess. Suite à ce constat, la Chambre d'Agriculture a mis en place un projet de recherche, en partenariat avec le BRGM, l'INPL-ENSAIA/INRA, le CNRS, le Conseil Général du Bas-Rhin, le Conseil Régional d'Alsace et l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, visant à répondre à 3 objectifs. Le premier objectif est la caractérisation du stock de solutés (nitrates et phytosanitaires) dans la zone non saturée : trois parcelles présentant des pratiques agricoles contrastées ont été retenues et ont fait l'objet de carottages (3 répétitions par parcelle) dont les solides récupérés lors de la foration sont analysés dans ce but d'estimation des stocks de solutés. Le deuxième objectif de l'étude est de déterminer une vitesse de transfert moyenne dans la zone non saturée en associant les données tritium et les résultats nitrates c'est-à-dire en appliquant le principe de double datation. A l'issue de ces deux étapes, qui constituent la phase 1 du projet, et sur la base des résultats obtenus, le troisième objectif est d'estimer la probable évolution de la qualité de l'eau souterraine, de manière qualitative, à court et moyen terme. C'est l'objet de la phase 2 du projet qui comporte également des analyses tritium complémentaires et la modélisation d'une des parcelles étudiées. Une autre phase pouvant constituer la suite du projet pourrait être la modélisation des résultats tritium, nitrates et phytosanitaires des 2 parcelles non étudiées et éventuellement une modélisation couplée zone non saturée – zone saturée.

Dans cette étude, le BRGM avait pour missions d'apporter des éléments de détermination de la vitesse de migration de l'eau dans la zone non saturée via l'analyse du tritium, un traceur intrinsèque de la molécule d'eau, et de modéliser le transfert de l'eau et des solutés (phytosanitaires et nitrates) dans la zone non saturée d'une des parcelles étudiées. Ce rapport contient des rappels sur l'intérêt, le principe et les résultats obtenus à l'aide de l'outil « tritium » ainsi que les résultats obtenus à l'issue de la phase de modélisation.

2. Les carottages

Les informations détaillées se trouvent dans les rapports rédigés par la Chambre d'Agriculture du Bas-Rhin qui a assuré la coordination ces travaux (Richert, 2002 ; Richert, 2005).

2.1. CHOIX DES SITES

Le secteur de la plaine d'Obernai présente une couche de limons loessiques dont l'épaisseur peut atteindre 4 à 20 m. Ces loess sont généralement décrits comme homogènes sur toute leur épaisseur.

Trois parcelles, ayant subi des itinéraires culturaux contrastés, ont été choisies et ont fait l'objet de carottage – à raison de 3 carottages par parcelle. Deux des parcelles se trouvent dans le verger expérimental de Verexal. Une des parcelles correspond à un verger depuis 1983 (modalité dite « V83 »), l'autre à un verger depuis 1995 (modalité dite « V95 »). Avant leur mise en verger, les parcelles étaient cultivées de façon conventionnelle avec des rotations de type maïs/betterave/blé/chou et recevaient donc une fertilisation adaptée à ce type de culture. Depuis la mise en place du verger, les apports d'azote sont négligeables voire nuls et ne dépassent pas annuellement 20 unités (kg/ha) d'azote.

La troisième parcelle dite « grandes cultures » est exploitée de façon conventionnelle par le lycée agricole d'Obernai depuis 1972. La rotation est classique et de type maïs/blé/betterave/chou.

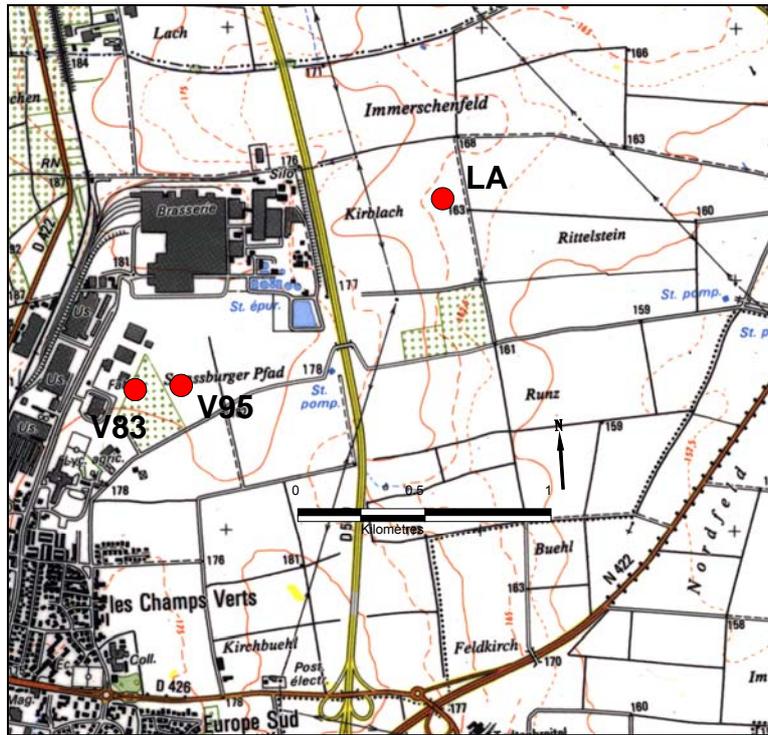


Illustration 1 : localisation des parcelles étudiées (LA = grandes cultures, V83 = en verger depuis 1983, V95 = en verger depuis 1995)

Les solides de la zone non saturée sont récupérés pour diverses analyses (tritium, granulométrie, teneur en eau, teneur en nitrate et en phytosanitaires etc.).

2.2. RÉALISATION DES FORAGES

L'utilisation de fluides de forage a été proscrite de manière à éviter tout risque de contamination des échantillons. Une technique non destructive – carottage à la tarière creuse – a donc été retenue.

La société de forage retenue est la société COREIS basée à Limoges – Razes.

Le diamètre intérieur du carottier est de 86 mm. Des passes comprises entre 0,4 et 0,8 m ont été effectuées. Les carottes extraites sont chemisées (gaine de PVC transparente) ce qui facilite leur manipulation.

La campagne de forage a eu lieu du 26 août 2002 au 6 septembre 2002.

2.3. TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS

La Chambre d'Agriculture a assuré la répartition et le conditionnement des échantillons pour les différents laboratoires d'analyses concernés.

Après extraction de la carotte, celle-ci est découpée en tronçons de 10 cm. La pesée de cet échantillon après séchage permet de déterminer la densité apparente de l'échantillon.

Un échantillon de 120 g est prélevé pour la détermination de la teneur en eau massique et la granulométrie 5 fractions (laboratoire de la SADEF, Aspach-le-Bas).

300 g de solides sont prélevés et immédiatement congelés. Ces échantillons sont destinés à l'analyse des phytosanitaires, de l'azote et du carbone organique (INRA-ENSAIA Nancy et CNRS).

80 g immédiatement congelés sont destinés au dosage de l'azote sous forme nitrate et ammonium (SADEF, Aspach-le-Bas).

Le sol restant est stocké dans des bocaux en verre hermétiques et stockés à 4°C pour le dosage du tritium (BRGM, Orléans).

3. La mesure du tritium

3.1. PRINCIPE ET INTÉRÊT DE "L'OUTIL" TRITIUM

Le tritium, isotope radioactif de l'hydrogène, est un constituant intrinsèque de la molécule d'eau. Il s'agit donc d'un traceur parfait du comportement hydrodynamique de l'eau. Le tritium existe à l'état naturel, sa production résultant de l'impact neutronique du rayonnement cosmique sur les noyaux d'azote de l'air. Les essais thermonucléaires et nucléaires atmosphériques réalisés depuis 1952 constituent une source importante non naturelle de tritium engendrant des teneurs largement supérieures aux teneurs naturelles. La fréquence des essais après leur démarrage en octobre 1952 a atteint un maximum pendant les années 1962-1963. Les essais ont ensuite été arrêtés progressivement pendant les années 1963 à 1966 conduisant à une décroissance progressive des teneurs en tritium dans les eaux de pluie. De 1967 à 1980, les essais thermonucléaires aériens ont été de très faible puissance et sont donc négligeables. Depuis 1980, aucun essai ne devrait avoir dépassé les niveaux naturels. Entre octobre 1952 et la fin 1962, Russes, Américains et Anglais ont injecté environ 600 kg de tritium dans l'atmosphère ; entre 1967 et 1980, la France et la Chine – seuls pays à poursuivre de tels essais – ont produit environ 20 kg de tritium (Etcheverry, 2002).

Le dosage du tritium permet donc de différencier des eaux antérieures à 1952 (eaux dont l'activité tritium est égale au bruit de fond naturel) des eaux plus récentes, postérieures à 1952 (dont l'activité tritium est supérieure au bruit de fond naturel). Du fait de sa faible période de décroissance (12,43 années), le tritium est un traceur particulièrement approprié dans le cas de cycles hydrologiques relativement courts (de l'ordre de 10 – 30 ans) contrairement à d'autres marqueurs présentant des périodes de décroissance beaucoup plus longues (le carbone 14 possède par exemple une période de 5 730 ans) mieux adaptés à des phénomènes très lents ou très anciens (Blavoux et Letolle, 1995).

Les dosages de tritium s'effectuent généralement à partir d'échantillons prélevés dans des nappes permettant ainsi d'attribuer un âge approximatif à l'eau souterraine. Les dosages dans la zone non saturée destinés à décrire le profil tritium en fonction de la profondeur pour décrire les modalités de transfert et estimer une vitesse de transfert au sein de la zone non saturée sont plus rares (Ballif, 1998 ; Geake et Foster, 1989 ; Nativ et al., 1995, Normand et al., 1999).

Dans la pratique, la concentration en tritium n'est pas mesurée directement. La mesure est en fait un comptage des particules β émises par l'échantillon par unité de temps. L'activité ainsi mesurée est donc le nombre de désintégrations par unité de temps et de masse. Une unité tritium représente 1 atome de ^3H pour 1 018 atomes de ^2H et de ^1H .

3.2. LIMITES D'UTILISATION DE "L'OUTIL" TRITIUM

Dans la mesure où le signal d'entrée tritium n'est que rarement connu directement sur le site étudié et pendant une longue durée (plusieurs décennies), la chronique des concentrations en tritium des eaux de pluie doit généralement être reconstituée sur la base des données enregistrées dans des stations plus ou moins lointaines. Cette incertitude sur le signal d'entrée ne permet donc généralement pas de travailler sur les valeurs d'activité tritium mesurées localement qui permettraient de calculer précisément une recharge. De plus, les teneurs en tritium dans les eaux de pluie présentent des variations saisonnières plus ou moins importantes (Cook et al., 1994) rendant encore plus difficile la reconstitution de chroniques continues en tout point d'étude.

La localisation en profondeur du pic de tritium de 1963 attribué à l'activité maximale mesurée est donc souvent la seule information utilisée pour calculer la vitesse moyenne d'infiltration verticale de l'eau dans la zone non saturée.

A cette méconnaissance du signal d'entrée liée à l'absence de station de mesure, s'ajoutent des interférences pouvant être créées par des activités industrielles comme les centrales nucléaires et des usines fabriquant des peintures luminescentes et les sources gazeuses de lumière ou bien encore par incinération d'ordures ménagères (Etcheverry, 2002). Dans le cas du site d'Obernai, la centrale de Fessenheim – mise en service en 1977 – pourrait avoir modifié le signal d'entrée notamment pour les années plus récentes que 1963. Toutefois, cet impact potentiel est probablement faible dans la mesure où le site d'étude ne se trouve pas sous le vent de la centrale.

L'illustration 2 présente les teneurs en tritium enregistrées dans les eaux de pluie à Strasbourg et Stuttgart, deux sites pour lesquels l'IAEA (International Atomic Energy Agency) met à disposition des données via le GNIP (Global Network for Isotopes in Precipitation). Il s'agit des données mesurées mensuellement sans correction de la décroissance radioactive. Concernant Strasbourg, les données disponibles vont du 1/1/1965 au 1/12/1984 et ne permettent donc malheureusement pas de bien caractériser les apports supposés maximum de l'année 1963. Pour Stuttgart en revanche, les émissions maximales sont bien caractérisées et les valeurs maximales correspondent aux mois de juin et juillet 1963 ; les variations saisonnières sont bien marquées les quelques années suivantes avec des valeurs plus fortes enregistrées pendant l'été.

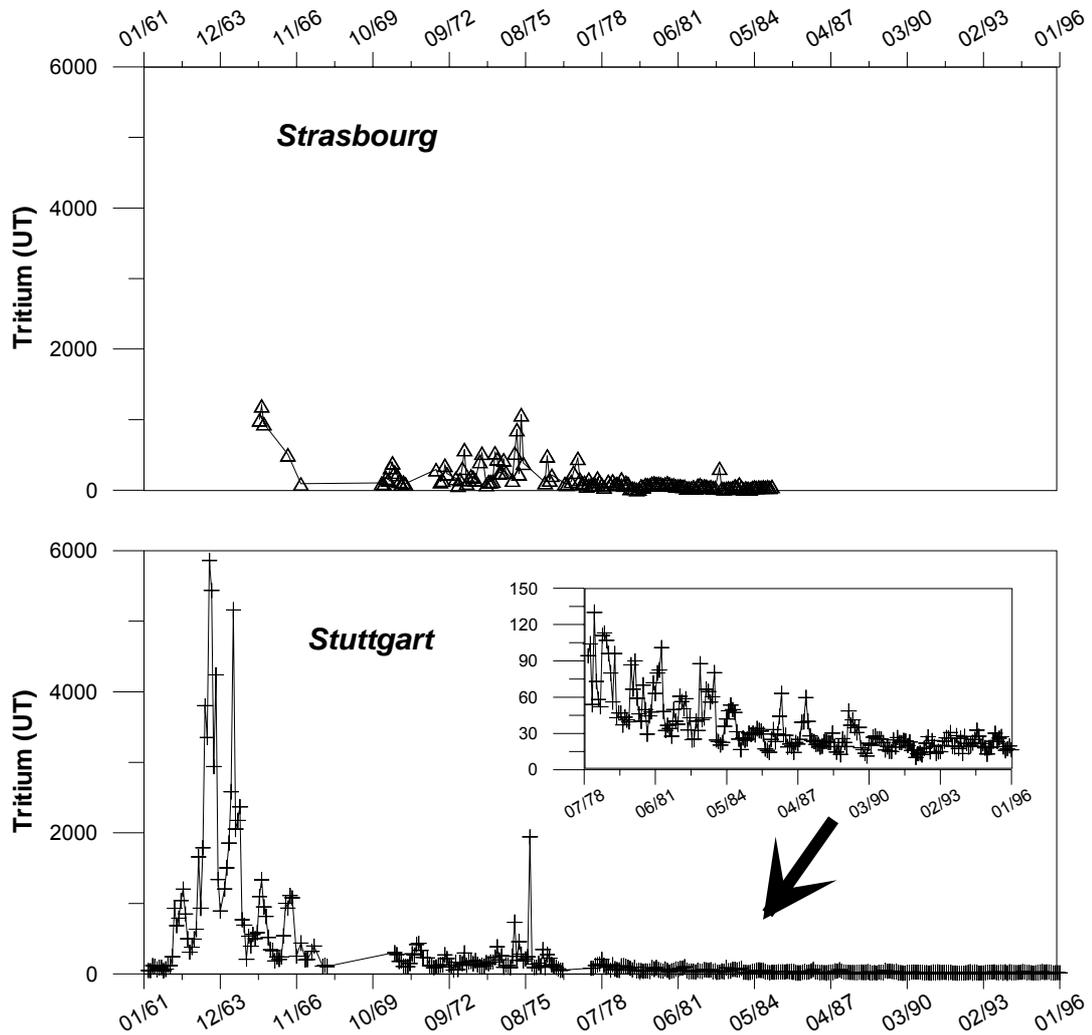


Illustration 2 : teneurs en tritium dans les eaux de pluie enregistrées à Strasbourg et Stuttgart

Cook et al. (1994) suggèrent – pour estimer des vitesses de transfert - de travailler sur la position du centre de masse des concentrations en tritium dans le profil, ou de s'intéresser à la position du pic correspondant à la concentration la plus forte. L'hypothèse de base est que le centre de masse ou le maximum du pic correspond à l'année 1963. Lorsque les écoulements s'effectuent suivant des flux par piston, les auteurs estiment que les 2 méthodes sont équivalentes alors que si on s'attend à des écoulements préférentiels, la méthode du centre de masse devra être privilégiée. Dans le cas présent, la méthode du centre de masse est retenue car elle permet de répondre aux 2 cas de figures. De plus, tous les échantillons n'ayant pas été analysés, il est possible que l'échantillon correspondant au maximum de tritium n'ait pas été analysé, ce qui pourrait introduire un léger biais sur la position du maximum d'activité tritium.

La teneur en tritium mesurée correspond au tritium présent dans l'eau interstitielle du solide récupéré. Cette eau peut être un mélange d'eaux ayant des mobilités différentes (eau mobile – eau immobile). Il n'est donc pas à exclure qu'une fraction de l'eau qui

transite dans la zone non saturée et atteint la nappe puisse avoir une vitesse de circulation largement supérieure à celle estimée par le tritium qui fournit plutôt une mesure de la vitesse d'infiltration moyenne.

Les dosages de tritium pour les teneurs inférieures à 50 Unités Tritium (UT) ont une précision d'environ 15 % ; au-delà de 50 UT la précision avoisine les 10 %.

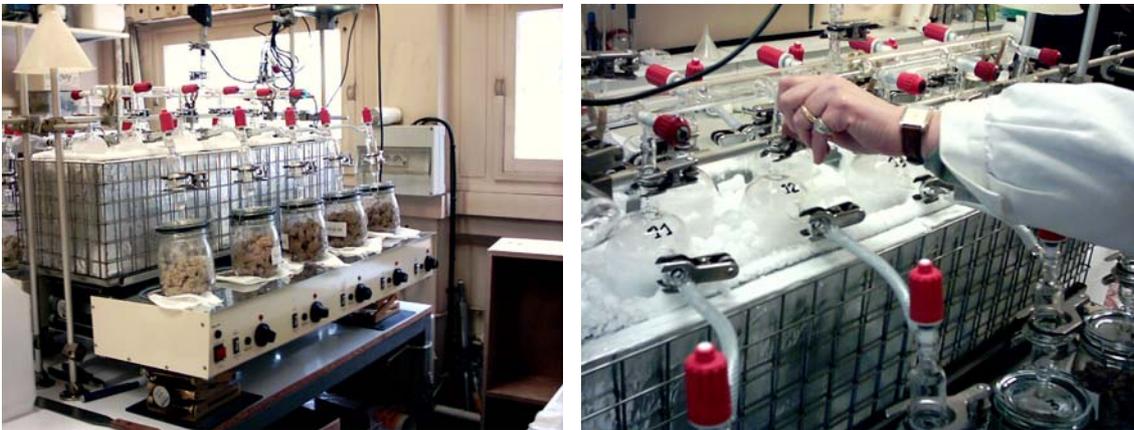
3.3. LYOPHILISATION ET METHODE DE DOSAGE

Après une phase d'extraction de l'eau du solide de la zone non saturée par lyophilisation, l'activité du tritium peut être mesurée suivant 2 protocoles, par injection directe ou suite à un enrichissement électrolytique.

3.3.1. Lyophilisation

Cette étape de préparation de l'échantillon a pour objectif de faire passer l'eau contenue dans le solide de l'état solide à l'état vapeur puis de la faire se condenser sur un piège.

Les solides (environ 700 g) sont placés dans un récipient en verre hermétique de 0,75 litre qui est pesé avant d'être connecté à la ligne d'extraction. Cette ligne d'extraction (modifiée pour les besoins de l'étude) permet de traiter en parallèle 10 échantillons (Illustration 3).



a)

b)

Illustration 3 : lyophilisations des solides a) chaîne de lyophilisation ; b) détail sur le piège à eau

Préalablement à l'extraction, l'échantillon est dégazé de façon modérée par pompage de l'air. L'extraction débute par l'application d'une dépression constante de 10^{-1} mbar. La mise sous vide ne se fait pas par pompage direct mais à l'aide de détentes et de pompages successifs. Le piège est placé dans la carboglace (-78°C) alors que l'échantillon reste à température ambiante. L'extraction a une durée d'environ 4-

5 jours, variable en fonction de la quantité d'échantillon, de sa nature mais aussi de sa teneur en eau initiale. A la fin de l'extraction, l'échantillon est porté à une température comprise entre 100 et 110°C pendant 4 heures de façon à évaporer les dernières traces d'eau interstitielle. L'efficacité de l'extraction est contrôlée par pesée de l'échantillon avant et après une nuit passée au four à 110°C. La différence de masse est acceptable si elle est inférieure à 1 %, signe que toute l'eau avait bien été extraite au cours de la lyophilisation.

3.3.2. Dosages

a) Injection directe

Lorsque que la teneur en tritium est suffisamment élevée (supérieure à 10 UT) l'activité du tritium est mesurée directement sur un échantillon de 10 ml d'eau dans un tube en plastique auquel un scintillant est ajouté (10 ml de Pico-Fluor LLT). Plusieurs comptages dont la durée décroît lorsque l'activité est forte sont alors réalisés de manière à obtenir une bonne statistique de mesure – environ 15 mesures par échantillon. La mesure du rayonnement β est effectuée à l'aide d'un compteur à scintillation de marque PACKARD série 2250, spécialement conçu pour les mesures de bas bruit de fond. A la série d'échantillons à doser, un blanc et une solution synthétique d'activité connue sont ajoutés de manière à vérifier le bon déroulement du comptage.

La limite de détection de la méthode (10 UT) a été définie empiriquement par rapport à un échantillon de référence fourni par l'IAEA.

b) Enrichissement électrolytique

Lorsque que la teneur en tritium est faible (inférieure à 10 UT) et si le degré de précision souhaité est important, il est nécessaire de réaliser une phase dite d'enrichissement électrolytique. L'objectif est de diminuer, après extraction, le volume d'eau extrait sur une masse importante de solide afin d'aboutir à une concentration avant injection. Cette procédure est basée sur le principe de sélectivité isotopique lors de l'hydrolyse. La décomposition électrolytique d'un échantillon d'eau jusqu'à un volume équivalent à environ 5 % du volume initial permet de conserver environ 80 % du tritium. Elle est menée à une température de 0°C pour réduire les pertes par évaporation et dure plusieurs jours. Un blanc dopé avec une activité tritium connue est traité dans chaque série (16 échantillons) afin de déterminer le facteur d'enrichissement.

3.4. LES MESURES

3.4.1. Stratégie de sélection des échantillons à analyser

Devant la multitude des échantillons recueillis disponibles pour l'analyse (environ 100 horizons de 10 cm pour chacun des 3 carottages dans chacune des 3 parcelles), la stratégie suivante, arrêtée en accord avec la Chambre d'Agriculture, a été adoptée pour sélectionner les échantillons à doser et leur ordre de passage.

a) Première phase du projet

1. La parcelle du lycée agricole présentant le profil le plus profond a été retenue de manière à augmenter les chances de voir le pic de tritium dans sa totalité (montée, maximum du pic, descente du pic). Il s'agit de la modalité « grandes cultures » (carottage LA-A).
2. Les premières mesures ont été faites sur des échantillons très espacés – environ tous les 2 mètres - répartis sur l'ensemble du profil.
3. Au vu des résultats, des échantillons complémentaires ont été choisis de manière à bien décrire le pic tritium qui semblait se dessiner. La distribution des échantillons près de la surface du sol reste volontairement assez espacée car en surface le signal peut être plus ou moins perturbé (évaporation, apport des centrales nucléaires) et il a été considéré non nécessaire de l'affiner fortement. Pour certains échantillons présentant des activités tritium < 10 UT, un enrichissement électrolytique a été effectué après regroupement avec un ou deux échantillons adjacents. Certains échantillons dont l'activité est <10 UT n'ont pas été retraités.
4. De manière à tester l'homogénéité de l'infiltration au sein d'une même parcelle, les deux autres carottages de la même parcelle « grandes cultures » ont été étudiés en se focalisant plus spécialement sur les profondeurs à laquelle le pic d'activité tritium est attendu au vu des résultats du premier carottage.
5. Afin de tester l'homogénéité de l'infiltration dans le secteur en comparant les différentes parcelles, quelques analyses ont été effectuées sur un des 3 carottages des deux autres parcelles.

b) Deuxième phase du projet

Quelques échantillons ont été retenus pour compléter les deuxième et troisième profils obtenus dans la modalité « grandes cultures » (LA-B et LA-C).

Ensuite l'effort analytique a porté sur les deux autres modalités V83 et V95 afin d'essayer de détecter un éventuel pic tritium au droit de ces deux parcelles. Deux répétitions par modalités ont été considérées ; très peu d'échantillons ont été analysés

sur la troisième répétition vu que les résultats de la modalité « grandes cultures » avaient montré que la variabilité intra-parcellaire était faible.

3.4.2. Principes généraux sur le transfert d'eau et de solutés

Le déplacement d'une particule dans un aquifère se fait avec le déplacement moyen de la masse d'eau (Banton et Bangoy, 1997). L'eau est donc le vecteur de déplacement et le transport dominant de la particule se fait par convection. Lorsque la particule ne réagit pas avec le milieu solide, la vitesse de transport du soluté est la même que celle de l'eau. Le transport convectif ou convection est équivalent à une translation, encore appelé effet piston. C'est le phénomène de base du transfert de soluté et peut être assimilé à la vitesse moyenne dans un tube (Illustration 4).

La diffusion moléculaire est un phénomène physico-chimique dû à l'agitation moléculaire (par exemple : dispersion de la goutte d'encre dans un verre d'eau).

Un fluide s'écoulant à travers un milieu poreux subit le processus de dispersion mécanique ou dispersion cinématique qui résulte d'une distribution non homogène de la vitesse de l'eau (notamment parce que toutes les trajectoires au travers de la matrice n'ont pas la même longueur). Cette dispersion a une composante longitudinale et une composante transversale (Illustration 4).

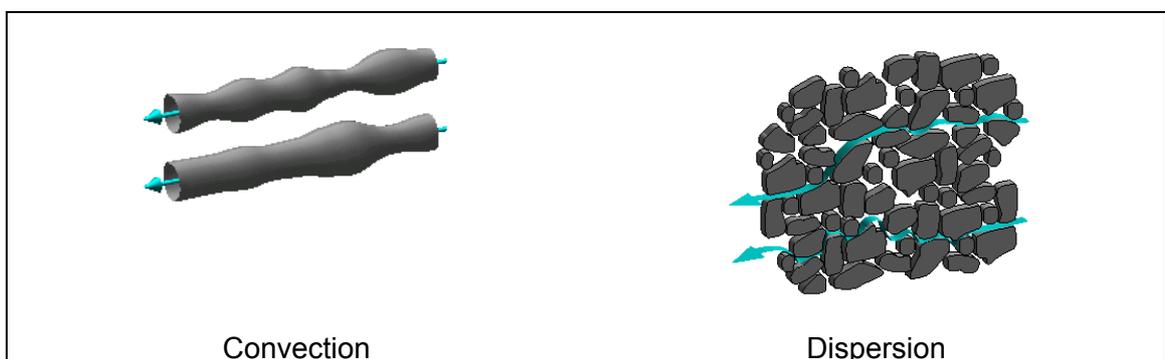


Illustration 4 : représentation schématique des processus de convection et de dispersion (Hornberger et al., 1998)

Dans le cas d'un soluté conservatif (c'est-à-dire qui ne se dégrade pas) et non réactif (c'est-à-dire qui n'est pas retenu par le solide/matrice solide), le transport est régi par les phénomènes de convection, de diffusion moléculaire et de dispersion cinématique.

Le modèle de convection dispersion est largement utilisé pour décrire le transport de soluté et intègre deux termes : le transport passif convectif et un terme décrivant le mélange aléatoire du soluté par diffusion et dispersion.

Lorsqu'on considère une injection instantanée de soluté dans un milieu poreux, sous l'effet de la convection-dispersion, le soluté se trouve distribué de manière aléatoire dans l'espace suivant une loi gaussienne. L'illustration 5 permet de visualiser les réponses théoriques à une injection ponctuelle (dite aussi impulsion de Dirac) dans un milieu poreux si seule la convection est considérée ou si les processus de convection-dispersion sont considérés dans leur ensemble.

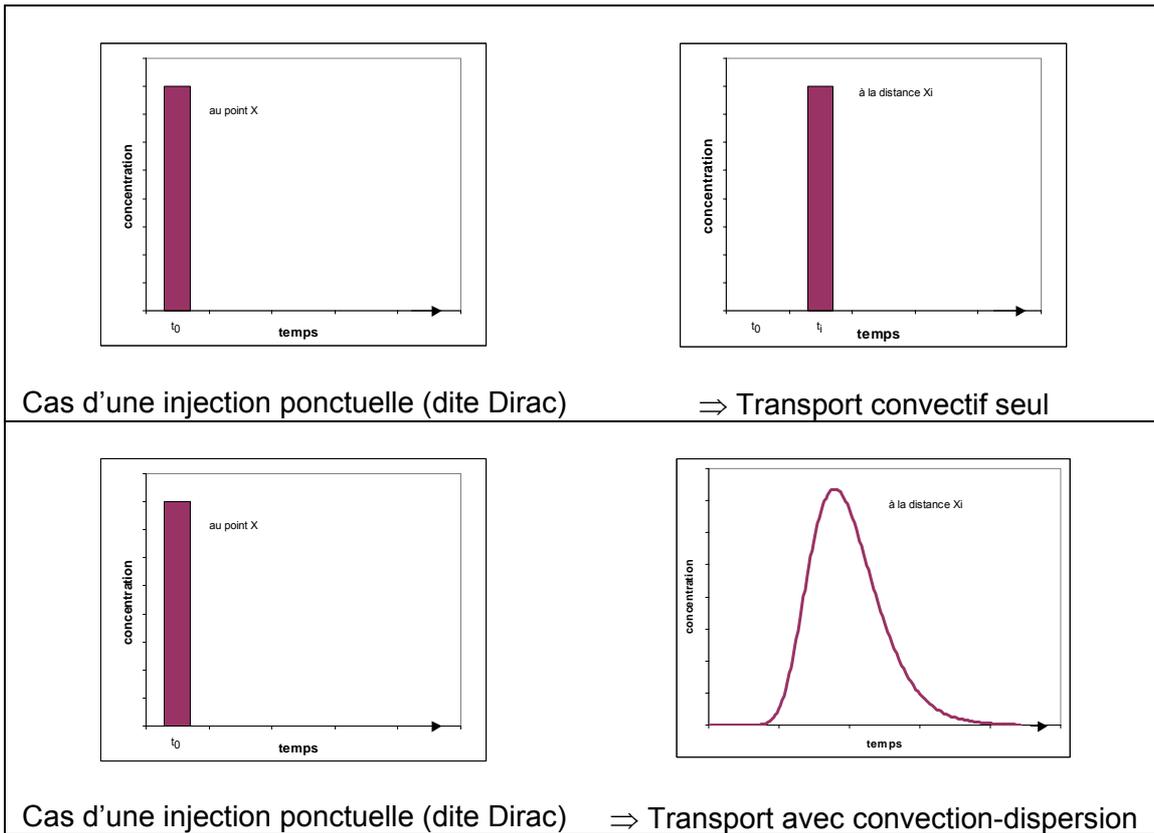


Illustration 5 : réponses théoriques à une injection ponctuelle dans un milieu poreux

Le milieu naturel n'est jamais homogène et le transport des solutés peut généralement être décomposé en deux composantes liées à la taille des pores (microporosité et macroporosité). Généralement, on considère que la diffusion domine dans la microporosité alors que la convection domine dans la macroporosité. En réalité, ces processus se produisent simultanément et la réponse à l'injection ponctuelle d'un soluté variera suivant la prédominance de l'un ou l'autre des processus. Dans certains cas, une quantité – plus ou moins variable – de solutés peut « court-circuiter » la matrice via les macropores ; on parle d'écoulements ou flux préférentiels. Dans ce cas, les processus de sorption ou de dégradation sont réduits car le contact avec la matrice solide est faible et la vitesse de transfert relativement importante. Lorsque les flux préférentiels sont peu marqués et que le transport s'effectue essentiellement via la microporosité, on parle d'écoulements ou flux matriciels.

Dans les faits, il est difficile d'attribuer une taille à ces différentes porosités et donc de fixer une limite entre macroporosité et microporosité. Ce sont surtout les processus hydrodynamiques qui sont à prendre en compte lors de l'interprétation des données observées.

3.4.3. Résultats

Les Illustration 6, 8 et 10 représentent les activités tritium enregistrées en fonction de la profondeur pour chaque carottage étudié. La mesure est attribuée au milieu du segment de carotte concerné (ex. : point à 15 cm pour le segment carotté allant de 10 à 20 cm). Les activités inférieures à 10 UT en comptage direct pour lesquelles un complément de mesure (suite à un enrichissement électrolytique) n'a pas été fait, sont représentées par un symbole différent (symbole creux vs. symbole plein) et les valeurs ont été arbitrairement fixées à 10 UT. Les barres d'erreur correspondent aux incertitudes analytiques.

Afin de prendre en compte la décroissance naturelle de l'activité du tritium, toutes les mesures ont été corrigées de manière à avoir des résultats comme si les mesures avaient été synchrones. La date de référence est le 1^{er} août 2002, date proche des dates de carottages.

a) Modalité « grandes cultures »

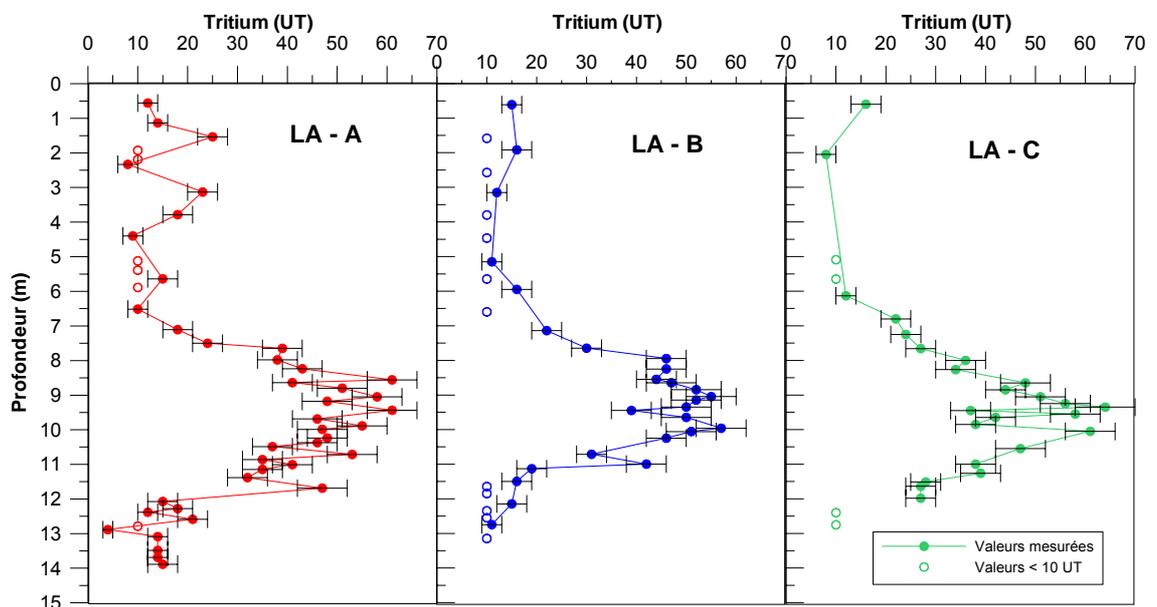


Illustration 6 : teneurs en tritium observées dans la zone non saturée des 3 carottages effectués dans la parcelle "grandes cultures - LA"

Pour chacune des trois répétitions effectuées dans la parcelle « grandes cultures - LA» (Illustration 6), un signal très marqué – teneurs proches de ou supérieures à 50 UT – est clairement mesuré. Ces fortes valeurs correspondent très probablement aux émissions de 1963 (Cook et al., 1994).

Ce pic principal, présent sur chacun des 3 carottages, est relativement symétrique ce qui signifie, en admettant que l'injection du maximum d'activité tritium puisse être considérée comme ponctuelle (hypothèse acceptable au vu des durées respectives de l'injection d'une part – environ 12 mois – et du temps écoulé depuis l'injection – presque 40 ans), que le transfert s'effectue essentiellement suivant la loi de convection dispersion. Ces trois pics majeurs sont très semblables tant dans leur position que dans leur intensité. Cette très forte similitude dans les répétitions peut être interprétée comme la résultante d'une infiltration très homogène sur l'ensemble de la parcelle.

Sur le carottage LA-A (Illustration 6), dans la partie supérieure du profil, deux pics avec des intensités de l'ordre de 25 UT sont mis en évidence. Ces pics peuvent résulter d'apports de tritium plus récents que 1963 résultant par exemple de l'activité des centrales nucléaires. Ils peuvent aussi découler de la reprise d'une partie du tritium et donc de sa remontée via les remontées capillaires liées à l'évaporation. Ce phénomène d'évaporation existe principalement dans la zone racinaire voire dans les 2 premiers mètres de sol (Cook et al., 1994). Ces pics situés à des profondeurs moindres que le pic principal ne sont pas perceptibles sur les carottages LA-B et LA-C. Ils existent toutefois peut-être mais la plus faible densité de mesures à ces profondeurs pour ces 2 carottages pourrait expliquer la non mise en évidence de ces 2 pics supplémentaires. Ces pics n'interviennent pas en terme d'interprétation de vitesse moyenne de transfert et n'ont donc pas fait l'objet d'une description détaillée.

Pour chaque carottage, la position de l'échantillon ayant la teneur la plus forte en tritium, la position du centre de masse en considérant l'ensemble des mesures et la position du centre de masse en ne considérant que les valeurs mesurées supérieures à 10 UT sont répertoriées dans l'illustration 7. Dans le premier cas, c'est l'ensemble des mesures qui sont prises en compte. Dans le deuxième cas, seules les valeurs supérieures à 10 UT (valeur qui peut être considérée comme proche des teneurs actuelles mesurées dans les pluies) sont prises en compte. Cette dernière approche permet de minimiser l'impact des apports de tritium plus récents que 1963 sur la détermination de la position du centre de masse. La différence entre les deux approches est surtout sensible pour les carottages LA-B et LA-C et peut se traduire par une variation de plus d'un mètre sur la position du centre de masse (LA-C).

| paramètre | sondages | | |
|--|----------------|----------------|----------------|
| | LA-A | LA-B | LA-C |
| Valeur maximale enregistrée (UT)/position (m) | 61 UT / 8.56 m | 57 UT / 9.96 m | 64 UT / 9.35 m |
| Position du centre de masse (m) – tout le signal | 8.20 m | 7.98 m | 8.33 m |
| Position du centre de masse (m) – valeurs supérieures à 10 UT uniquement | 8.88 m | 8.94 m | 9.61 m |

Illustration 7 : position de l'échantillon ayant la plus forte teneur en tritium et du centre de masse pour les trois répétitions de la parcelle "grandes cultures - LA"

b) Modalité « V83 »

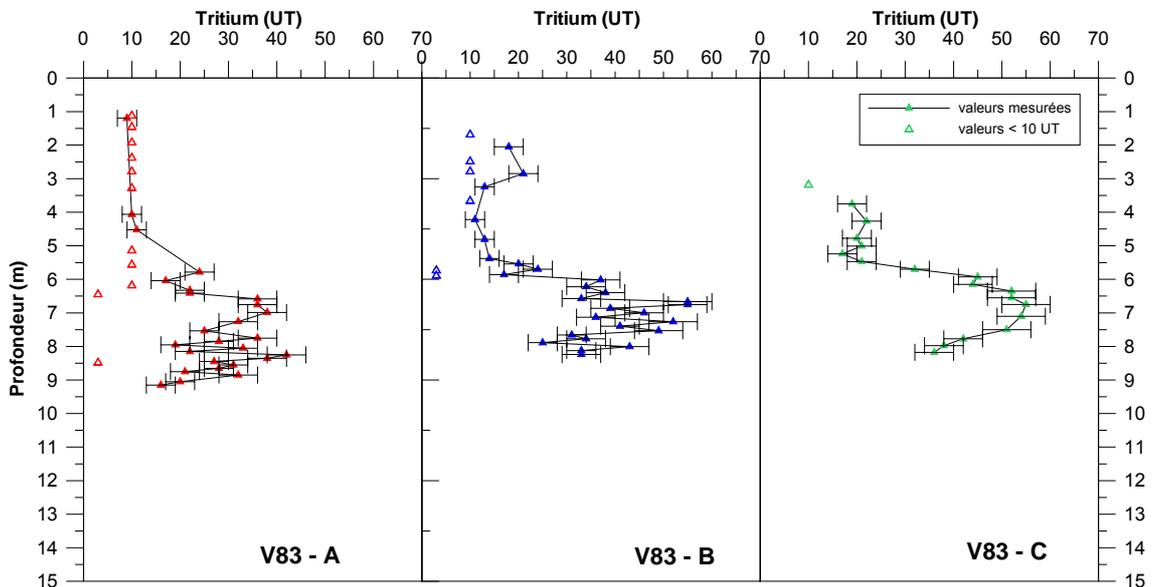


Illustration 8 : teneurs en tritium observées dans la zone non saturée des 3 carottages effectués dans la parcelle en verger depuis 1983 "V83"

Les mesures effectuées sur les 3 répétitions réalisées dans la parcelle V83 (Illustration 8) ont mis en évidence l'existence d'un pic relativement marqué mais dont la position et

l'étalement semblent différer d'une répétition à une autre. Le carottage V83-A montre des teneurs plus élevées qu'en surface entre 6 et 9 m de profondeur. On peut considérer qu'il y a globalement un pic centré entre 6 et 9 m même s'il s'agit en fait d'une succession de plusieurs pics. Pour V83-C en revanche, le pic principal semble mieux se dessiner mais il peut s'agir d'un artéfact lié au nombre plus limité d'analyses effectuées sur ce carottage. Toutefois, compte tenu de la précision de la mesure et de la répartition des mesures, on peut considérer que les trois répétitions présentent un pic principal bien marqué.

Les teneurs maximales enregistrées pour chaque répétition varient : 42 UT à 8,25 m pour V83-A, 55 UT à 6,66 et 6,75 m pour V83-B et 55 UT à 6,75 m pour V83-C.

| Paramètre | sondages | | |
|--|----------------|---------------------------|----------------|
| | V83-A | V83-B | V83-C |
| Valeur maximale enregistrée (UT)/position (m) | 42 UT / 8,25 m | 55 UT / 6.66 et 6,75 m | 55 UT / 6,75 m |
| Position du centre de masse (m) – tout le signal | 6,13 m | 5,77 m | 6,37 m |
| Position du centre de masse (m) – valeurs supérieures à 10 UT uniquement | 7,42 m | 6,39 m | 6,52 m |

Illustration 9 : position de l'échantillon ayant la plus forte teneur en tritium et du centre de masse pour les trois répétitions de la parcelle en verger depuis 1983 "V83"

c) La modalité « V95 »

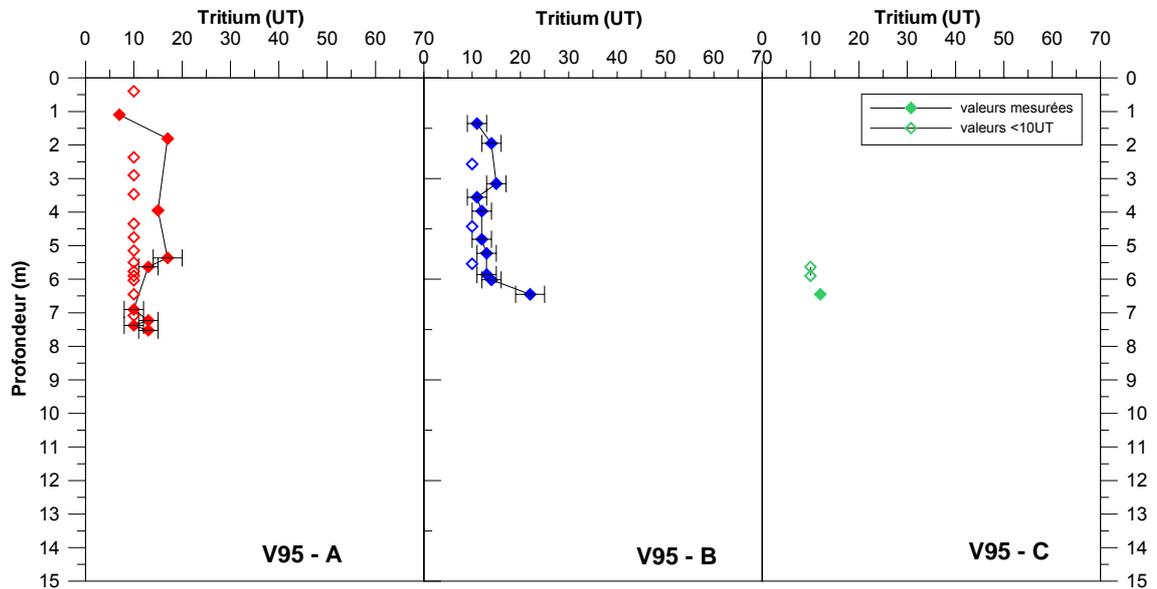


Illustration 10 : teneurs en tritium observées dans la zone non saturée des 3 carottages effectués dans la parcelle en verger depuis 1995 "V95"

Les carottages effectués sur la parcelle V95 ont malheureusement été peu profonds (7,6 / 6,8 et 6,8 m pour les trois répétitions) du fait de contraintes techniques (changement de texture engendrant une mauvaise récupération des solides). De plus, le changement de texture (passage de loëss à des niveaux sableux) laissait craindre que le transfert ne soit plus majoritairement vertical mais pouvait avoir une forte composante horizontale. Le choix a donc été fait de ne pas poursuivre les carottages plus profondément que ces niveaux.

En conséquence, sur la base des données observées dans la parcelle LA, il est très probable que ces forages n'aient pas été suffisamment profonds pour atteindre le pic de tritium. Les premières analyses effectuées sur V95A et V95B vont dans ce sens, puisque aucune forte valeur de tritium n'a été mesurée. Au vu de ces résultats, très peu d'analyses ont porté sur V95C puisqu'il y avait peu de chance – en supposant que l'infiltration soit homogène sur cette parcelle comme c'est le cas sur les deux autres parcelles – que le pic de tritium soit observable. Les quelques mesures effectuées sur cette parcelle semblent donc prouver que comme pour les 2 autres parcelles, le pic de tritium se trouvent au-delà de 6 m de profondeur.

3.5. SYNTHÈSE SUR LES DONNÉES TRITIUM

Les efforts analytiques ont particulièrement porté sur les 3 forages de la parcelle « grandes cultures » dans la mesure où il s'agissait des forages les plus profonds. Au

sein de cette parcelle, la présence d'un pic de tritium bien marqué et symétrique laisse supposer que le transfert s'effectue essentiellement suivant les processus de convection-dispersion au sein d'un milieu pouvant être considéré comme poreux et relativement homogène. Les trois répétitions de cette parcelle offrent des résultats très similaires suggérant une homogénéité de l'infiltration au sein de cette parcelle.

Dans le cas de la parcelle V83, un pic principal est plus ou moins bien décrit suivant la répétition : V83-A correspond plus à une succession de plusieurs pics alors que V83-C correspond mieux à un pic unique. L'infiltration pourrait donc être un peu plus hétérogène dans la parcelle V83 que dans la parcelle LA. Cela pourrait être le résultat de la plus grande hétérogénéité de la texture des sols observée dans la parcelle V83 par rapport à LA (Illustration 11) sur une verticale donnée et au sein de la parcelle.

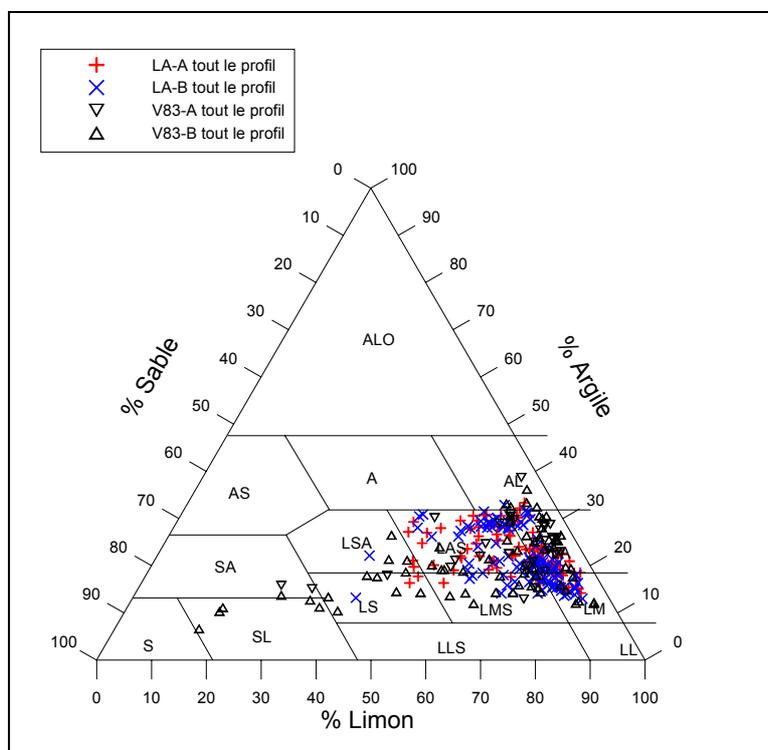


Illustration 11 : comparaison des granulométries obtenues pour les profils LA-A, LA-B, V83-A et V83-B

La position du centre de masse du signal tritium varie de 5,77 à 6,37 m de profondeur suivant la répétition de la parcelle V83. Elle apparaît dans tous les cas plus superficielle que celle qui a été calculée pour la parcelle « grandes cultures » (7,98 à 8,33 m). Outre les différences de texture observées entre les deux parcelles qui peuvent induire des perméabilités différentes entre les parcelles, la différence d'occupation des sols pendant de nombreuses années a pu engendrer une quantité d'eau infiltrée différente. L'eau correspondant à la recharge de 1963 a donc pu atteindre une profondeur moins importante pour V83. Si on considère que la profondeur atteinte par le pic tritium est moindre dans la parcelle V83, cela signifie que

l'infiltration totale entre 1963 et 2002 est moindre que dans la parcelle LA. La mise en place d'un verger (et donc d'une occupation pérenne du sol liée notamment à l'enherbement permanent entre les arbres) dans la parcelle V83 depuis 1983 (soit 19 ans avant la réalisation du carottage) pourrait avoir conduit à une limitation de l'infiltration par rapport à la parcelle « grandes cultures » (LA).

Les profils obtenus pour la parcelle V95 ne montrent pas de pics de tritium nets, sans doute parce qu'ils sont relativement courts (6,8 à 7,6 m de profondeur). Si on considère que la mise en place d'un verger contribue à limiter l'infiltration par rapport à une exploitation du sol type grandes cultures et qu'on imagine que les différences de texture de sols n'influent que peu sur le transfert de l'eau – même si cette hypothèse n'est pas validée – on peut imaginer que le pic de tritium de la parcelle V95 devrait se trouver à une position intermédiaire à celles observées pour LA et V83, les vergers ayant été mis en place plus précocement dans cette dernière parcelle que dans V95.

Pour les deux parcelles LA et V83 dans lesquelles le pic tritium est observable, les processus de convection et dispersion semblent dominants et l'infiltration relativement homogène pour une parcelle donnée. Par contre, la position du pic de tritium est plus superficielle dans V83 par rapport à LA ce qui signifie que la vitesse d'infiltration moyenne semble plus lente dans V83 par rapport à LA. Cette différence de vitesse d'infiltration pourrait résulter d'un effet texture et/ou occupation du sol (Illustration 12).

| Parcelle | Verger depuis 1983 | | | Grandes cultures | | |
|--|--------------------|-------------------------------|----------------|------------------|----------------|----------------|
| | V83-A | V83-B | V83-C | LA-A | LA-B | LA-C |
| Valeur maximale enregistrée (UT)/position (m) | 42 UT / 8,25 m | 55 UT / 6,66 – 6,75 m / 6,75m | 55 UT / 6,75 m | 61 UT / 8,56 m | 57 UT / 9,96 m | 64 UT / 9,35 m |
| Position du centre de masse (m) – tout le signal | 6,13 m | 5,77 m | 6,37 m | 8,20 m | 7,98 m | 8,33 m |
| Position du centre de masse (m) – valeurs supérieures à 10 UT uniquement | 7,42 m | 6,39 m | 6,52m | 8,88 m | 8,94 m | 9,61 m |

Illustration 12 : comparaison des données tritium pour les parcelles LA et V83

4. Modélisation du transfert de l'eau et des solutés

4.1. LES SUCCESSIONS CULTURALES

4.1.1. La modalité : grandes cultures

La modalité « grandes cultures » correspond à une parcelle exploitée par le lycée agricole de Verexal et mise en culture depuis 1972. La succession culturale est connue depuis cette date (données fournies par le lycée agricole) ; les quantités de fertilisants appliquées sont bien connues. En revanche les dates de semis, de récolte et d'application des fertilisants ne sont connues de façon précise que depuis environ 1992. L'illustration 13 récapitule les données connues sur les successions culturales et les fertilisations ainsi que les données qui ont été estimées pour les besoins de la modélisation.

Avant la mise en culture, la parcelle était laissée en friche comparable à une pâture peu exploitée. Il n'existe pas d'information sur l'entretien de cette friche ni sur sa date de création. Nous avons donc considéré que la friche était permanente de janvier 1950 (date de début de modélisation) à février 1972 qui correspondrait à la date de mise en culture (trois mois avant le premier semis de betteraves).

L'exploitation plus intensive de la parcelle a débuté en 1972 avec l'implantation de betteraves sucrières. De 1972 à 1988, il y a une alternance betteraves sucrières / blé. A partir de 1989, le maïs entre dans la succession culturale (1989, 1993, 1996). Pour les années plus récentes, la pomme de terre et le chou à choucroute entrent dans la succession culturale. Il y donc une dominance des cultures de printemps au cours des 8 dernières années. En l'absence de données précises sur les dates de semis et de récolte, des valeurs moyennes fournies par la Chambre d'Agriculture du Bas Rhin ont été retenues (Illustration 13).

4.1.2. La modalité : verger depuis 1983

Il s'agit d'une parcelle qui a été mise en grandes cultures de 1972 à 1983. A partir de cette date, la parcelle est devenue un verger (cerisiers) jusqu'en 1993. Après l'arrachage des cerisiers, la parcelle est restée en herbe jusqu'à ce jour. Les apports d'azote peuvent donc être considérés comme nuls depuis 1983.

4.1.3. La modalité : verger depuis 1995

Cette parcelle a été cultivée en grandes cultures jusqu'à 1995 puis a été convertie en vergers (cerisiers). Toutefois, la partie de la parcelle concernée par les carottages

correspond à un secteur toujours en herbe depuis 1995. L'année 1995 constitue donc une rupture nette dans les pratiques de fertilisation puisqu'au-delà de cette date, les apports d'azote sont nuls.

| année | culture | Date théorique de semis | Date théorique de récolte |
|-----------|----------------------------|-------------------------|---------------------------|
| 2002 | Betterave sucrière | 19/3/2002 | 1/10/2002 |
| 2001 | Pomme de terre | 1/3/2001 | 8/7/2001 |
| 2000 | Chou à choucroute | 1/4/2000 | 1/10/2000 |
| 1999 | Blé tendre | 1/10/1998 | 15/7/1999 |
| 1998 | Pomme de terre | 1/3/1998 | 8/7/1998 |
| 1997 | Betterave sucrière | 19/3/1997 | 1/10/1997 |
| 1996 | Maïs grain | 1/4/1996 | 10/10/1996 |
| 1995 | Betterave sucrière | 19/3/1995 | 1/10/1995 |
| 1994 | Blé tendre | 1/10/1993 | 15/7/1994 |
| 1993 | Maïs grain | 1/4/1993 | 10/10/1993 |
| 1992 | Betterave sucrière | 19/3/1992 | 1/10/1992 |
| 1991 | Blé tendre | 1/10/1990 | 15/7/1991 |
| 1990 | Betterave sucrière | 19/3/1990 | 1/10/1990 |
| 1989 | Maïs grain | 1/4/1989 | 10/10/1989 |
| 1988 | Betterave sucrière | 19/3/1988 | 1/10/1988 |
| 1987 | Blé tendre | 1/10/1986 | 15/7/1987 |
| | Alternance betterave / blé | 1 /4 ou 1 /10 | 1/10 ou 15/7 |
| 1972 | Betterave sucrière | 19/3/1972 | 1/10/1972 |
| 1950-1971 | Jachère | | 1/1/1972 |

Illustration 13 : succession culturale dans la parcelle "grandes cultures" de 1950 à 2002

4.2. PRINCIPES GÉNÉRAUX DE LA MODELISATION

4.2.1. La démarche

La modélisation s'effectue en deux grandes étapes. Dans un premier temps, le calage hydrodynamique est effectué en s'appuyant sur les données tritium, le tritium étant considéré comme un traceur parfait de l'eau puisqu'il ne subit pas d'interaction avec la matrice solide. Dans un second temps, lorsque l'on estime que ce calage est satisfaisant, la modélisation du transfert de soluté est effectuée en ajustant les paramètres spécifiques au transport et au devenir (transformation, sorption) du soluté.

Le modèle Agriflux possède un schéma incluant de façon complète le cycle de l'azote. Du fait du nombre de mailles limité à 20, le modèle Agriflux n'est généralement utilisé que pour simuler le transfert dans le sol. Ce modèle ne permet de simuler que du transfert en 1D (c'est-à-dire verticalement). Le modèle Agriflux a été développé par Banton et Larocque (1997).

Il a donc été décidé d'utiliser le modèle Agriflux pour estimer le flux de nitrate à la base d'un profil de sol d'un mètre d'épaisseur, épaisseur considérée comme correspondant à la zone racinaire. Au-delà d'un mètre de profondeur, l'hypothèse est faite que les nitrates ne sont plus transformés et que le transport s'effectue sous forme conservative. En effet, il est clair que la masse microbienne diminue fortement avec la profondeur ; les processus de biotransformation de l'azote sont donc réduits au-delà de la zone racinaire.

Le flux d'azote calculé par Agriflux est ensuite utilisé comme donnée d'entrée d'un modèle simple de convection. Les flux de nitrates et d'eau calculés par Agriflux sont utilisés pour estimer, en considérant que les flux s'infiltrent suivant les lois de convection (effet piston) sans dispersion ni mélange entre les flux obtenus chaque année, la concentration de nitrates qui s'infiltré annuellement et le volume de sol occupé par cette eau.

Dans le cas présent, seule la parcelle « grandes cultures » est considérée pour cet exercice de modélisation.

4.2.2. Description du modèle Agriflux

Agriflux est un modèle mécaniste et stochastique c'est-à-dire qu'il est basé sur une représentation physique des processus (écoulement suivant l'équation de Darcy-Richards) tout en intégrant la variabilité des paramètres (e.g. pluviométrie, porosité, ...). Trois modules principaux composent ce modèle : HydriFlux (

Illustration 14) qui simule le transport de l'eau (précipitation, ruissellement, prélèvement d'eau par les plantes, évaporation, percolation), le module NitriFlux (Illustration 15) qui simule le cycle et le transport de l'azote (amendements, ruissellement, minéralisation,

immobilisation, nitrification, dénitrification, prélèvement d'azote par les plantes, lessivage), et enfin le module PestiFlux qui simule les transformations des phytosanitaires.

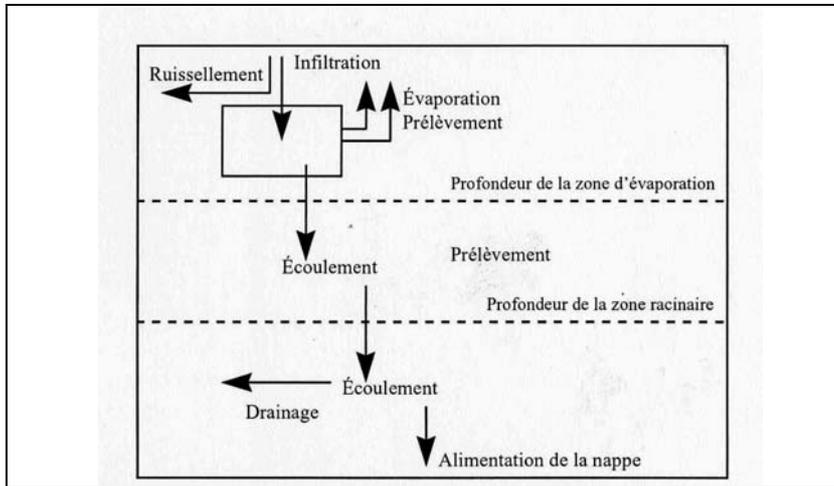


Illustration 14 : schéma d'écoulement de l'eau dans le modèle Agriflux (Banton et Larocque, 1997)

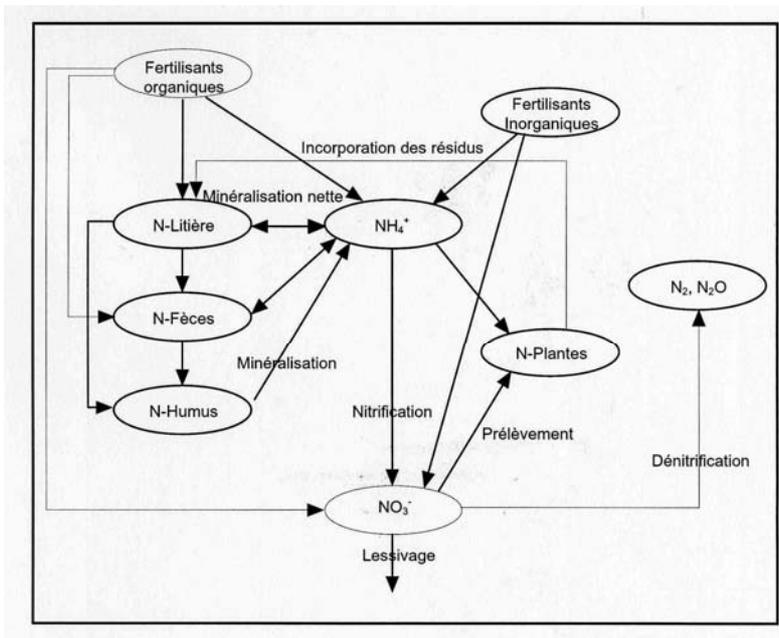


Illustration 15 : représentation schématique du cycle de l'azote tel qu'intégré dans le modèle Agriflux (Banton et Larocque, 1997)

Pour le maillage d'Agriflux, le profil a été découpé en 10 couches de 10 cm. Ce choix est un compromis entre la taille des couches et leur nombre. Une couche ne doit pas être trop mince sous peine d'être saturée même lors de faibles pluies ; à l'inverse elle ne doit pas être trop épaisse pour ne pas défavoriser les écoulements vers le bas et conduire à une sous-estimation des transferts, les écoulements vers le bas ne s'effectuant que lorsqu'une certaine saturation est atteinte. De plus, cette taille de 10 cm correspond à la taille des échantillons analysés ; une information de texture, teneurs en nitrate etc. est ainsi disponible suivant cette résolution spatiale.

Dans cette étude, les propriétés hydrauliques des solides n'ont pas été mesurées. Afin d'estimer la porosité, la capacité au champ et la teneur en eau du point de flétrissement, les données de la littérature ont été utilisées.

Carsel et Parrish (1988) ont compilé les données de sol disponibles aux Etats-Unis pour définir, suivant 12 classes de texture, les paramètres (moyenne et écart-type) spécifiques aux lois hydrodynamiques (suction/teneur en eau et perméabilité/teneur en eau). Pour le premier mètre de sol, les valeurs présentées dans l'illustration 17 ont été retenues.

| Paramètre | Moyenne | Ecart-type |
|--|----------------------|----------------------|
| Teneur en eau à saturation : θ_s ($m^3.m^{-3}$) | 0,43 | 0,07 |
| Teneur en eau résiduelle : θ_r ($m^3.m^{-3}$) | 0,089 | 0,009 |
| Perméabilité à saturation : K_s ($m.s^{-1}$) | $1,94 \cdot 10^{-7}$ | $5,28 \cdot 10^{-7}$ |
| K_s ($m.an^{-1}$) | 6,12 | 16,65 |
| Alpha (*) | 0,010 | 0,006 |
| n (*) | 1,23 | 0,06 |

(*) : paramètres empiriques de la loi de Van Genuchten

Illustration 17 : paramètres hydrodynamiques retenus pour le premier mètre de sol de la parcelle "grandes cultures" (d'après Carsel et Parrish, 1988 sur la base de 641 échantillons)

Dans le cas présent, seule la moyenne de ces paramètres a été considérée. La potentialité offerte par Agriflux de travailler suivant une approche stochastique (variations des paramètres en fonction de la moyenne et de l'écart-type) n'a pas été retenue.

Concernant la densité apparente du sol, les mesures effectuées par la Chambre d'Agriculture du Bas-Rhin ont montré une très forte hétérogénéité qui ne semble pas liée aux changements texturaux ni à la profondeur (Illustration 18).

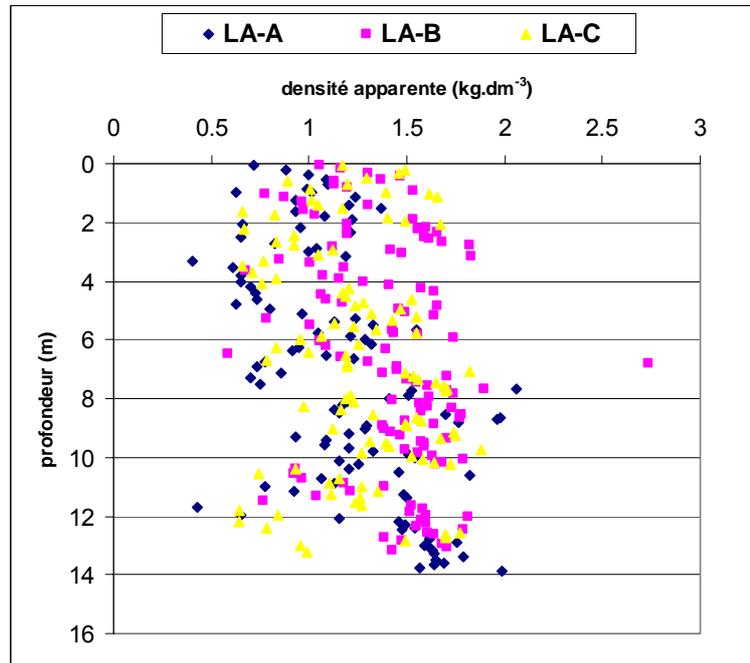


Illustration 18 : densités apparentes mesurées sur les trois répétitions de la parcelle "grandes cultures" en fonction de la profondeur

Il semble que le carottage ait engendré une compaction des échantillons plus ou moins importante selon leur position dans la passe du carottier. Chaque nouvelle passe de carottier (environ tous les mètres) correspond à une rupture nette de densité. En conséquence, il a été décidé de ne pas retenir ces valeurs qui semblent biaisées. En l'absence de mesures fiables, les densités apparentes retenues sont celles mesurées par Brouyère et al. (2004) sur des loëss en Belgique. La densité varie de 1,46 à 1,68 g.cm⁻³ avec une moyenne de 1,57 g.cm⁻³ ce qui correspond à des porosités de 0,37 à 0,45 m³.m⁻³ avec une moyenne de 0,41 m³.m⁻³ qui serait donc légèrement inférieure à la valeur de 0,43 m³.m⁻³ proposée par Carsel et Parrish (1988 – Illustration 17).

b) Précipitations et ETP

Dans la mesure où les pluies journalières n'étaient pas disponibles pour toute la période simulée (1/1/1950 au 31/12/2002) – les données pourraient être obtenues auprès de Météo-France pour la station de Entzheim mais le choix a été fait de ne pas acheter ces données à ce stade de l'étude – l'approche probabiliste proposée par Agriflux a été retenue. Cette approche est basée sur les particularités de la distribution temporelle des précipitations valables pour la plupart des climats. Premièrement, on considère que la répartition des précipitations journalières à l'intérieur de chaque mois suit une distribution exponentielle caractérisée par un paramètre unique correspondant à l'inverse de la moyenne de ces précipitations. Deuxièmement, la répartition saisonnière des pluies est bien représentée par les valeurs moyennes mensuelles.

Troisièmement, pour des climats tempérés humides, le nombre mensuel moyen de précipitations est considéré comme constant d'un mois à l'autre.

En l'absence d'information, le nombre moyen de jours de précipitation par année a été fixé à 250 jours en première approche. Des informations complémentaires obtenues par la suite auprès de la Chambre d'Agriculture ont montré que le chiffre de 170 jours par an paraît plus réaliste.

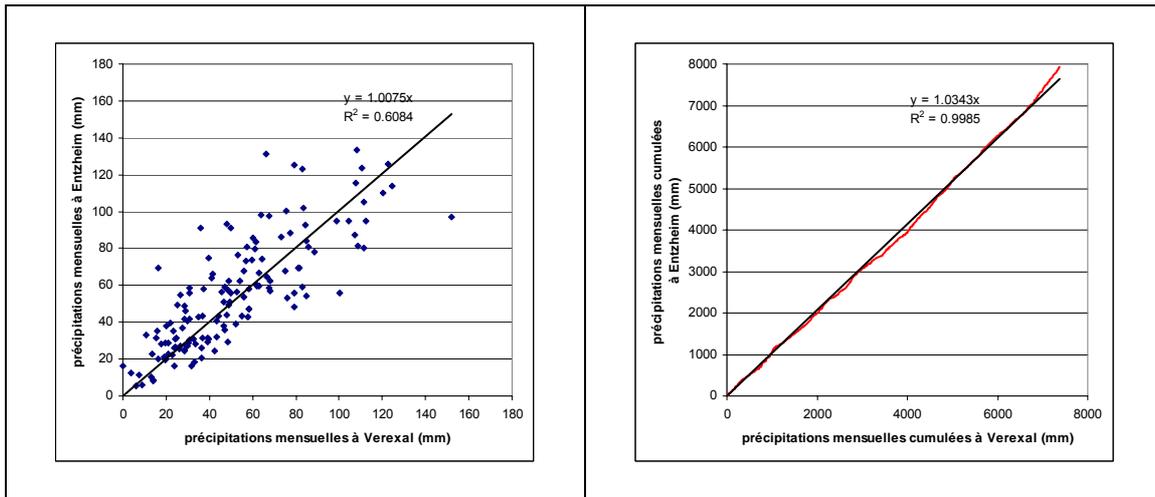


Illustration 19 : corrélation entre les précipitations mensuelles et les pluies mensuelles cumulées enregistrées à Entzheim et Verexal (janvier 1991 à décembre 2002 ; n = 144)

Les données d'ETP et de température proviennent de la station de Entzheim, distante d'environ 15 km au nord-est du site d'étude. En effet, il n'existe pas de station de mesure de ces paramètres sur le site d'étude. Les données de précipitations sont disponibles sur le site d'étude depuis janvier 1990. Pour compléter la chronique, les données de Entzheim (janvier 1950 à décembre 1990) ont été utilisées après application d'un facteur correctif. La bonne corrélation entre les données mensuelles mesurées à Verexal – c'est-à-dire au niveau du site d'étude - et Entzheim permet d'estimer ce facteur correctif et autorise son application sur les données de Entzheim. La chronique de pluie reconstituée correspond donc aux données de Entzheim corrigées de janvier 1950 à décembre 1990 puis aux données réellement mesurées à Verexal de janvier 1991 à décembre 2002. Les données pluviométriques de Entzheim ont été préférées à celle de Barr – situé à 8 km au sud d'Obernai - pour lesquelles la corrélation avec les données mensuelles de Verexal était un peu moins bonne ($r^2 = 0,51$ vs. $0,61$).

La chronique de pluie reconstituée a permis d'estimer les moyennes mensuelles de précipitations nécessaires à Agriflux pour générer une chronique de pluie journalière.

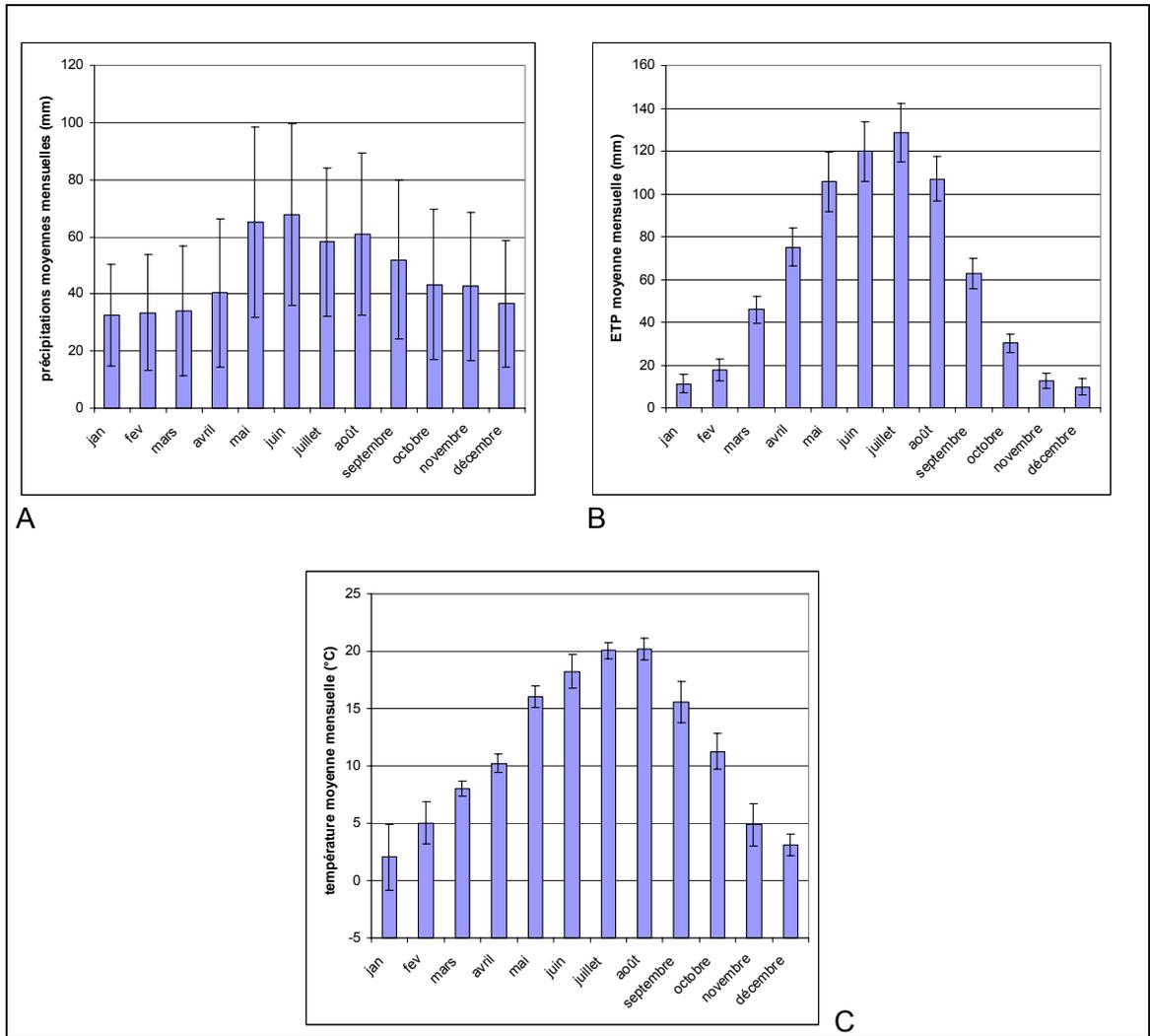


Illustration 20 : moyennes mensuelles et écart-types des données reconstituées pour le site d'étude (janvier 1950 à décembre 2002 : A) précipitations, B) évapotranspiration, C) températures)

Les précipitations apparaissent irrégulièrement réparties sur l'année avec les mois d'hiver relativement secs par rapport au reste de l'année (Illustration 20). Le printemps apparaît comme la période la plus arrosée et avec l'ETP qui reste encore relativement faible à cette époque, il est probable que l'infiltration potentielle soit importante pendant le printemps.

Le jour le plus froid de l'année a été estimé au 10 janvier, en moyenne. Ce paramètre a peu d'importance dans le cas présent car il sert surtout dans le modèle à gérer la fonte des neiges au cours de l'année. Dans ce cas présent, toutes les précipitations sont considérées comme apportées sous forme de pluie.

c) Prélèvement d'eau par les plantes et évaporation

Le prélèvement d'eau par les plantes correspond à la quantité d'eau extraite par les racines pour satisfaire les besoins en eau de la plante. Le modèle estime un bilan en eau pour chaque couche et chaque jour.

Le prélèvement d'eau est décrit par une courbe normale qui est limitée de part et d'autre de la valeur centrale à trois écarts-types (Illustration 21).

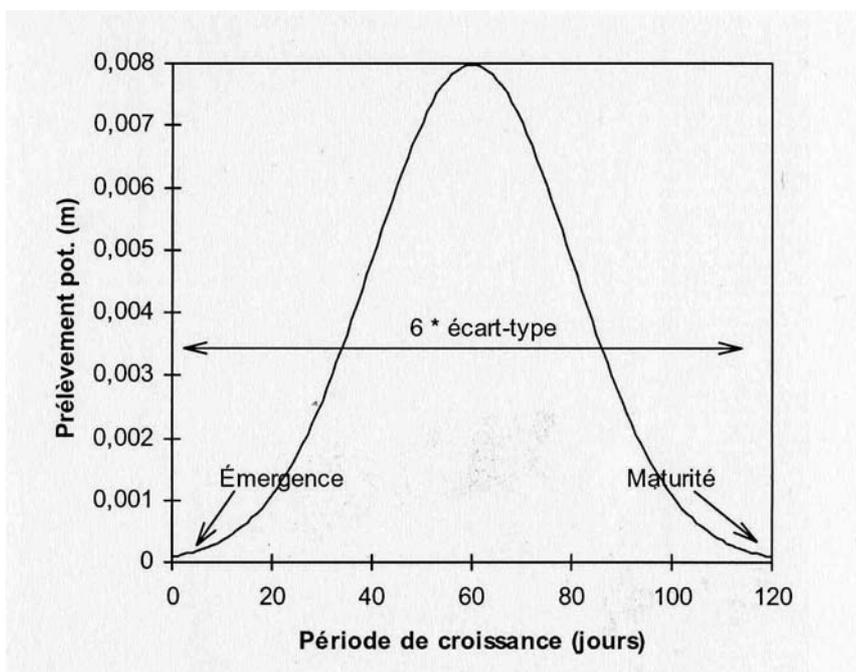


Illustration 21 : schéma de prélèvement d'eau par la plante utilisé par le modèle Agriflux (Banton et Larocque, 1997)

L'évaporation est le transfert d'eau des couches superficielles du sol vers l'atmosphère, ce transfert étant géré par le gradient d'humidité. L'évaporation intervient dans le modèle après le prélèvement par les plantes. Chaque jour, un volume d'eau est soustrait de la première couche, volume correspondant au minimum entre l'évaporation journalière et l'eau disponible dans la couche (limitée par le point de flétrissement). Si l'évaporation n'est pas comblée, l'eau est extraite de la couche suivante et ainsi de suite jusqu'à la profondeur maximale d'évaporation précisée par l'utilisateur.

Les évaporations potentielles journalières sont les mêmes pour toutes les années simulées.

Lorsqu'une culture est en croissance, l'évaporation potentielle est réduite à la différence entre l'évapotranspiration calculée à partir des données d'entrée du modèle et le prélèvement par la plante.

La percolation correspond au transfert vertical de l'eau entre les couches du modèle vers la nappe. L'approche retenue est de type mécaniste c'est-à-dire qu'elle est basée sur une représentation physique des mécanismes. Toutefois, dans le module HydriFlux, cette représentation des mécanismes est simplifiée de manière à faciliter la modélisation mathématique.

Chaque couche de sol définie par l'utilisateur est considérée comme un réservoir. L'eau s'accumule dans une couche jusqu'à la saturation. Lorsque la teneur en eau dépasse une valeur définie comme la capacité au champ dans Agriflux (mais qui est en fait plus proche du concept de teneur en eau résiduelle dans l'acceptation des pédologues français), l'excédent peut s'écouler par gravité suivant l'équation de Darcy-Richards. Lorsque la teneur en eau d'une couche est inférieure à la valeur de capacité au champ, l'eau ne s'écoule pas vers le bas ; elle reste toutefois disponible pour les prélèvements par les plantes ou l'évaporation.

La conductivité hydraulique dépend donc de la teneur en eau d'une couche. Si le volume d'eau qui peut s'écouler d'une couche vers la couche inférieure est supérieur à ce que la couche inférieure peut recevoir, la percolation sera réduite au volume d'eau que la couche inférieure peut recevoir.

d) Fertilisation

- **Cycle de l'azote**

Dans chacune des couches du modèle, l'azote est réparti dans 6 réservoirs. L'azote organique se trouve dans les réservoirs "litière", "fèces" et "humus". L'azote inorganique se trouve dans les réservoirs "ammonium" et "nitrates". Le réservoir "plantes" constitue le sixième réservoir d'azote (Illustration 15).

Il y a possibilité d'échanges entre les différents réservoirs suivant les processus biochimiques du cycle de l'azote.

Dans le modèle, seule la forme nitrate est considérée mobile et donc lessivable.

Température et humidité du sol sont prises en compte – par l'intermédiaire d'un facteur correctif des constantes biochimiques – et influent donc sur les réactions biochimiques du cycle de l'azote.

La minéralisation nette est considérée comme suivant une réaction d'ordre 1 prenant en compte trois réservoirs.

La nitrification est assimilée à une réaction d'ordre 1 calculée pour une journée.

Le prélèvement d'azote par les plantes s'effectue par le biais des racines. Les besoins entrés par l'utilisateur pour chaque culture considérée sont répartis suivant une loi normale en fonction du temps après le semis. La culture prélève l'azote sous forme de nitrate et d'ammonium en respectant la disponibilité de l'azote inorganique dans chaque couche de sol.

La dénitrification constitue la voie principale par laquelle l'azote passe du sol à l'atmosphère. L'approche retenue est une cinétique de type Michaelis-Menten calculée pour une journée.

- **Amendements**

Les amendements peuvent être réalisés sous forme d'apport d'azote organique ou minéral. Le relargage progressif de l'azote minéral par dissolution des granulés d'engrais peut être simulé (en fonction de la teneur en eau du sol).

Dans le modèle, nous avons adopté la démarche suivante. Lorsque l'azote est apporté sous forme minérale, nous avons considéré que 50 % était sous forme de nitrate et 50 % sous forme d'ammonium (données Chambre d'Agriculture). Pour les apports sous forme d'urée, l'azote est apporté uniquement sous forme d'ammonium. Dans le cas des vinasses, l'azote organique est apporté dans le réservoir litière (minéralisation rapide).

4.2. RÉSULTATS OBTENUS EN UTILISANT AGRIFLUX ET UN MODELE SIMPLE DE CONVECTION

4.3.1. Démarche suivie pour la simulation des profils nitrate au-delà de la zone racinaire en suivant un modèle de convection simple

Dans la mesure où les profils tritium observés pour la zone non saturée de la parcelle étudiée montrent un pic unique et symétrique, l'hypothèse d'un transport par convection-dispersion dominant par rapport à d'éventuels flux préférentiels apparaît très vraisemblable. Agriflux permet de calculer pour chaque période de temps souhaitée (journalière, mensuelle ou annuelle) le flux de nitrate ainsi que le flux d'eau à la base du profil. Le rapport de ces termes permet d'estimer une concentration théorique de l'eau d'infiltration. Estimant la porosité du sol, il est possible de calculer, pour chaque période, le volume de sol occupé par l'eau ayant cette concentration. Si on considère qu'après chaque période, l'eau est totalement renouvelée et déplacée vers le bas par effet piston, il est possible de définir un profil théorique de concentrations en nitrate.

Par exemple, Agriflux calcule qu'au-delà de 1 m de profondeur pour l'année n on a un flux d'eau d'infiltration de 100 mm et une perte de 60 kg de nitrate/ha. L'eau qui s'infiltré l'année n a donc une concentration de 60 mg/l. Si le sol a une porosité de $0.20 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$, les 100 mm d'eau occupent une profondeur de 5 m. Entre 1 et 6 m de profondeur l'eau a donc une concentration de 60 mg/l. L'année $n+1$, si Agriflux calcule

une infiltration de 50 mm et une perte en nitrate de 45 kg/ha, l'eau qui s'infiltrera aura une concentration de 90 mg/l et occupera une profondeur de 2,5 m. En admettant que les déplacements d'eau et de solutés se font sous l'effet piston sans mélange et en admettant que la porosité cinématique est invariable avec la profondeur, le profil sera le suivant à l'issue de l'année n+1 : de 1 à 3,5 m, l'eau a une concentration de 90 mg/l ; de 3,5 à 8,5 m, l'eau a une concentration de 60 mg/l. Le même principe est appliqué pour les années suivantes.

Cette approche a déjà été utilisée par d'autres auteurs notamment par Zoellman et al. (2001).

Les différents paramètres d'entrée du modèle AGRIFLUX sont connus avec plus ou moins de précision. Dans certains cas, les données ont été mesurées (granulométrie, densité, pluie, ET, ...), dans d'autres cas, ces données sont estimées sur la base de la bibliographie ou à dire d'experts. Dans ce dernier cas, on ne dispose généralement pas d'une valeur précise mais d'une gamme de valeurs probables. En fonction des premiers résultats obtenus lors des premières simulations et par comparaison avec les données observées – profils de nitrate et de tritium à une date donnée – certains paramètres ont été modifiés. Certains paramètres s'avèrent extrêmement sensibles, c'est-à-dire que la modification de leurs valeurs, même si elles restent dans des gammes de valeur plausibles, engendre des modifications fortes sur les profils simulés ; d'autres paramètres sont peu sensibles.

Tous les résultats obtenus pour toutes les simulations ne sont pas présentés dans ce rapport. Le choix a été fait de mettre l'accent sur certains résultats en soulignant l'influence de certains des paramètres jugés a priori sensibles. Il s'agit également de paramètres pour lesquels nous n'avons pas à ce jour suffisamment d'informations pour leur attribuer une valeur définitive. Ces paramètres semblent importants à considérer et mériteraient d'être précisés.

Dans la suite du rapport, les simulations sont présentées par 2 afin de permettre une comparaison directe entre 2 simulations ne différant que d'un seul paramètre à la fois. Les résultats obtenus par simulation sont comparés aux données observées sur LA-A et LA-B (les 2 carottes de la parcelle « LA » pour lesquelles nous disposons de données) en prenant en compte les deux valeurs extrêmes de densité apparentes probables (1,46 et 1,68 g.cm⁻³ – cf § 4.2.3.). Les valeurs calculées et mesurées dans le premier mètre de sol ne sont pas représentées. En effet, les teneurs en nitrate dans le premier mètre de sol peuvent fluctuer fortement au cours de l'année ; il faudrait donc considérer pour la simulation la date exacte de prélèvement et non pas toute l'année 2002. De plus, le modèle est calé pour une approche globale et non pas à un pas de temps mensuel. Toutefois, la bonne similitude des teneurs mesurées et simulées au-delà de 1 mètre de profondeur laisse supposer que les teneurs calculées dans le premier mètre sont plausibles à l'échelle de l'année même si elles ne l'étaient pas à une date précise.

4.3.2. Paramètres susceptibles d'influencer fortement le transfert de l'eau et des nitrates

a) Paramètres spécifiques au bilan d'eau et au transfert de l'eau

- **Date de semis du blé**

Les besoins en eau sont décrits dans le module HydriFlux comme suivant une loi normale répartie entre la date de semis et la date de récolte (Illustration 21). En réalité, les besoins en eau du blé pendant l'hiver sont faibles et non pas croissants comme le considère le modèle. Introduire la date réelle de semis revient à surestimer les besoins en eau de la plante pendant la période hivernale et donc à réduire le lessivage pendant cette même période. Pour éviter ce biais, la date de semis des blés est arbitrairement fixée au 1^{er} février, date à partir de laquelle la reprise de la végétation se fait et donc l'augmentation des besoins en eau est plus réaliste.

- **Besoin en eau des plantes**

Le besoin en eau global défini par l'utilisateur pour chaque culture concernée est un paramètre sensible qui joue directement sur la quantité d'eau susceptible de s'infiltrer ou non vers la nappe.

Les besoins en eau théoriques des différentes cultures rencontrées sur la parcelle ainsi que leur enracinement théorique (données Chambre d'Agriculture du Bas-Rhin) sont reportés dans l'illustration 33.

Le besoin en eau de la friche avant la mise en culture est difficile à estimer car il a sans doute varié au cours du temps, en fonction de l'entretien ou non de la friche. En l'absence d'informations, un besoin annuel constant de 100 mm a été initialement pris en compte. A titre indicatif, l'ETP annuelle moyenne mesurée à Entzheim pour la période (1950-2002) est de 722 mm.

Des essais ont ensuite été effectués avec un besoin en eau pour la friche quatre fois supérieur à la valeur initialement retenue (400 vs. 100 mm). L'impact sur le résultat du flux d'eau percolant au-delà du premier mètre de sol est négligeable. Dans le cas présent, l'ETP étant forte par rapport aux précipitations, la présence d'une culture modifie peu le bilan hydrique puisque l'eau disponible sous forme de pluie est utilisée pour satisfaire l'évaporation. Cet effet est d'autant plus limité que l'enracinement considéré de la jachère est faible (0,2 m).

- **Porosité participant à l'écoulement au-delà du premier mètre de sol**

Pour une infiltration donnée (c'est-à-dire un volume d'eau infiltré calculé par Agriflux), la porosité participant à l'écoulement – ou porosité cinématique – est un facteur extrêmement influant sur l'épaisseur de sol concernée par cette lame d'eau qui s'infiltré. Lorsque cette valeur de porosité cinématique décroît, l'épaisseur de sol

nécessaire pour contenir un même volume d'eau augmente ; diminuer la valeur de porosité cinématique revient à augmenter la profondeur atteinte par le front d'eau.

Dans notre étude, aucune mesure n'a été effectuée pour ajuster ce paramètre « porosité cinématique ». Tomer et Burkart (2003), travaillant sur des loëss de l'Iowa, estiment que la porosité efficace (équivalente à la porosité cinématique) de ce matériau est de $0,20 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ soit environ la moitié de la porosité totale moyenne ($0,42 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$). Ils considèrent que peu de flux existent dans la moitié de la porosité qui correspond aux pores de petites tailles. Ils considèrent qu'à $pF=4,2$ (c'est-à-dire le point de flétrissement et des pores de tailles $<2\mu\text{m}$) la teneur en eau est d'environ $0,20 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$.

En s'appuyant sur les mesures en laboratoire réalisées par le laboratoire Sols et Environnement de l'INPL-ENSAIA/INRA de Nancy sur 3 horizons issus de la carotte LA-B et en imaginant que la densité apparente varie de $1,46$ à $1,68 \text{ g.cm}^{-3}$ (Brouyère et al., 2004), les teneurs en eau volumiques à $pF4,2$ restent élevées ; elles sont comprises entre $0,111$ et $0,208 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ (Illustration 22).

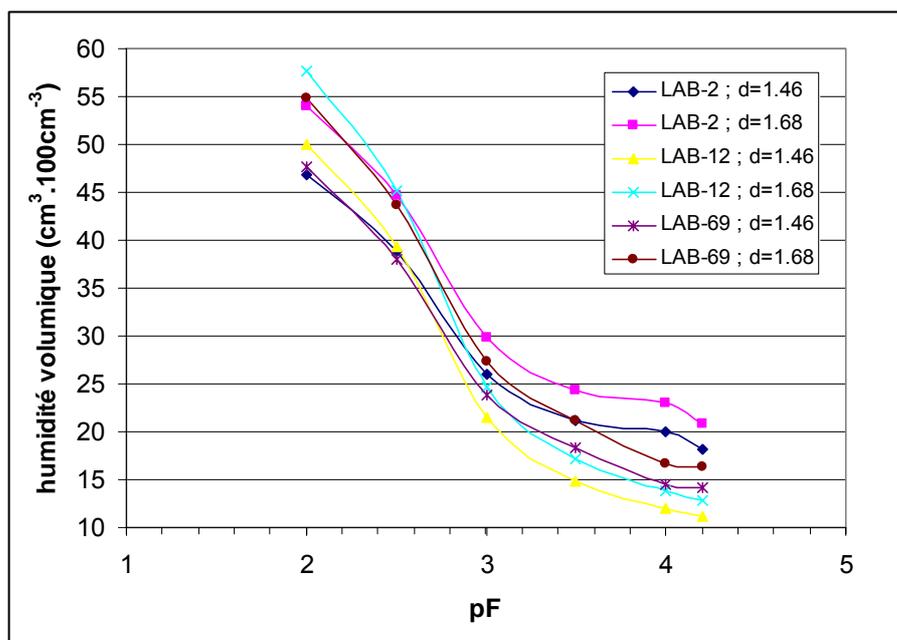


Illustration 22 : relations pF – teneur en eau volumique pour 3 horizons ($2 = 0,13$ à $0,25 \text{ m}$; $12 = 1,21$ à $1,36 \text{ m}$; $69 = 7,80$ à $7,90 \text{ m}$) de la carotte LA-B en considérant deux valeurs de densité apparente

L'hypothèse de considérer que les sols de la parcelle « grandes cultures » ont une porosité cinématique de l'ordre de $0,20 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ semble donc tout à fait acceptable. Cette valeur est en accord avec celles de Tomer et Burkart (2003). L'illustration 23 présente les résultats obtenus en considérant deux valeurs de porosité cinématique ($0,17$ et $0,20 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$).

Préalablement à la modélisation du transfert des nitrates et afin de caler le modèle d'un point de vue hydrodynamique, le transfert du tritium dans le premier mètre de sol a été modélisé à l'aide d'AgriFlux et de la même façon, les bilans d'eau annuels ont été utilisés pour estimer un profil de tritium dans l'ensemble de la zone non saturée.

La quantité de tritium injectée en entrée du modèle – le 1^{er} juin 1963 – correspond à la quantité de tritium présente dans le profil au moment du carottage. Cette quantité calculée au moment du carottage prend donc implicitement en compte la décroissance radioactive naturelle du tritium depuis son apport en 1963. Dans le modèle, le tritium est donc considéré comme conservatif – on considère qu'il n'y a pas de décroissance naturelle. Cette approche permet de faire abstraction de l'absence de connaissance du signal d'entrée liée à l'absence de mesure dans les pluies à Strasbourg avant 1965 (Illustration 2).

Dans le cas présent, la fonction d'entrée du tritium est considérée comme étant une injection ponctuelle ayant eu lieu le 1^{er} juin 1963. Les résultats obtenus sont présentés dans l'illustration 23.

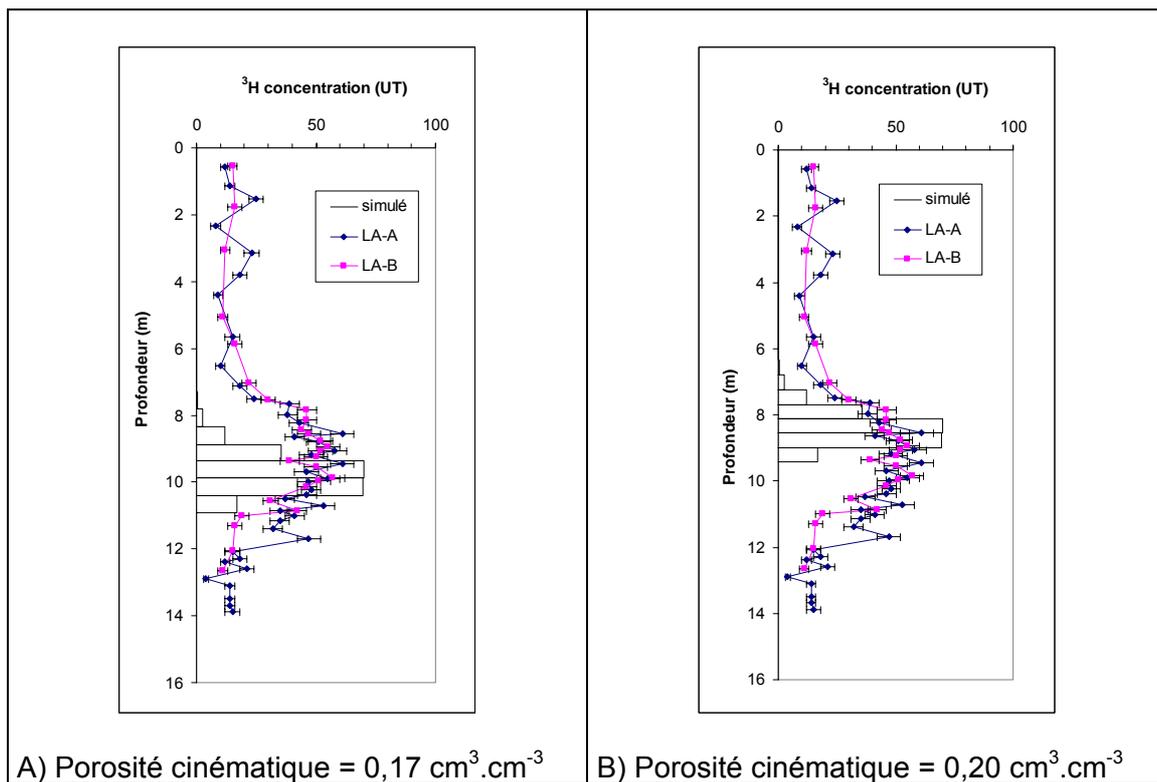


Illustration 23 : comparaison des données tritium observées (mesures et incertitudes analytiques) dans la parcelle "grandes cultures" et des données obtenues avec AGRIFLUX couplé à un modèle simple de convection pour des valeurs plausibles de porosité cinématique

La valeur attribuée à la porosité cinématique au-delà du premier mètre de sol a une incidence sur la position du pic de tritium simulé. La valeur de $0,17 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ permet d'obtenir une position du maximum du pic simulé en accord avec les données observées (Illustration 23). La valeur de $0,20 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ conduit à sous-estimer la profondeur du maximum du pic. En réalité, il est probable que la porosité cinématique varie avec la profondeur en relation avec la texture et la structure du sol. L'attribution de valeurs différentes de porosité cinématique aux différents horizons de sols pourrait permettre d'obtenir un meilleur ajustement mais en l'absence de données sur lesquelles le choix de la valeur serait fait, cette approche n'a pas été suivie. De la même façon, toute la gamme des valeurs de porosité cinématique comprises entre $0,17$ et $0,20 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ pourrait être testée mais aucune mesure ou donnée bibliographique ne permettrait de valider totalement le choix. Cette approche n'est donc pas retenue.

- **Conclusions sur le calage hydrodynamique**

Des valeurs de porosité cinématique de l'ordre de $0,20 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ permettent de simuler un profil tritium en assez bon accord avec les observations quant à la position des pics. Dans la suite du rapport, la valeur de $0,20 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ a été conservée. Bien que les données tritium simulées soient proches des données observées, l'adéquation n'est pas parfaite. Elle pourrait probablement être améliorée si le signal réel d'entrée du tritium pouvait être pris en compte. Actuellement une injection ponctuelle est considérée le 1^{er} juin 1963 puisque la mesure du tritium dans les pluies à Strasbourg est incomplète et ne peut donc pas être prise en compte. Une deuxième amélioration consisterait à prendre en compte le processus de dispersion au-delà de 1 mètre de profondeur. La prise en compte de la dispersion conduirait en effet à « étaler » un peu plus le pic de tritium simulé.

Dans la mesure où le pic de tritium est considéré comme bien simulé et notamment la position du maximum du pic, cela signifie que les vitesses modélisées d'infiltration du tritium – et donc de l'eau – sont cohérentes avec les données observées. Les flux d'eau calculés annuellement par Agriflux (en intégrant les successions culturales et les données météorologiques moyennes locales) et la prise en compte d'une porosité cinématique de l'ordre de $0,20 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ permettent de restituer de manière satisfaisante ces vitesses.

b) Paramètres spécifiques au bilan d'azote

Dans la mesure où les résultats tritium sont jugés satisfaisants cela signifie que le calage hydrodynamique du modèle est acceptable. L'effort de modélisation porte donc maintenant sur le transfert et le devenir des nitrates. Toutefois avant de tester la sensibilité des paramètres spécifiques au bilan d'azote, l'incidence de la valeur attribuée à la porosité cinématique, dont l'importance a été mise en évidence pour le calage du tritium, est présentée dans l'illustration 24.

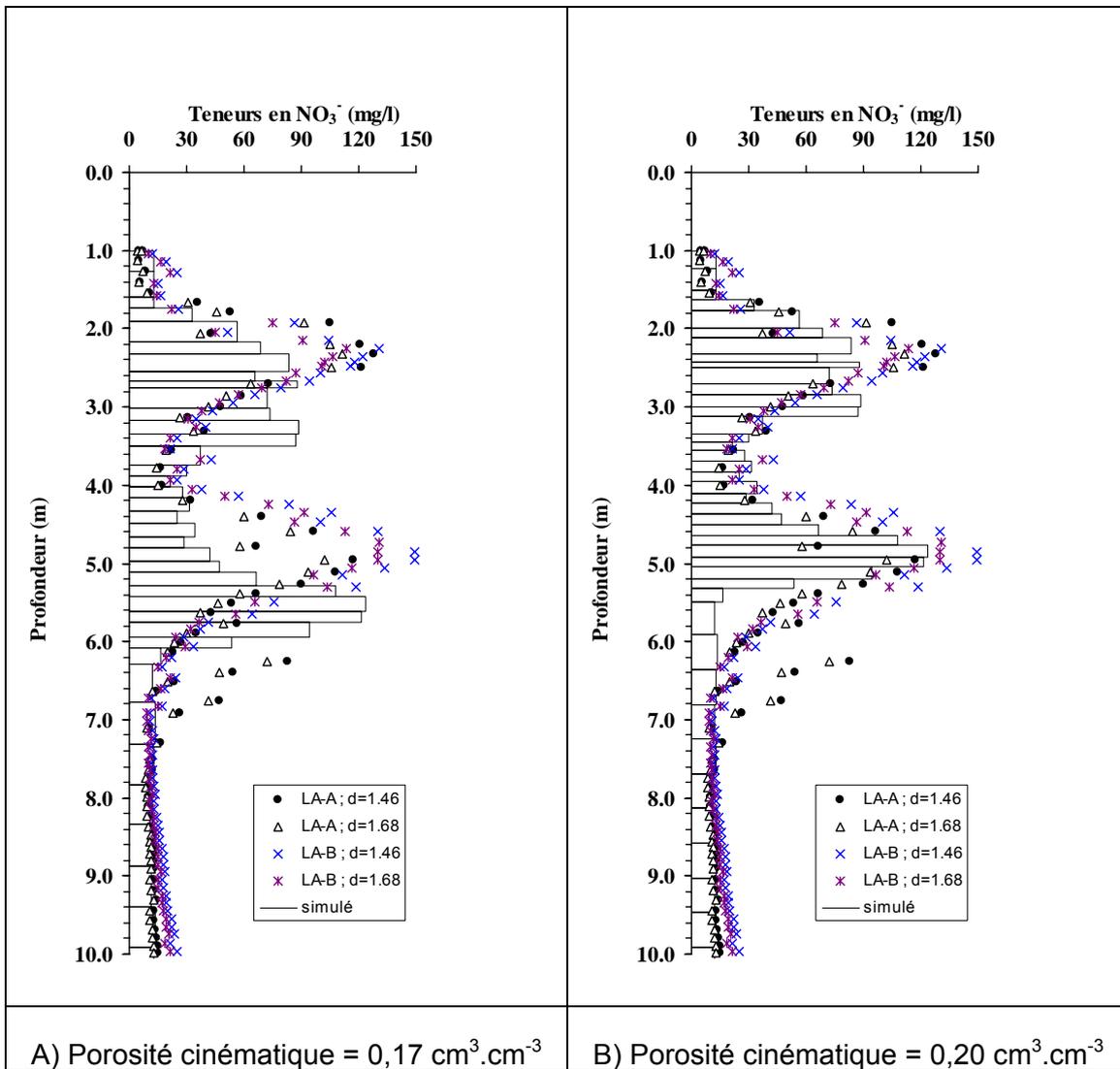


Illustration 24 : influence de la porosité cinématique sur le transfert des nitrates (comparaison avec les données observées sur LA-A et LA-B en prenant en compte deux valeurs de densité apparente, 1,46 et 1,68 g.cm⁻³)

Sur la partie gauche de l'illustration 24, la porosité cinématique est de 0,17 cm³.cm⁻³ contre 0,20 cm³.cm⁻³ à droite. Ce paramètre suffit à diminuer de 80 cm la profondeur atteinte par les nitrates dans le deuxième cas par rapport au premier cas. Les profils de nitrate présentés ici correspondent au résultat final de la modélisation et résultent des différentes modifications effectuées au cours du calage et qui sont décrites ci-après.

- **Apport d'azote lié à la mise en culture de la parcelle**

Les premières simulations effectuées posaient plusieurs problèmes ; elles ne permettaient notamment pas de décrire le pic de nitrate observé en profondeur (4-6 m) qui doit refléter les pratiques culturales les plus anciennes. Ce pic de nitrate mesuré, s'il correspond bien aux années 1970-80 est un peu étonnant au regard de la succession culturale. En effet, il y a eu une alternance régulière de blé/betterave avec a priori des fertilisations similaires d'une année à l'autre pour une culture donnée alors que ce pic laisse sous-entendre un changement majeur de fertilisation. Ne disposant pas au départ d'informations sur d'autres paramètres (fraction d'azote récolté par exemple), l'hypothèse a été faite qu'en utilisant les données de fertilisation fournies par le lycée agricole un apport d'azote n'était pas pris en compte. Les fertilisations pour le blé en 1973, 1975, 1977, 1979 et 1981 ne sont pas connues et sont estimées à 180 Unités d'azote (information disponible pour les années 1983, 1985 et 1987 – période pendant laquelle la rotation blé/betterave a été maintenue). Une option aurait été d'augmenter la valeur retenue pour la fertilisation du blé pour les 5 premières années mais sans argument pour choisir une autre valeur. Une autre hypothèse que celle d'un effet des doses de fertilisation du blé entre 1972 et 1990 a donc été envisagée ; elle est décrite ci-dessous.

En l'absence d'indications précises sur la réelle occupation du sol avant la mise en culture (broussailles, arbustes, herbe,...), il est difficile de déterminer avec précision l'impact potentiel de la mise en culture. L'hypothèse a été faite – considérant la durée de la période en friche d'au moins 15 à 20 années – que la mise en culture avait eu un effet similaire à celui provoqué par le retournement d'une prairie ancienne à savoir un apport massif d'azote. Pour prendre en compte ce supposé apport d'azote, les données de Machet et Mary (1989) ont été utilisées. Les auteurs ont montré que deux apports doivent être pris en compte à la suite de la mise en culture. Ainsi, il a été considéré que la première année (c'est-à-dire 1972), cette mise en culture correspondait à un apport de 100 Unités d'azote et à un deuxième apport de 250 Unités, l'année suivante. Pour chacun des deux apports, 50 % de l'azote est sous forme de nitrate, 50 % sous forme d'ammonium (Machet et Mary, 1989).

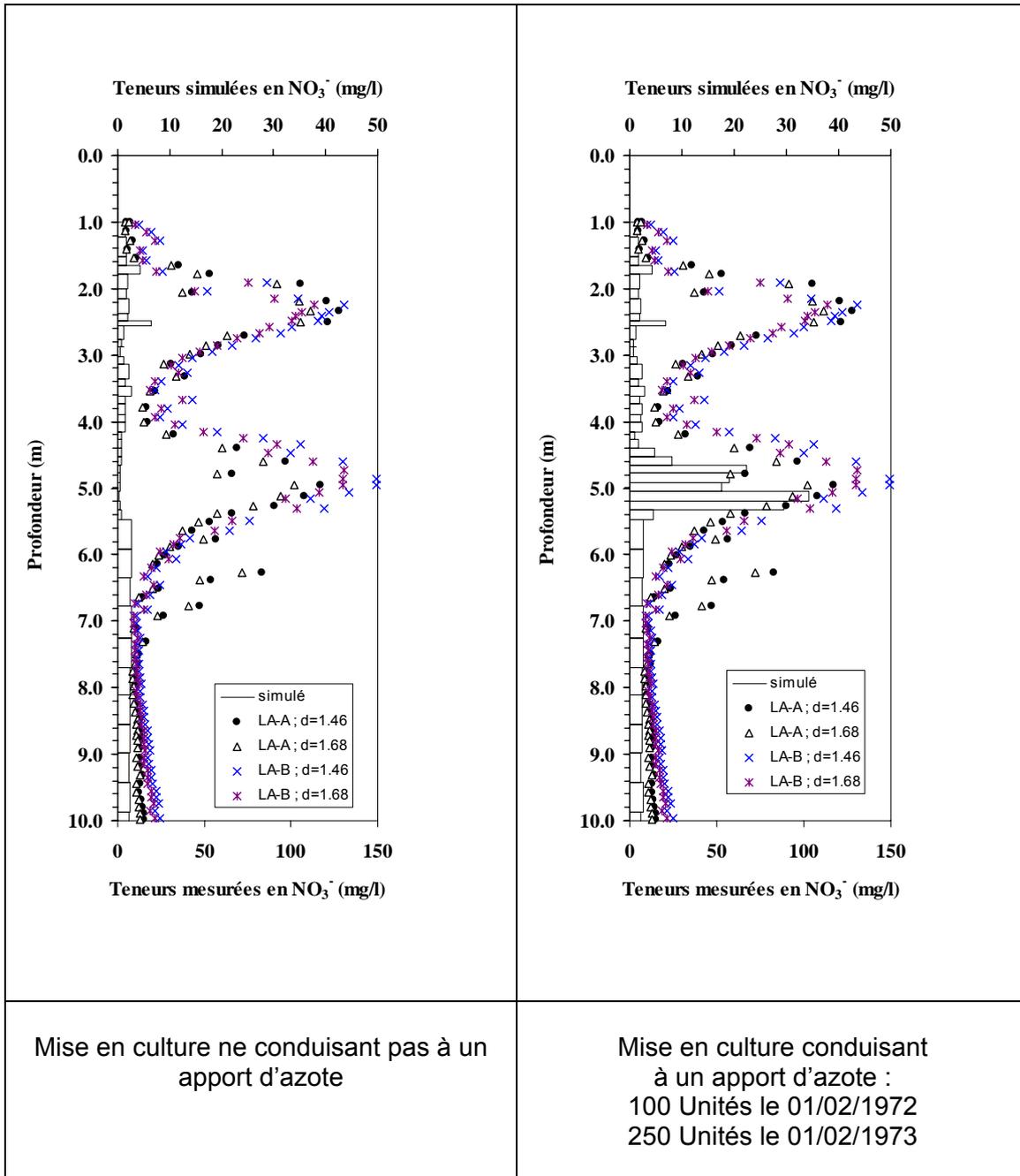


Illustration 25 : incidence de la prise en compte de 2 apports d'azote liés à la mise en culture de la friche sur le profil de nitrate simulé

L'illustration 25 montre l'effet produit par la prise en compte ou non de deux apports d'azote liés à la mise en culture d'une parcelle en friche depuis plusieurs années. Le pic de nitrate le plus profond observé est mis en évidence lorsque ces apports sont pris

en compte. Toutefois les teneurs en nitrate simulées (maximum environ 35 mg/l) restent très inférieures aux teneurs en nitrate mesurées (maximum environ 150 mg/l).

- **Paramètres gouvernant le cycle de l'azote**

Larocque et Banton (1996) ont montré que trois paramètres relatifs à la transformation de l'azote minéral étaient particulièrement sensibles c'est-à-dire qu'ils avaient une forte influence sur les quantités de nitrate lessivées. Il s'agit de la constante de minéralisation de l'humus, de la fraction de la litière passant à l'humus et de l'efficacité de la synthèse microbienne. Ces données sont spécifiques à chaque site et ne sont généralement pas mesurées. Les utilisateurs du modèle travaillent donc généralement avec les valeurs par défaut du modèle (valeurs issues de la littérature) ou jouent sur ces paramètres dans des gammes de valeurs rencontrées dans la littérature. S'appuyant sur les travaux de Jansson et al. (1991) cités par Larocque et Banton (1996), différentes valeurs ont été testées dans la gamme proposée dans la littérature pour la constante de minéralisation de l'humus (10^{-5} à $2 \cdot 10^{-4} \text{ j}^{-1}$; Jansson et al., 1991) et la fraction de litière passant à l'humus (0,1-0,3; Jansson et al., 1991).

L'illustration 26 permet de visualiser l'incidence de la constante de minéralisation de l'humus. L'augmentation de la constante de minéralisation permet de libérer des quantités de nitrate plus importantes. Les teneurs en nitrate simulées avec la constante de minéralisation de l'humus la plus élevée sont plus proches des valeurs mesurées – notamment entre 5.5 et 3 m de profondeur – même si elles restent sous-estimées.

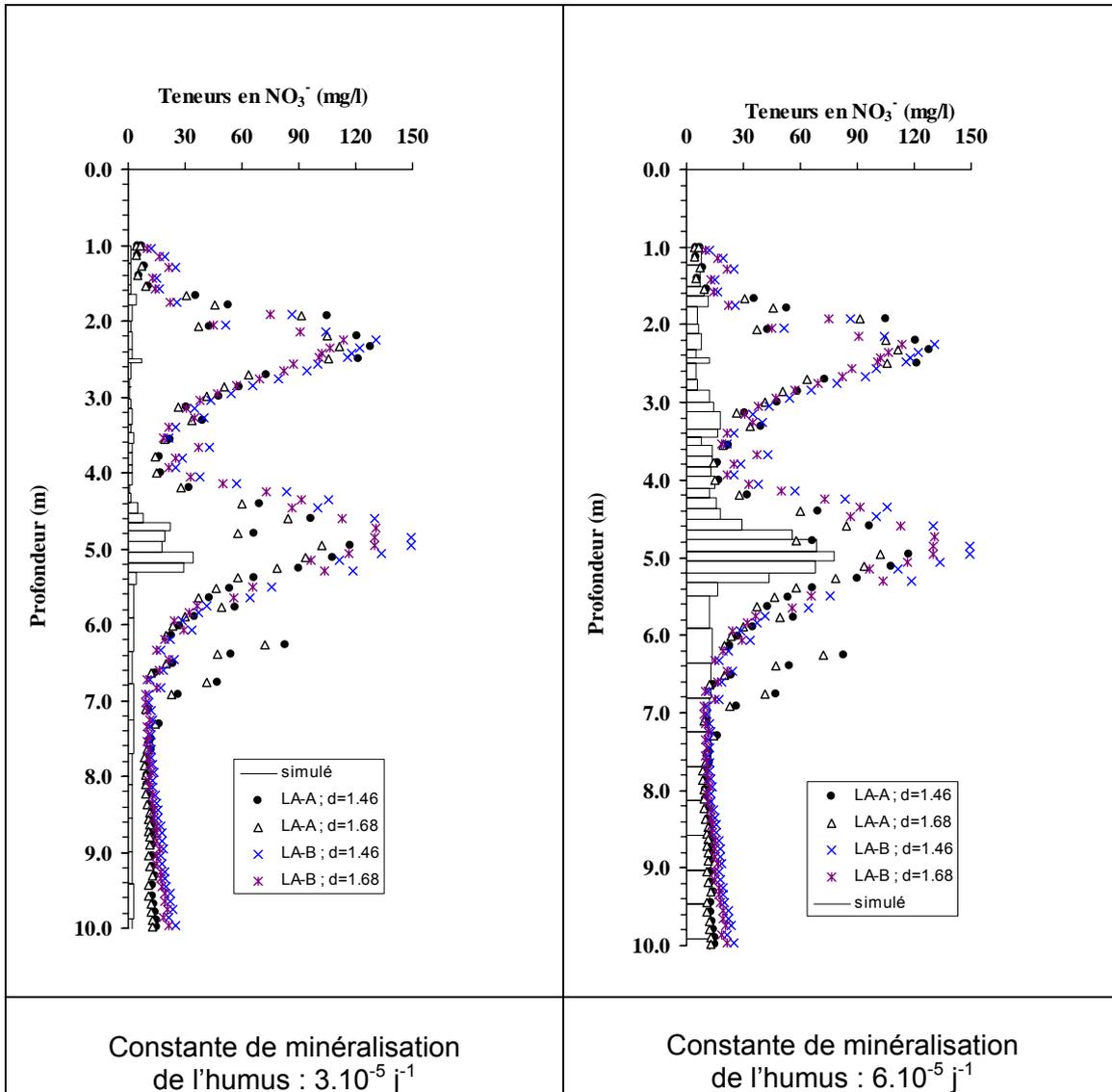


Illustration 26 : influence de la constante de minéralisation de l'humus

Des tests, non présentés ici, ont confirmé la sensibilité du paramètre « fraction de litière passant à l'humus ». L'augmentation de la valeur attribuée à ce paramètre conduit à diminuer les teneurs en nitrate simulées.

Le paramètre « efficacité de la synthèse microbienne » n'a pas été testé, la gamme de valeurs proposée dans la littérature étant assez étroite par rapport à celles des deux autres paramètres.

En l'absence de mesures spécifiques au site d'étude, et parce que des incertitudes restent sur d'autres paramètres, les essais de calage de ces trois paramètres n'ont pas été menés plus loin.

- Restitution de l'azote par les cultures

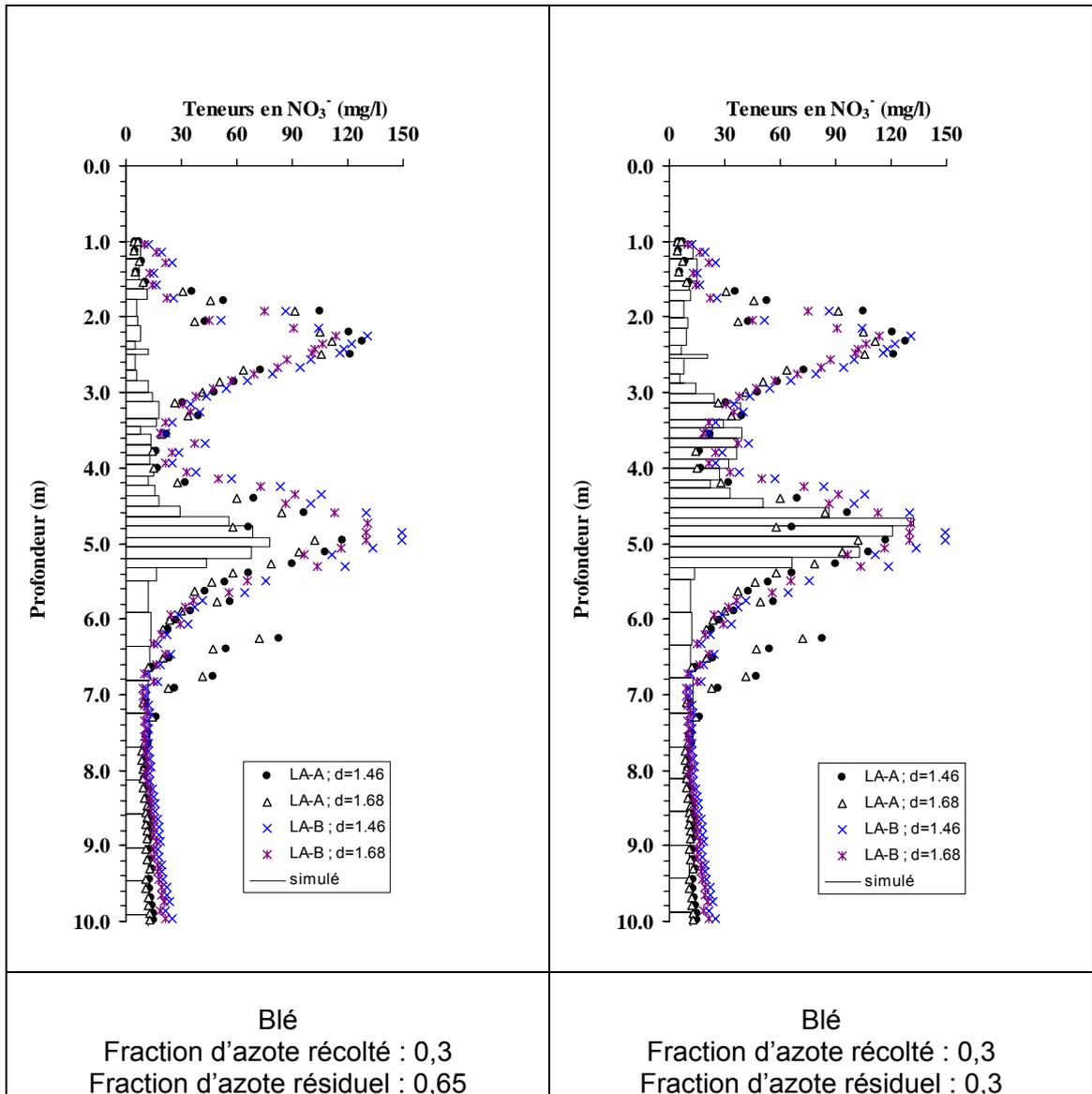


Illustration 27 : influence sur le profil de nitrate simulé de la répartition de l'azote entre les formes récoltée (exportée) et résiduelle (résidus de récolte) pour le blé

Malgré les discussions avec la Chambre d'Agriculture et la recherche d'informations bibliographiques, il est difficile de connaître la répartition entre les fractions d'azote récoltée (c'est-à-dire exportée) et résiduelle (fraction de l'azote total prélevée par la plante qui demeure sur le sol sous forme de résidus de récolte et qui est incorporée au

sol à la date de travail du sol - s'il y a lieu ; cette fraction d'azote retourne au réservoir litière).

L'illustration 27 permet de voir dans quelle mesure la valeur attribuée à la fraction d'azote résiduel est importante. Les modifications entre les 2 simulations portent uniquement sur la répartition de l'azote pour la culture du blé. Les résultats sont particulièrement perceptibles pour la partie basse du profil correspondant aux années les plus anciennes et pour lesquelles la culture du blé revient tous les 2 ans (succession blé/betterave de 1972 à 1989). Lorsque la valeur de la fraction résiduelle est élevée (0,65), les concentrations en nitrate estimées sont plus faibles que lorsque la fraction résiduelle est plus faible (0,3) ; l'influence de ce paramètre est linéaire.

- **Incertitude sur les fertilisations de 1989 et 1991**

Dans le fichier transmis par le lycée agricole d'Obernai relatif aux pratiques culturales sur la parcelle « grandes cultures », aucune information sur la fertilisation azotée du maïs de 1989 ni celle du blé de 1991 n'est fournie (pas de dose, pas de date). S'appuyant sur les données disponibles pour les autres années et la même culture (maïs, blé), la fertilisation du maïs a été estimée à 160 Unités d'azote apportées le 01/05/1989 et la fertilisation du blé à 180 Unités d'azote le 01/03/1991. Alors que le profil d'azote semble bien restitué pour les horizons plus profonds, le pic plus superficiel (entre 1,8 et 3,2 m environ) n'est pas décrit de manière satisfaisante (Illustration 28 – partie gauche). L'hypothèse a été faite que l'estimation de la fertilisation pour les années 1989 et 1991 est mauvaise et un test a été fait avec des doses apportées plus importantes (250 Unités le 01/05/1989 et 250 Unités le 01/03/1991). Les valeurs sont volontairement un peu fortes de manière à bien apprécier l'impact de ce changement (Illustration 28) sur le profil de nitrate.

L'augmentation des doses apportées le 01/05/1989 et le 01/03/1991 permet d'un peu mieux décrire la partie la plus profonde du premier pic d'azote observée (2,5 à 3 m environ). Les concentrations en nitrate dans la partie la plus superficielle du pic (globalement entre 1,5 et 2,5 m de profondeur) restent toutefois sous-estimées.

Il faut toutefois rappeler que d'autres incertitudes existent sur les pratiques culturales récentes comme par exemple la composition des vinasses apportées en 1997, et l'absence d'informations pour les années 1998, 2000 et 2001. Cette perte d'informations résulte d'un échange de parcelles entre le lycée agricole et un agriculteur voisin pendant ces années. L'accès à une information détaillée n'a pas été possible pour cette période. Par conséquent, des hypothèses de fertilisation ont été faites mais elles conduisent peut être à cette sous-estimation du modèle.

Une meilleure connaissance des apports réellement effectués aurait permis de lever ces incertitudes.

De plus, l'année 1993 correspond à la seule année pour laquelle l'azote a été apporté sous forme d'urée et non pas d'ammonitrate. Dans ce cas, dans le modèle on a

considéré que tout l'azote est apporté sous forme d'ammonium alors que pour l'ammonitrate (forme d'azote minéral la plus utilisée sur le site), l'azote est réparti avec ammonium et nitrate en proportions équivalentes. L'azote apporté sous cette forme est peut être mal pris en compte dans le modèle mais dans la mesure où l'apport d'urée n'a eu lieu qu'une seule fois, il n'est pas possible d'affiner le calage sur cette base.

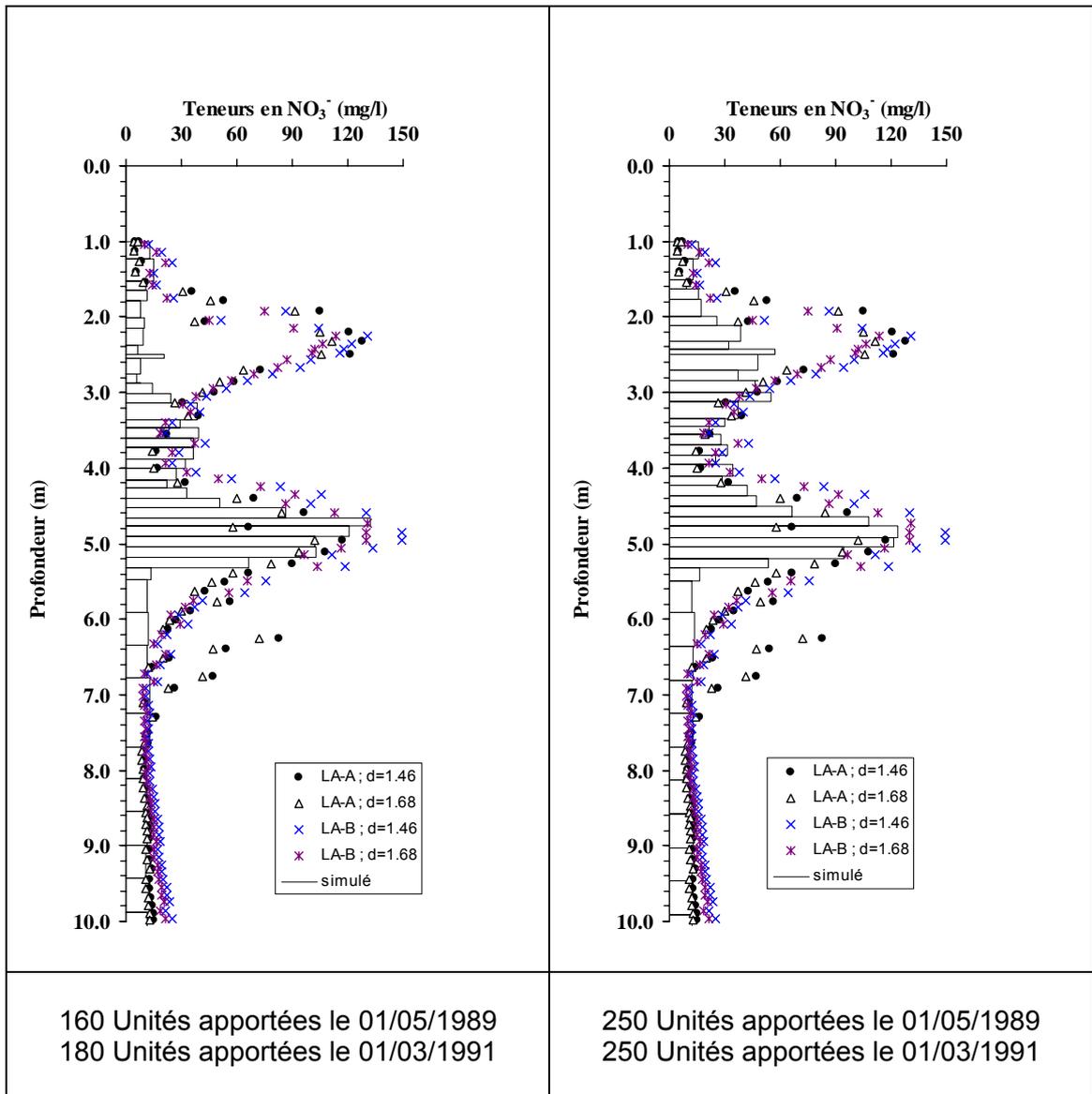


Illustration 28 : influence des quantités d'azote apportées le 01/05/1989 et le 01/03/1991 sur les profils "nitrate" simulés

- **Besoins en azote du maïs**

Dans la mesure où le pic le plus profond est relativement bien décrit et que le pic superficiel reste sous-estimé (Illustration 28), et si on considère que les paramètres spécifiques au cycle de l'azote n'ont pas changé au cours du temps, on peut supposer que la mauvaise simulation du pic le plus superficiel est liée à une mauvaise prise en compte d'une culture présente au cours des dernières années et pas au début de la mise en culture. Après une longue période d'alternance blé/betterave, d'autres cultures de printemps ont été introduites dans la succession culturale et notamment le maïs à trois reprises en 1989, 1993 et 1996.

La diminution des besoins en azote du maïs déclarés dans le modèle par rapport à la valeur initialement retenue conduit à augmenter les teneurs en nitrate entre 3 et 1.5 m de profondeur (Illustration 29). En effet, puisque la plante consomme moins d'azote, les pertes en nitrate sont plus importantes. Cette valeur attribuée aux besoins en azote s'appuie sur les rendements observés pour le maïs. Les rendements en 1993 et 1996 ont été de 10.5 tonnes par hectare. En considérant un besoin de 2.2 Unités par quintal, le besoin serait de 230 Unités. La valeur de 200 Unités déclarée est donc un peu sous-estimée mais reste réaliste. Une autre façon d'augmenter les pertes en nitrate aurait été de considérer d'autres apports d'azote non déclarés, des apports d'azote organique par exemple. En effet, l'exploitation du lycée agricole produit des effluents d'élevage (bovins) et gère également des déchets de culture (chou, houblon).

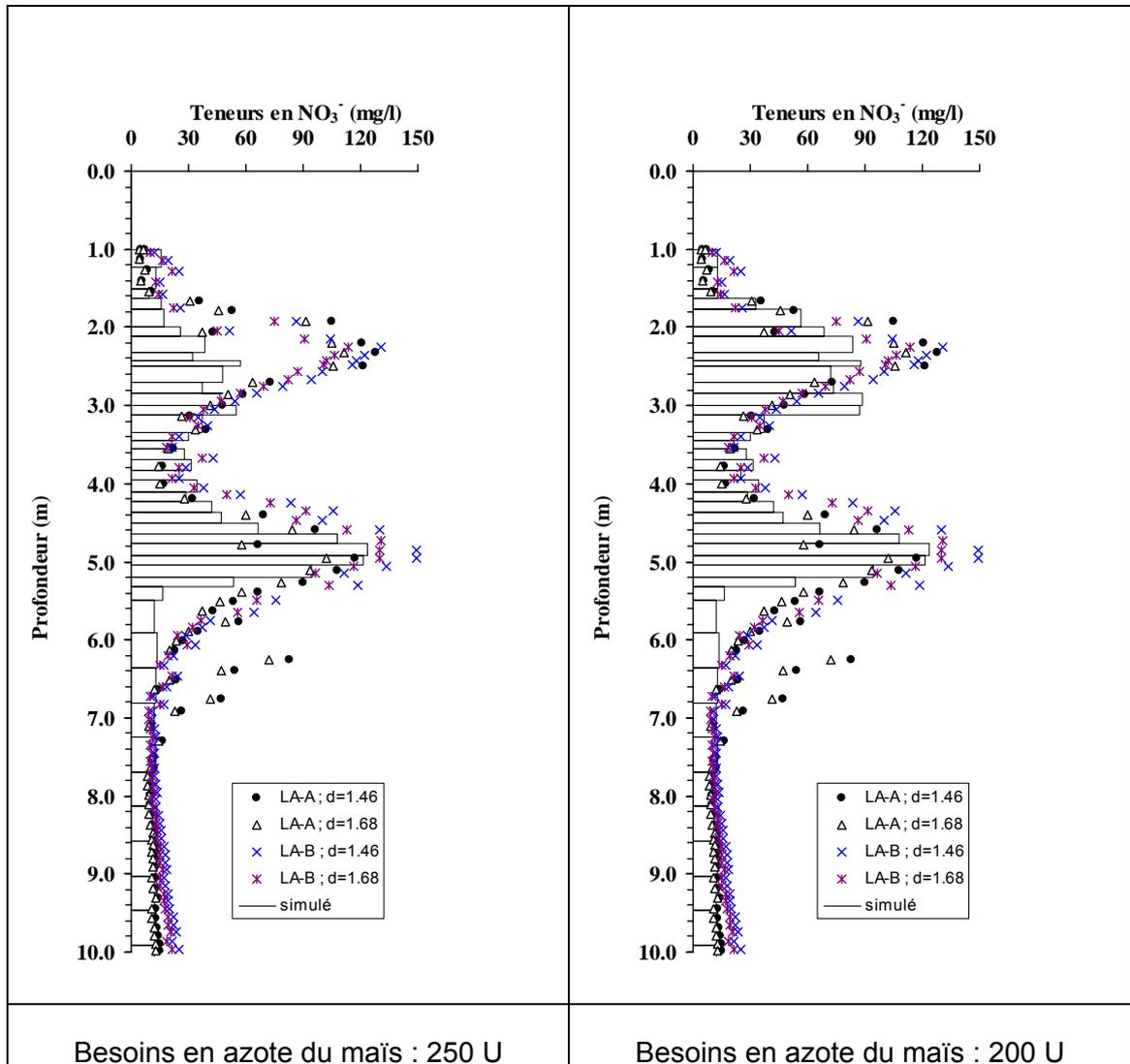


Illustration 29 : incidence des besoins en azote du maïs sur les profils "nitrate" simulés

4.3.3. Récapitulatif de la démarche appliquée

Le modèle Agriflux est utilisé pour calculer les flux annuels d'eau et de nitrate au-delà de 1 mètre de profondeur. Ces flux servent ensuite de données d'entrée dans un modèle de convection. Bien que des informations soient disponibles sur le sol et les pratiques culturales, certaines lacunes persistent et autorisent dans une certaine mesure l'ajustement de certains paramètres.

Dans un premier temps, des paramètres spécifiques aux flux d'eau ont été testés et discutés. Dans un second temps, les paramètres spécifiques au flux d'azote ont été évalués.

Les illustrations 30 et 31 récapitulent les paramètres qui ont été testés dans le cadre de cette modélisation ainsi que les effets engendrés par ces modifications. La distinction est faite entre les paramètres testés et présentés dans le rapport et ceux qui ont été testés mais ne sont pas présentés en détail parce qu'ils ont eu peu d'effets.

| Paramètres testés | Justification | Résultats obtenus |
|---|--|--|
| Date de semis du blé | Schéma de prélèvement d'eau d'Agriflux (loi normale entre la date de semis et maturité) d'où une surestimation des besoins en eau en hiver | Retarder cette date déclarée entraîne une réduction des prélèvements d'eau en hiver par la plante – Infiltration possible |
| Besoins en eau des plantes | Fortes incertitudes sur les besoins en eau de la friche | Pas de résultat notable suivant que cette culture soit déclarée ou non ou avec des besoins plus ou moins importants |
| Porosité cinématique | Pas de donnée mesurée | Des valeurs conformes à la littérature donnent des résultats satisfaisants sur la position des pics nitrates et tritium |
| Apport d'azote résultant de la mise en culture de la friche | Le pic le plus profond de nitrate n'était pas correctement décrit ; les concentrations simulées sont sous-estimées. Un pic est observé alors que la succession culturale n'a pas changé. | Un apport d'azote comparable à ceux mesurés pour un retournement de prairie permet de simuler pour les horizons profonds des concentrations en nitrate supérieures |
| Cycle de l'azote | Le pic le plus profond de nitrate n'était pas correctement décrit ; les concentrations simulées sont largement sous-estimées | L'augmentation de la constante de minéralisation de l'humus permet d'augmenter les teneurs simulées. (Les essais réalisés sur la fraction de litière passant à l'humus montrent qu'une augmentation de ce paramètre conduit à diminuer les flux de nitrate calculés) |
| Restitution de l'azote par les cultures | Pas ou peu d'informations disponibles dans la littérature ; concentrations en nitrate simulées parfois sous-estimées | Ce paramètre est sensible et permet de modifier de façon notable les concentrations simulées. Tests faits sur le blé (culture souvent présente) |
| Fertilisation de 1989 et 1991 | Absence de données en 1989 et 1991 ; les premières simulations ne permettent pas de décrire le pic d'azote le plus superficiel | Augmenter la fertilisation sur le maïs 1989 et le blé 1991 permet d'obtenir des concentrations simulées plus proches des données observées dans les horizons peu profonds |
| Besoin en azote du maïs | Le pic le plus superficiel de nitrate reste sous-estimé | Diminuer en sous-estimant les besoins en azote du maïs conduit à un lessivage plus important de nitrates |

Illustration 30 : tableau récapitulatif des paramètres testés dans Agriflux et décrits dans le texte

| Paramètres testés | Justification | Résultats obtenus |
|---|--|---|
| Fraction d'azote récolté/résiduel pour la betterave | Pas ou peu d'informations disponibles dans la littérature ; concentrations en nitrate simulées parfois sous-estimées | Peu d'effets |
| Date d'apport de la vinasse en 1997 et 2002 | Pas de donnée | Application en mars au lieu de fin mai a peu d'incidence |
| Date d'apport d'azote | Pas de donnée | Peut s'avérer un paramètre sensible d'autant plus que dans le cas présent les mois de janvier, février, mars sont assez peu pluvieux. |

Illustration 31 : tableau des paramètres testés dans Agriflux et non présentés dans le texte

4.3.4. Paramètres retenus pour la simulation du transfert du tritium et des nitrates dans la parcelle « grandes cultures »

La modification de certains paramètres – dans des gammes de valeurs plausibles au regard des données expérimentales ou de la littérature – permet d'améliorer plus ou moins sensiblement la qualité de simulation. En l'absence de données mesurées complémentaires, il est peu souhaitable de chercher à améliorer ce même type de modélisation d'autant que les résultats obtenus sont satisfaisants. En effet les deux pics principaux de nitrate sont simulés avec des positions et des concentrations proches des données observées. Les illustrations suivantes correspondent aux résultats jugés – visuellement – les meilleurs.

Les illustrations 32, 33 et 34 présentent les valeurs retenues pour chacun de ces paramètres alors que les illustrations 35 et 36 présentent les résultats obtenus comparés aux données observées.

| Année | Cultures | | Fertilisation azotée | | |
|-----------|-----------------------------|---------------------------|-------------------------------------|--------------------|---------------------------------------|
| | Nature | Rendement t/ha aux normes | Date | dose N en unité/ha | Forme d'apport |
| 2002 | Betteraves sucrières | 72,2 | 30/05/2002 | 120 | Organiques (vinasses) 2,5 T/HA |
| 2001 | Pomme de terre | 50 | 01/03/2001 | 250 | Ammonitrate 33,5% |
| 2000 | choux à choucroute | 90 | 01/04/2000 | 250 | Ammonitrate 33,5% |
| 1999 | Blé tendre | 9,8 | 01/03/1999 | 130 | Ammonitrate 33,5 % |
| 1998 | Pomme de terre | | 01/03/1998 | 250 | Ammonitrate 33,5% |
| 1997 | Betteraves sucrières | 68,2 | 30/05/1997 | 120 | Organiques (vinasses) 2,5 T/HA |
| 1996 | Maïs grain | 10,5 | 01/05/1996 | 160 | Ammonitrate 33,5 % |
| 1995 | Betteraves sucrières | 62,9 | 30/05/1995 | 120 | Ammonitrate 33,5 % |
| 1994 | Blé tendre | 62,9 | 17/02/1994 et 22/03/1994 | 50 et 108 | Ammonitrate 33,5 % |
| 1993 | Maïs grain | 10,5 | 20/04/1993 et 19/05/1993 | 150 et 100 | 18-46 Urée |
| 1992 | Betteraves sucrières | 45,5 | 27/05/1992 | 120 | Ammonitrate 33,5 % |
| 1991 | Blé tendre | | 01/03/1991 | 180 puis 250 | Ammonitrate 33,5% |
| 1990 | Betteraves sucrières | 54,85 | 30/05/1990 | 140 | Ammonitrate 33,5 % |
| 1989 | Maïs grain | | 01/05/1989 | 160 puis 250 | Ammonitrate 33,5% |
| 1988 | Betteraves sucrières | 59,44 | 30/05/1988 | 140 | Ammonitrate 33,5 % |
| 1987 | Blé tendre | 8 | 01/03/1987 | 180 | Ammonitrate 33,5% |
| 1986 | Betteraves sucrières | 6,5 | 30/05/1986 | 150 | Ammonitrate 33,5% |
| 1985 | Blé tendre | 8 | 01/03/1987 | 180 | Ammonitrate 33,5% |
| 1984 | Betteraves sucrières | 6,5 | 30/05/1984 | 150 | Ammonitrate 33,5% |
| 1983 | Blé tendre | 8 | 01/03/1983 | 180 | Ammonitrate 33,5% |
| 1982 | Betteraves sucrières | 64,41 | 30/05/1982 | 180 | Ammonitrate 33,5% |
| 1981 | Blé tendre | | 01/03/1981 | 180 | Ammonitrate 33,5% |
| 1980 | Betteraves sucrières | 51,72 | 30/05/1980 | 150 | Ammonitrate 33,5% |
| 1979 | Blé tendre | | 01/03/1979 | 180 | Ammonitrate 33,5% |
| 1978 | Betteraves sucrières | 57,15 | 30/05/1978 | 160 | Ammonitrate 33,5% |
| 1977 | Blé tendre | | 01/03/1977 | 180 | Ammonitrate 33,5% |
| 1976 | Betteraves sucrières | 37,93 | 30/05/1976 | 150 | Ammonitrate 33,5% |
| 1975 | Blé tendre | | 01/03/1975 | 180 | Ammonitrate 33,5% |
| 1974 | Betteraves sucrières | 39,12 | 30/05/1974 | 180 | Ammonitrate 33,5% |
| 1973 | Blé tendre | | 01/03/1973 | 180 | Ammonitrate 33,5% |
| 1972 | Betteraves sucrières | 45,9 | 30/05/1972 | 160 | Ammonitrate 33,5% |
| 1950-1971 | Friche | | | | |

Illustration 32 : historique cultural sur la parcelle "grandes cultures" (texte en gras : données connues, texte en normal : pratiques supposées)

| | pomme de | | | | | |
|---------------------------------------|-----------|---------|--------|---------|--------|--------|
| | betterave | blé | maïs | terre | chou | friche |
| besoin en azote (kgN/ha) | 220 | 220 | 200 | 280 | 280 | 20 |
| besoin en eau (m) | 0,55 | 0,45 | 0,6 | 0,45 | 0,25 | 0,4 |
| fraction de l'azote récolté | 0,7 | 0,3 | 0,3 | 0,7 | 0,1 | 0 |
| fraction de l'azote résiduel | 0,15 | 0,3 | 0,3 | 0,25 | 0,8 | 0,3 |
| rapport C/N des racines | 30 | 35 | 25 | 30 | 25 | 35 |
| rapport C/N des résidus de récolte | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 |
| profondeur des racines à maturité (m) | 0,6 | 0,9 | 0,9 | 0,6 | 0,5 | 0,2 |
| date de semis | 19-mars | 01-févr | 01-avr | 01-mars | 01-avr | |
| date de maturité | 01-oct | 15-juil | 10-oct | 08-juil | 01-oct | |
| date d'enfouissement des résidus | 01-nov | 15-août | 10-nov | 08-août | 01-nov | |

Illustration 33 : caractéristiques des cultures

| paramètre | loi pour la distribution | moyenne /borne inf | ecart-type / borne sup |
|---|--------------------------|--------------------|------------------------|
| constante de dégradation de la litière (1/j) | normale | 0,035 | 0,0035 |
| constante de dégradation des fèces (1/j) | normale | 0,035 | |
| efficacité de la synthèse microbienne de la litière | normale | 0,5 | 0,05 |
| efficacité de la synthèse microbienne des fèces | discrète | 0 | |
| fraction de la litière passant à l'humus | normale | 0,15 | 0,015 |
| fraction des fèces passant à l'humus | discrète | 0 | |
| rapport C/N du sol | uniforme | 4 | 10 |
| constante de minéralisation de l'humus (1/j) | normale | 0,00006 | 0,000006 |
| constante de dénitrification (g N/m ² /j) | normale | 0,2 | 0,02 |
| fraction de l'azote inorganique disponible | normale | 0,1 | 0,01 |
| constante de nitrification (1/j) | normale | 0,2 | 0,02 |
| profondeur maximale de dénitrification (m) | normale | 1 | 0,1 |
| c ^{te} de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l) | normale | 10 | 1 |
| rapport NO ₃ /NH ₄ du sol | uniforme | 10 | 20 |

Illustration 34 : caractéristiques du cycle de l'azote introduites dans Agriflux

a) Calage hydrodynamique à l'aide des données tritium

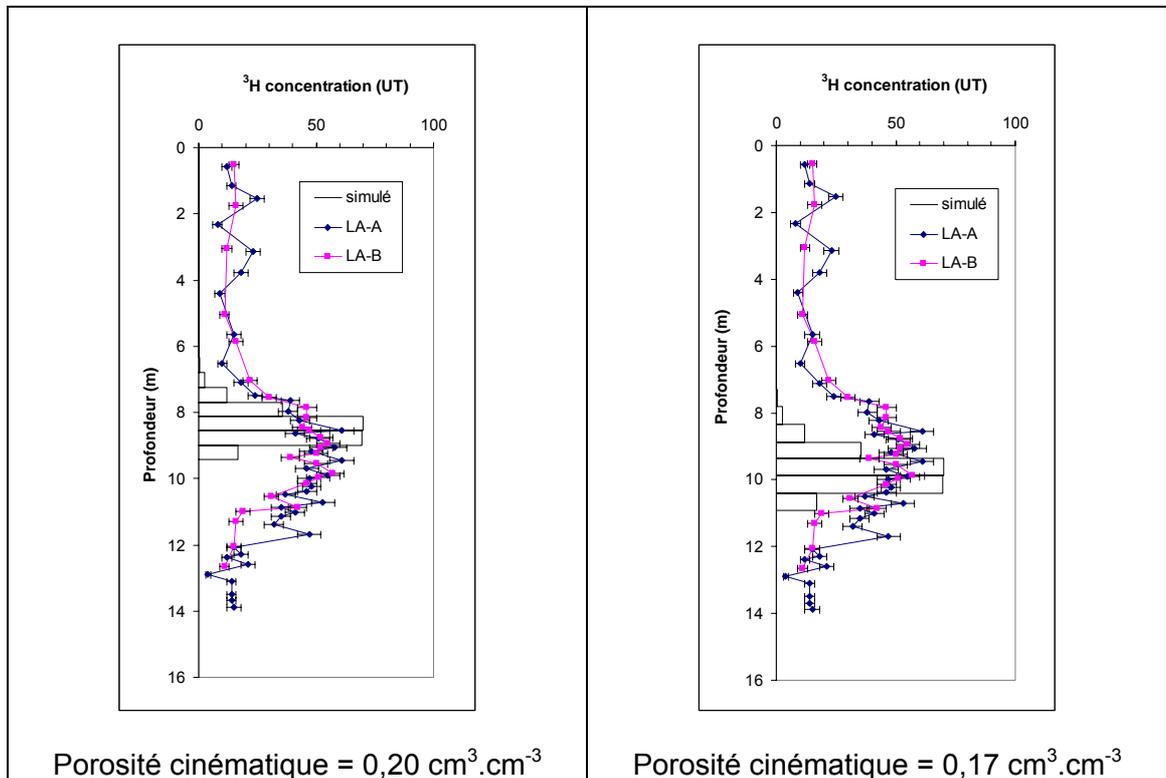


Illustration 35 : profils de tritium mesurés et simulés

La similitude entre les données tritium simulées et des données observées (Illustration 35) et notamment la position du pic dans le profil permet de valider le calage hydrodynamique du modèle et donc des paramètres qui sont associés au transfert de l'eau.

b) Les résultats obtenus pour les nitrates

L'illustration 36 correspond au profil simulé jugé visuellement le meilleur. Dans le cas présent, deux apports d'azote en 1972 et 1973, attribués à la mise en culture de la parcelle, ont été pris en compte. Cette hypothèse est basée sur l'effet de retournement de prairie observé par les agronomes. En réalité il est également possible qu'un apport d'azote ait été fait lors de la mise en culture mais qu'il n'ait pas été inventorié. Les faits datant de plus de 30 ans, il a été impossible de les vérifier dans cette étude. Les paramètres du cycle de l'azote et notamment la constante de minéralisation de l'azote ont été ajustés en fonction des données bibliographiques. Les fertilisations de 1989 et

1991 qui ne sont connues ont été augmentées par rapport aux premiers essais. Les besoins en azote du maïs ont été revus à la baisse (250 à 200 U).

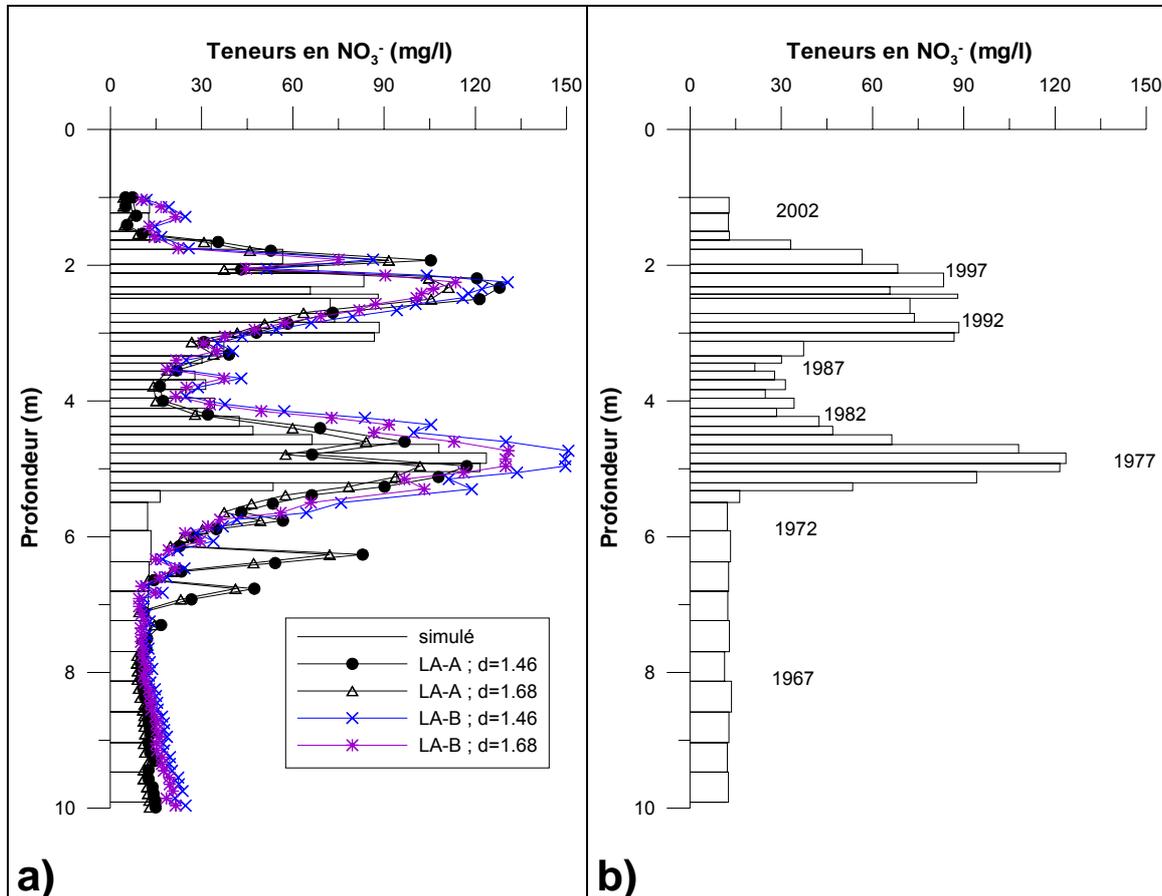


Illustration 36 : a) profil de nitrate simulé ; b) profil simulé avec indication des années estimées correspondantes aux apports

Une deuxième façon d'illustrer les résultats obtenus et de juger de la qualité des simulations est de comparer les valeurs simulées et mesurées des stocks d'azote cumulé dans le profil de sol. L'illustration 37 présente de cette manière les résultats obtenus pour la simulation jugée la meilleure (Illustration 36). Les deux courbes sont quasiment superposées de 1 à 5 m de profondeur et présentent les mêmes inflexions. Cette similitude témoigne de la qualité de la simulation. En dessous de 5 m de profondeur les courbes simulée et observée sont parallèles mais décalées. Ce décalage est lié à la sous-estimation du modèle pour les flux de nitrate correspondants aux années 1972 à 1974. Là encore, des apports d'azote non mentionnés pourraient être responsables de ce décalage.

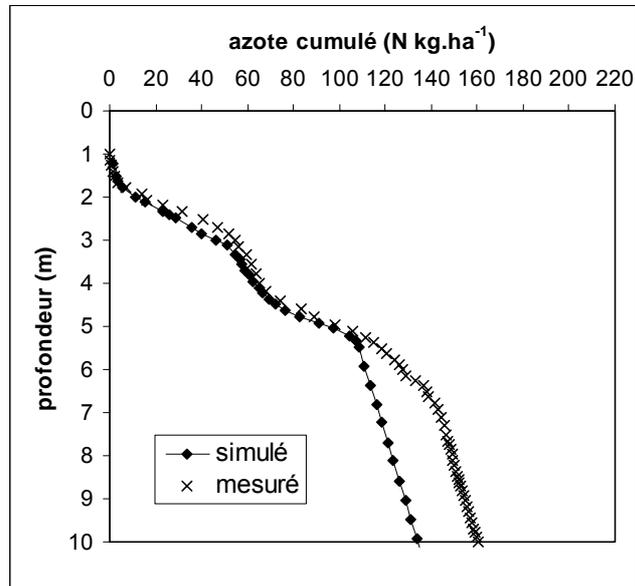


Illustration 37 : comparaison des stocks d'azote mesuré et simulé dans le profil de sol

4.3.5. Commentaires sur les profils de nitrate observés et simulés – Estimation des vitesses de transfert

a) Résultats spécifiques au site étudié

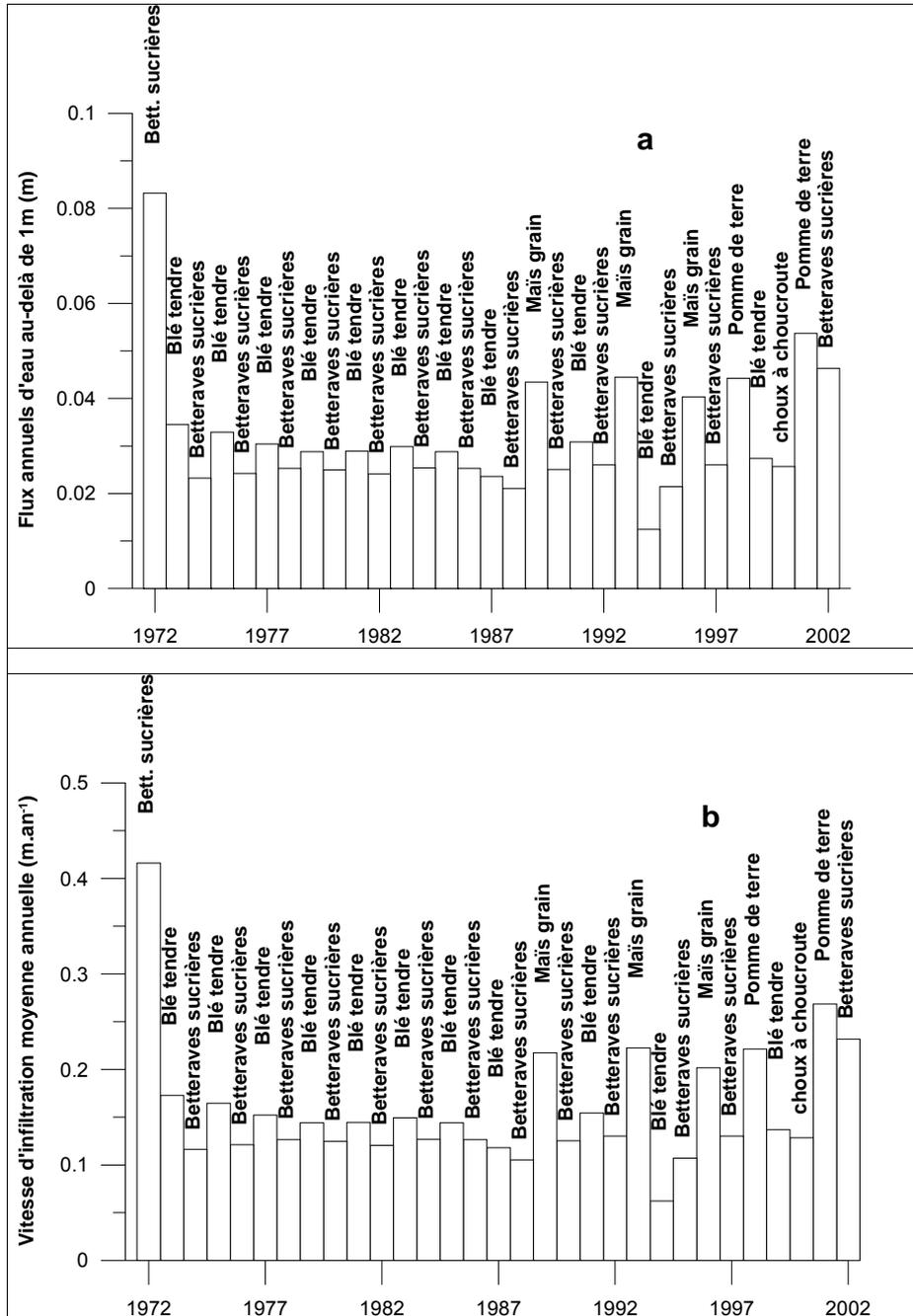
Dans le cas de la parcelle « grandes cultures », au vu des données observées, le transfert d'eau et de nitrate peut être considéré, au-delà du premier mètre de sol, comme s'effectuant suivant les lois de convection-dispersion avec une vitesse relativement faible de quelques décimètres par an.

Le calage hydrodynamique basé sur les données tritium observées laisse penser que seule une fraction de la porosité participe à l'écoulement. Une valeur voisine de $0,20 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ pour la porosité cinématique permet d'avoir une bonne restitution des données observées. Les flux d'eau au-delà de 1 mètre de profondeur calculés par Agriflux peuvent donc être considérés comme réalistes.

Différentes simulations ont été réalisées de manière à être ajustées avec les observations nitrate.

Le pic nitrate le plus profond et le plus important semble lié à la mise en culture de la parcelle (en 1972) qui était restée plus ou moins en friche pendant au moins une vingtaine d'années (1950 à 1972), et à la succession culturale pratiquée durant les

années 1972 à 1988. Le pic le plus superficiel pourrait être lié à la fertilisation et la succession culturale rencontrée dans les années 90.



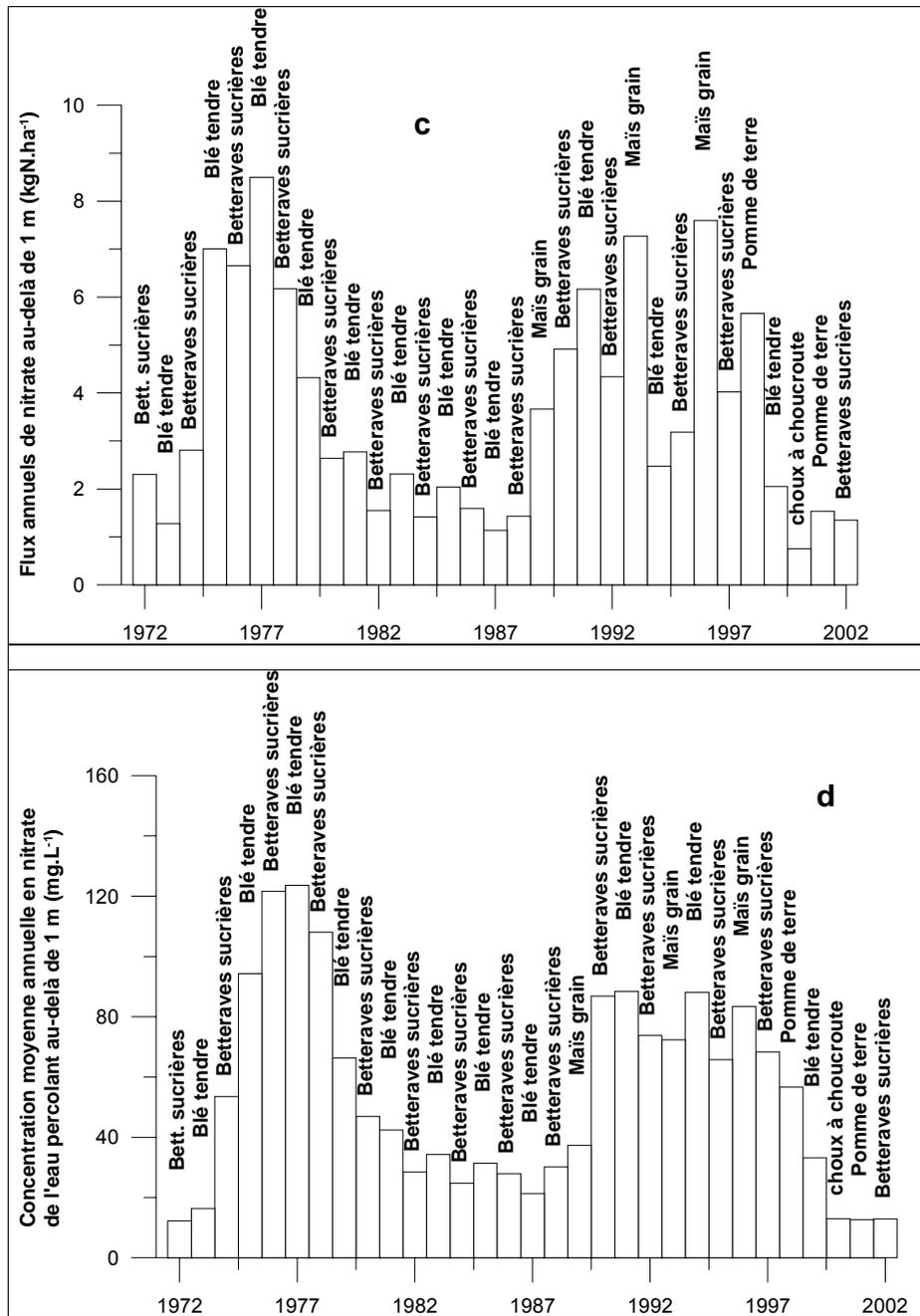


Illustration 38 : visualisation des termes des bilans hydriques et de solutés calculés par Agriflux a) flux d'eau annuels au-delà de 1m, b) vitesse d'infiltration moyenne annuelle, c) flux annuels de nitrate au-delà de 1m, d) concentration en nitrate moyenne annuelle de l'eau percolant au-delà de 1m

L'illustration 38 permet de visualiser les flux d'eau et de nitrate calculés annuellement par Agriflux ainsi que la vitesse moyenne annuelle d'infiltration et la concentration en nitrate de l'eau s'infiltrant. Les apports supplémentaires d'azote de 1972 et 1973

attribués à la mise en culture conduisent à l'infiltration d'une eau relativement chargée en nitrate entre 1973 et 1978 par rapport à la période 1978-1988 pour laquelle la même succession culturale (betterave/blé) avec les mêmes apports d'azote liés à la culture sont considérés. L'effet d'un apport « massif » d'azote a donc des répercussions sur plusieurs années. De plus cet effet est décalé dans le temps puisqu'il faut déjà quelques années pour que la majeure partie de l'azote dépasse le premier mètre de sol. De la même façon, la fertilisation un peu plus importante que les autres années en 1991 et 1993, conduit au deuxième pic de nitrate. De 1978 à 1988, les flux d'azote sont réduits dans la mesure où, dans le modèle, les besoins déclarés des plantes (betterave et blé) sont supérieurs aux doses apportées.

| période | Porosité cinématique : $0,20 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ vitesse annuelle moyenne ($\text{m} \cdot \text{an}^{-1}$) | | Porosité cinématique : $0,17 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ vitesse annuelle moyenne ($\text{m} \cdot \text{an}^{-1}$) | |
|-----------|---|------------|---|------------|
| | Moyenne sur la période | Ecart-type | Moyenne sur la période | Ecart-type |
| 1951-2002 | 0,27 | 0,15 | 0,31 | 0,17 |
| 1951-1972 | 0,42 | 0,06 | 0,50 | 0,07 |
| 1963-2002 | 0,22 | 0,13 | 0,26 | 0,16 |
| 1972-2002 | 0,16 | 0,07 | 0,19 | 0,08 |
| 1990-2002 | 0,16 | 0,06 | 0,19 | 0,07 |

Illustration 39 : estimation de la vitesse moyenne annuelle d'infiltration sur différentes périodes de temps et en fonction de 2 valeurs de porosité cinématique

L'illustration 39 montre les vitesses moyennes d'infiltration calculées pour différentes périodes et en considérant deux valeurs de porosité cinématique. Pour une valeur de porosité cinématique donnée, par exemple $0,20 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$, la vitesse varie presque d'un facteur 3 de 0,16 à 0,42 m/an suivant la période considérée. Cette variabilité reflète la variabilité de la recharge en eau au cours des années. Dans le cas présent, les pluies et l'évaporation sont générées par Agriflux et ne peuvent donc pas expliquer cette variabilité. Le facteur influant la recharge est dans le cas présent le type de culture et ses besoins en eau. A noter que la vitesse fluctue d'environ 30 % entre la période 1972-2002 et la période 1963-2002 ; cette variation explique les différentes valeurs de vitesse d'infiltration moyenne qu'on trouve si on ne considère que les données tritium (on regarde la moyenne sur 1963-2002) ou les données nitrate (on regarde alors la vitesse moyenne sur 1972-2002). La modélisation par Agriflux a permis de caractériser la variabilité de la recharge et donc de la vitesse de transfert au cours de la période considérée 1950-2002. L'approche retenue (Agriflux couplé à un modèle simple de convection) est validée par le principe de double datation (tritium/nitrate).

b) Pistes de travail pouvant conduire à l'amélioration des simulations

En ce qui concerne le transfert des nitrates, les simulations auraient probablement été améliorées – en tout cas, moins discutées – si les pratiques culturales avaient été connues de façon exhaustive.

Des mesures spécifiques de biodégradation et de répartition entre la fraction d'azote récolté ou résiduel pourraient aussi permettre de fixer les limites des gammes de variation probables pour ces paramètres. Mais l'acquisition de telles données nécessiterait la mise en place de protocoles de mesures qui pourraient rapidement devenir très lourds vu le nombre de cultures et d'amendements différents à considérer.

Larocque et al. (2002) menant une étude de sensibilité de différents paramètres utilisés dans Agriflux ont montré que la plupart des paramètres du transfert de l'eau et du cycle de l'azote sont peu sensibles. Les paramètres les plus sensibles sont normalement facilement mesurables. Cette faible sensibilité des paramètres témoigne de la stabilité du modèle et tend à prouver que la représentation des processus adoptée dans le modèle correspond à un bon équilibre entre la complexité naturelle du processus physique ou chimique et les données que l'utilisateur doit entrer dans le modèle.

Les simulations pourraient être affinées en travaillant directement avec les pluies journalières mesurées plutôt que des données pluie générées par Agriflux à partir de données moyennes mensuelles. Larocque et al. (2002) ont en effet montré que la pluie est le paramètre dont l'influence est la plus sensible sur le transfert de l'eau. Les auteurs discutent le principe de Agriflux qui consiste à travailler avec des séries de pluie générées à partir de données statistiques. Par une entrée dans le modèle des données journalières, la variabilité des conditions climatiques au cours de la période d'étude serait mieux prise en compte.

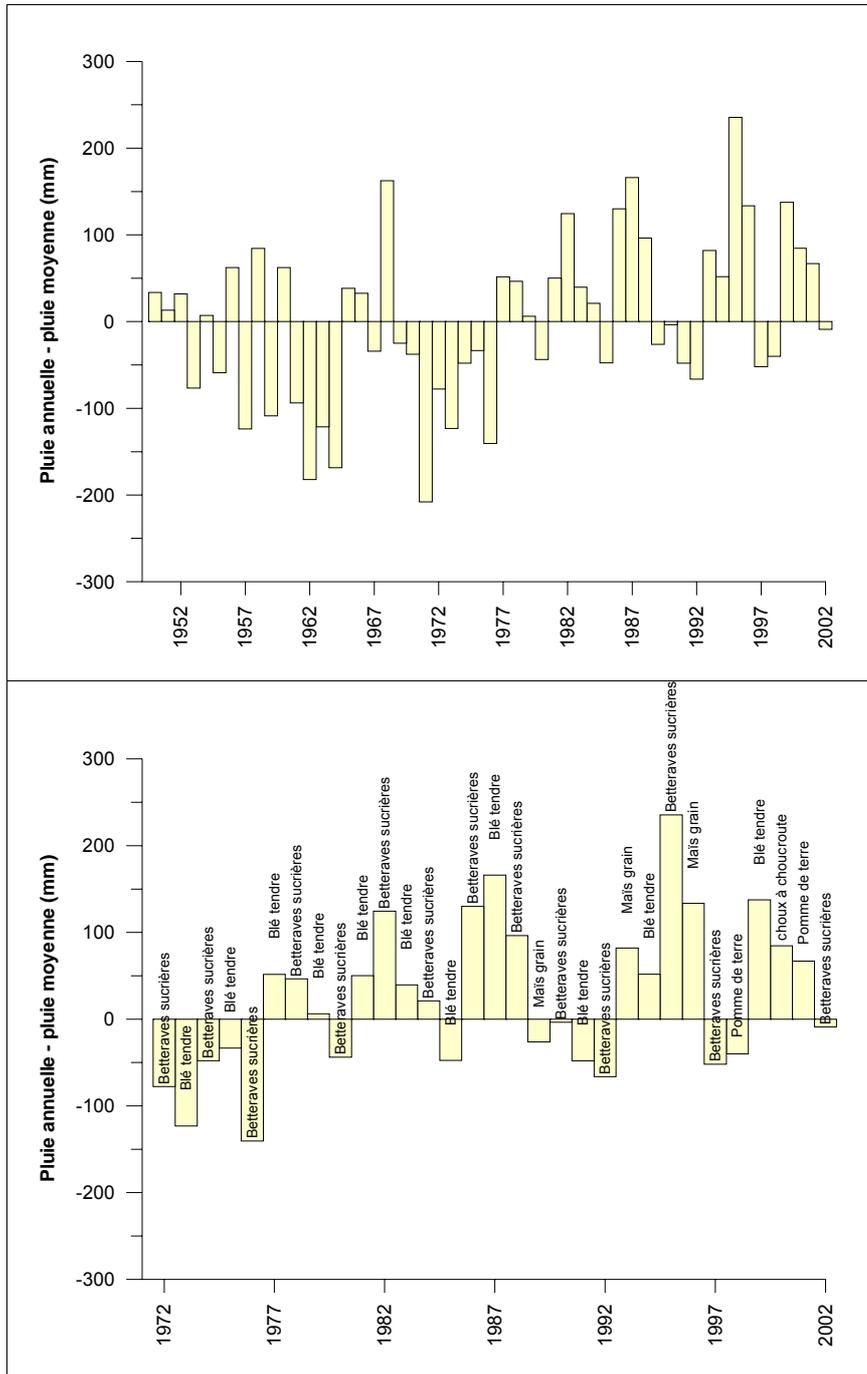


Illustration 40 : Différence entre la pluie annuelle mesurée sur le site d'étude et la pluie moyenne annuelle (1950-2002) utilisée dans Agriflux (zoom 1972-2002 = période pendant laquelle la parcelle est cultivée)

L'illustration 40 présente le bilan « pluie annuelle enregistrée moins pluie moyenne obtenue sur la période 1950-2002 ». Alors que jusqu'en 1977, les années sont plutôt moins pluvieuses que la moyenne, les années postérieures à 1977 apparaissent en général plus humides. L'intégration de ces données réelles conduirait très probablement à augmenter encore plus la variabilité de la recharge annuelle et donc de la variabilité de la vitesse de transfert.

De la même façon, Larocque et al. (2002) soulèvent le problème des données d'évaporation et de température qui sont traitées à partir de données moyennes alors que le calcul est effectué au pas de temps journalier. Evaporation et température sont également vraisemblablement des paramètres sensibles.

Plus spécifiquement pour les nitrates, Larocque et al. (2002) ont montré que la dose d'azote apportée est le paramètre dont l'effet sur les valeurs modélisées est le plus sensible. Ce résultat va dans le sens de nos observations puisqu'à plusieurs reprises (effet de la mise en culture de la friche, incertitude sur les apports de 1989 et 1991), nous avons montré que les résultats étaient sensiblement modifiés pour des apports supplémentaires d'azote relativement faibles.

Larocque et al. (2002) considèrent que les paramètres de transformation de la matière organique sont également sensibles. Ces paramètres n'ont pas été testés dans le cas présent en l'absence de données sur ce sujet.

c) Comparaison avec d'autres d'études

La faible vitesse moyenne au sein de la matrice (montrée par les profils tritium et nitrate) ne permet pas d'exclure l'hypothèse qu'une fraction de l'eau – et sans doute de solutés associés – circule plus rapidement suivant des flux préférentiels. De telles circulations pourraient aboutir à une contamination plus ou moins importante de l'aquifère. La proportion relative de chaque processus n'est pas quantifiable. De plus, elle peut probablement être variable spatialement tant sur une verticale donnée que sur une surface donnée. Ainsi, Nativ et al. (1995), ayant également utilisé le tritium pour caractériser le transfert de l'eau dans des loess – d'environ 1,5 m d'épaisseur – surmontant des calcaires, suggèrent également qu'une faible partie de l'eau de pluie s'infiltré et percole à travers la matrice des loess et des calcaires et que l'autre partie – pouvant être plus grande – transite à travers les macropores ou les fractures des calcaires sous forme de flux préférentiels. Ces auteurs estiment une vitesse dans ces formations (ensemble loess / calcaire) de 1,6 à 11 cm/an ; cette faible valeur va dans le sens d'une circulation lente sous effet piston.

Knappe et al. (2002), en travaillant sur des lysimètres de grande taille (1 m² x 3 m de profondeur) et en comparant 4 sols, ont montré que les loess sont capables de réduire, au moins temporairement, les fuites de nitrate par rapport à d'autres sols. Ce rôle tampon est lié à la grande capacité de rétention (forte porosité) des loess. Cette grande

capacité de rétention s'est traduite certaines années par une absence de percolation à la base du lysimètre, signe que les flux d'eau sont réduits et même nuls en sortie de lysimètre. Ces observations vont dans le sens d'une vitesse faible de migration comme le suggèrent nos données et comme le confirment les simulations réalisées avec Agriflux (faibles flux d'eau annuels percolant au-delà de 1 mètre de profondeur). De plus, la lente percolation des nitrates les rend potentiellement plus longtemps disponibles pour les racines ; l'effet retard peut donc être cumulé à une réduction des fuites.

A l'échelle du bassin versant, Karlen et al. (1998) ont caractérisé les flux de nitrate pendant 4 années successives. Quatre bassins (de 30 à 60 ha) cultivés en monoculture de maïs depuis plusieurs décennies ont été étudiés. Dans les 4 cas, les sols correspondent à des loëss profonds. Les auteurs ont montré que l'infiltration de l'eau dans les loëss était lente – sans toutefois la quantifier - et continue notamment en période de non croissance des plantes. Ils suggèrent de réduire la disponibilité de l'azote en période de non croissance de la plante de manière à réduire les lessivages d'azote. Ils préconisent ainsi d'adopter des pratiques culturales laissant un minimum d'azote dans le sol à la fin de la saison végétative.

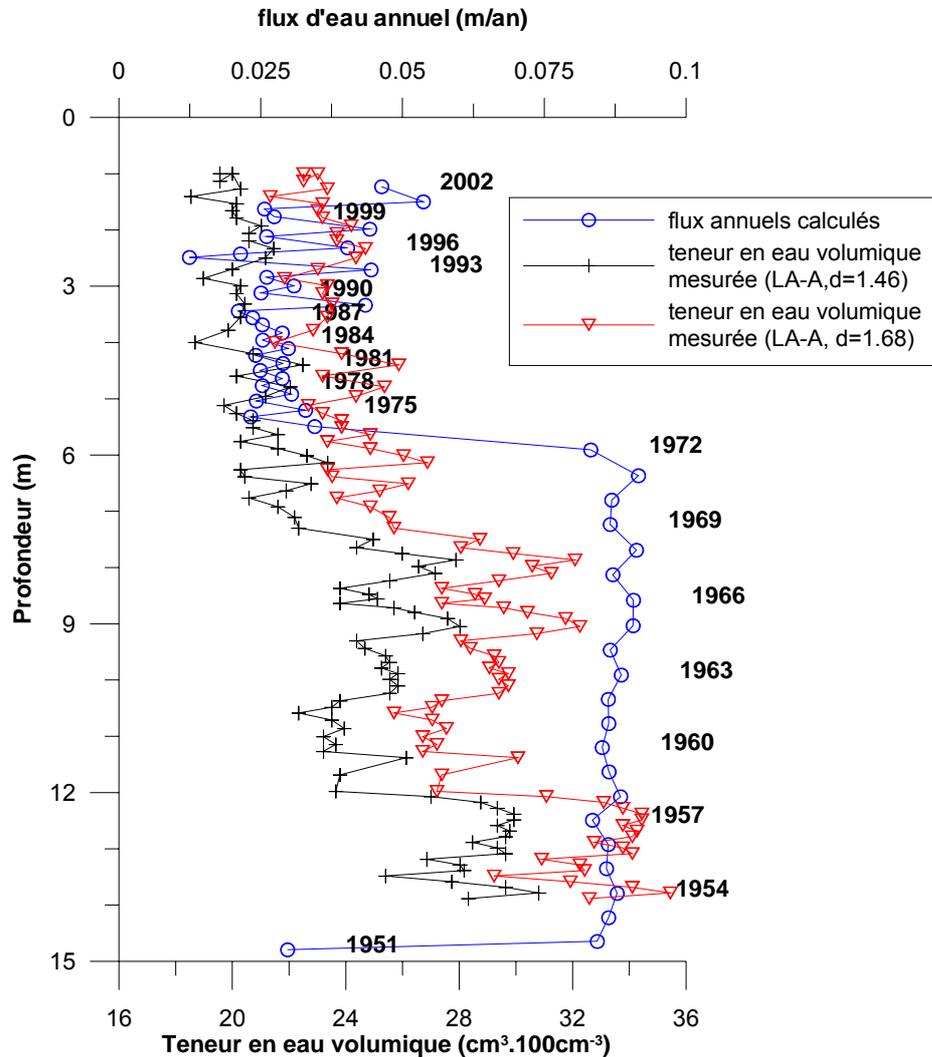


Illustration 41 : comparaison des recharges annuelles calculées par Agriflux et des teneurs en eau volumique mesurées sur la carotte LA-A

Ruifen et Keqin (2001) ont travaillé sur 2 sites chinois correspondant à des loëss de plus de 16 mètres d'épaisseur. Différents outils isotopiques (tritium, ^{18}O) les amènent à conclure que les vitesses de transfert moyennes sont de l'ordre de 30 cm/an (pour des précipitations annuelles moyennes de 360 mm et 550 mm) bien que les recharges annuelles soient différentes sur les deux sites (47 et 68 mm). La différence de recharge ne se marque donc pas en terme de vitesse mais en terme de teneurs en eau dans le sol. Ainsi les teneurs en eau moyennes mesurées dans les profils sont 15,6 et 22,5 % pour les sites ayant une pluviométrie annuelle de 360 et 550 mm respectivement. Pour un site donné, les auteurs considèrent que les variations de teneurs en eau dans le profil sont en relation avec des années plus ou moins pluvieuses.

Dans le cas du site étudié, l'

Illustration 41 permet de comparer les teneurs en eau volumiques mesurées sur la carotte LA-A et les recharges annuelles (ou flux d'eau au-delà de 1 m) calculées par Agriflux. Le premier mètre de sol n'est pas considéré car les teneurs en eau fluctuent probablement fortement au cours du temps en fonction des précipitations. Les premières années (1952-1972), la parcelle est en friche et Agriflux calcule les recharges les plus élevées pour la période d'étude. Ces recharges élevées correspondent aux teneurs en eau les plus élevées mesurées dans le profil (au moins jusqu'à l'année 1969). Ensuite, alors qu'Agriflux calcule des recharges plus faibles, les teneurs en eau mesurées sont effectivement plus faibles (de 1 à 6 m environ c'est-à-dire de 2002 à 1973). Il n'est pas possible de faire une comparaison plus fine, année par année, dans la mesure où les précipitations et les données d'ETP utilisées dans Agriflux sont des moyennes et non pas les valeurs enregistrées sur le site. Dans le cas présent, il semble donc que les types de cultures influent fortement sur la recharge et la teneur en eau dans le profil.

4.4. TRANSFERT DE L'ATRAZINE ET DE LA DÉÉTHYLATRAZINE

4.4.1. Problèmes rencontrés

La modélisation du devenir et du transfert de l'atrazine dans le profil de loëss « grandes cultures » est délicate pour plusieurs raisons. D'une part, peu d'échantillons de sol ont révélé la présence d'atrazine. Ces échantillons sont presque essentiellement situés dans les premiers horizons du sol. Il est donc difficile de comparer les résultats simulés à des valeurs inférieures à la limite de quantification. La limite de quantification annoncée par l'INPL-ENSAIA/INRA et le CNRS INA-PL/CNRS est de 0,08 ng/g pour l'atrazine et la dééthylatrazine (DEA). En fonction de l'épaisseur de sol considéré, cette valeur correspond à environ 0,00025 kg/ha d'atrazine ou de DEA.

D'autre part, les dates et doses d'application de cette molécule phytosanitaire sont mal connues. Pour les 3 années où le maïs était présent (1989, 1993 et 1996), les données considérées sont reprises dans l'illustration 42.

| Date d'application | Dose appliquée (kg/ha) |
|---------------------------|------------------------|
| 01/05/1989 ^(s) | 2 ^(s) |
| 12/05/1993 | 1 |
| 27/05/1993 | 1 |
| 01/05/1996 ^(s) | 1 ^(s) |

^(s) : date ou dose supposée

Illustration 42 : dates et doses d'application de l'atrazine sur la parcelle "grandes cultures"

En l'absence de mesures spécifiques au site d'étude, les paramètres de sorption, de dégradation, d'hydrolyse et de volatilisation utilisés sont les paramètres définis par défaut dans Agriflux pour l'atrazine et la dééthylatrazine (Illustration 46).

4.4.2. Résultats obtenus pour la parcelle « grandes cultures »

L'illustration 43 permet de visualiser les résultats obtenus en considérant deux doses d'application pour l'année 1996, année pour laquelle l'information n'est pas disponible.

Dans les 2 cas, les teneurs calculées par le modèle sont voisines de celles mesurées sur les carottes LA-A et LA-B. La présence d'atrazine est simulée jusqu'à 3,1 m de profondeur, qui correspond au flux d'eau de l'année 1990 (c'est-à-dire l'année suivant la première application d'atrazine). En dessous de 3,1 m, le modèle ne simule pas la présence d'atrazine (concentration nulle) ce qui est en accord avec les mesures (la profondeur maximale d'atrazine a été mesurée pour LA-B entre 2 et 2,8 m de profondeur).

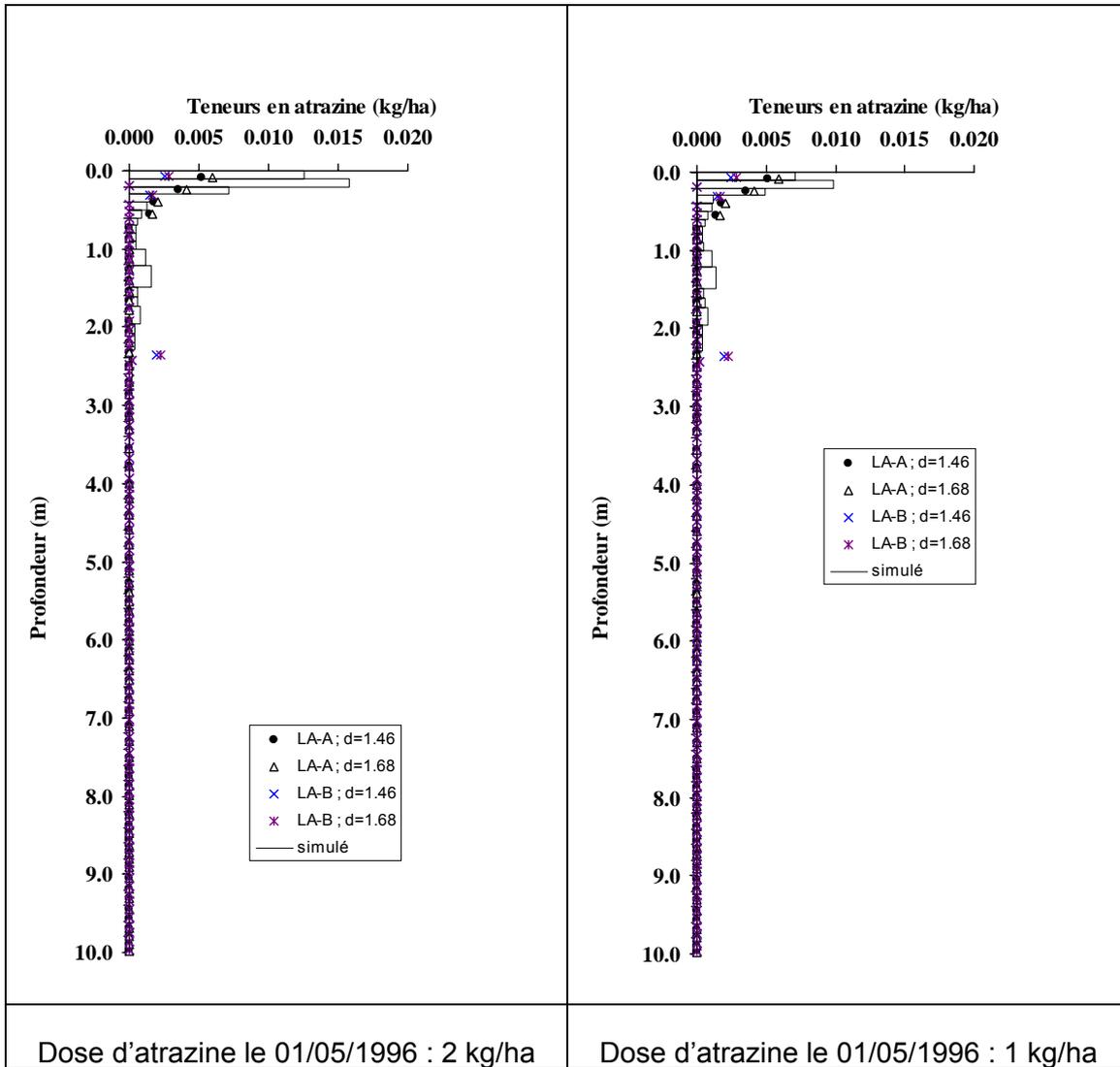


Illustration 43 : comparaison des données en atrazine observées et simulées pour 2 doses d'application différentes en 1996

L'illustration 44 correspond aux résultats obtenus pour les 2 premiers mètres de sol pour une dose d'application de 1 kg/ha le 01/05/1996 (zoom de la partie droite de l'illustration 43). En plus des teneurs moyennes calculées par Agriflux, les écarts-types sont portés pour les horizons correspondant au premier mètre de sol. La comparaison de ces données avec les données observées pour LA-A et LA-B permet de montrer que les teneurs simulées (moyennes avec plus ou moins un écart-type) sont conformes aux données observées. La distribution des principaux paramètres spécifiques aux phytosanitaires retenus dans Agriflux (Illustration 46) a été décrite comme uniforme ou suivant une loi normale dont les limites (borne inférieure et borne supérieure ou moyenne et écart-type) ont été fixées. L'approche stochastique

d'Agriflux a été utilisée dans le cas présent : chaque paramètre spécifique aux phytosanitaires se voit attribuer au hasard une valeur comprise dans les intervalles de valeurs préalablement définis. La combinaison des paramètres est multiple. Les résultats sont donc exprimés en terme de moyenne et d'écart-type.

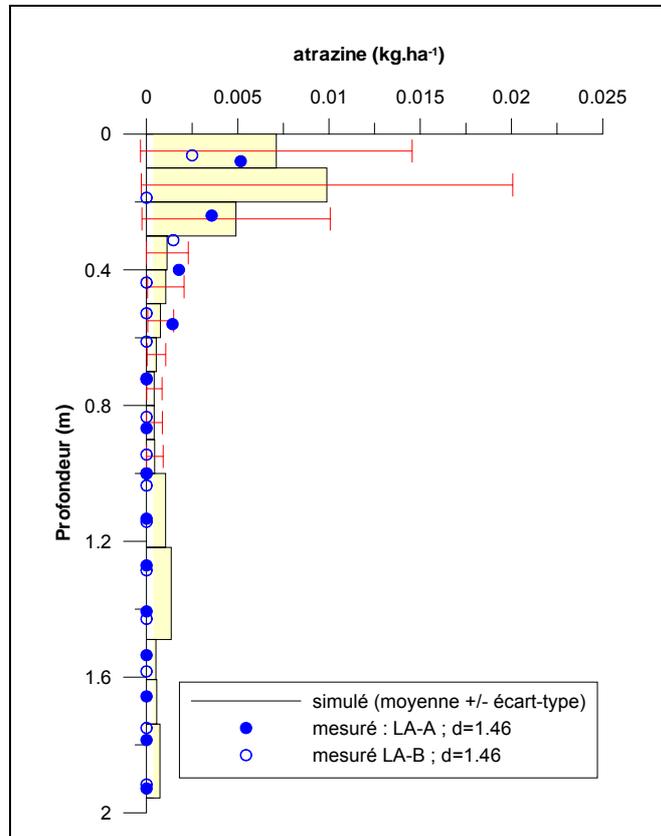


Illustration 44 : comparaison des teneurs en atrazine mesurées et simulées par Agriflux (moyenne +/- écart-type pour le premier mètre des valeurs simulées) sur les 2 premiers mètres de sol

L'illustration 45 permet de visualiser les résultats obtenus pour la dééthylatrazine (DEA), Agriflux autorisant le suivi des sous-produits. Comme pour l'atrazine, le nombre limité de résultats où la DEA est détectée de manière significative rend difficile la validation du calage. Pour les 2 horizons les plus superficiels (0-0,2 m), Agriflux surestime nettement les teneurs en dééthylatrazine ; pour les horizons plus profonds les teneurs mesurées sont comprises dans les limites des moyennes plus ou moins un écart-type.

Les paramètres d'Agriflux décrivant le devenir de l'atrazine et de la DEA utilisés dans ces simulations permettent donc de simuler des profils conformes aux données observées, données qui sont toutefois limitées par le très faible nombre de valeurs quantifiées.

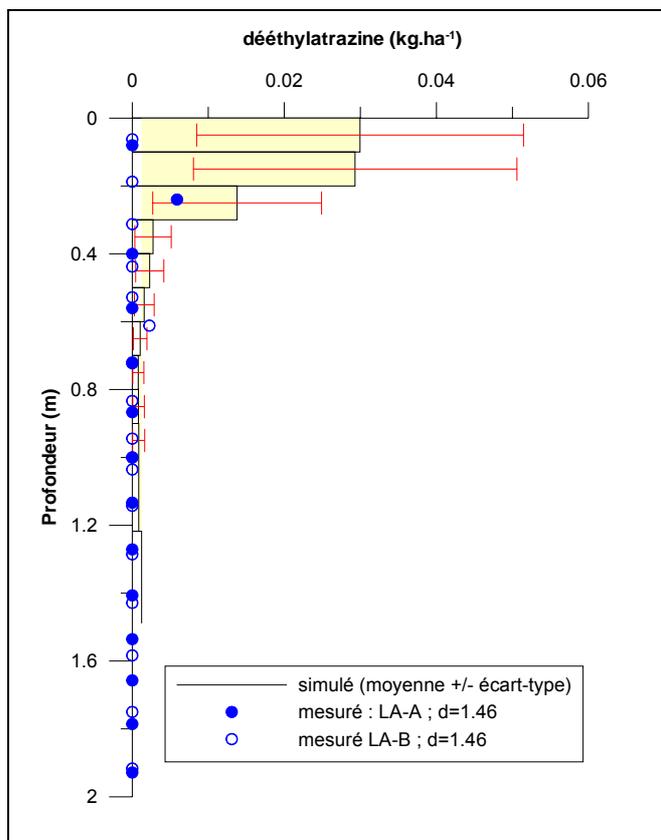


Illustration 45 : comparaison des teneurs en déethylatrazine mesurées et simulées par Agriflux (moyenne +/- écart-type pour le premier mètre des valeurs simulées) sur les 2 premiers mètres de sol

| molécule | paramètres | loi pour la distribution | moyenne /borne inf | écart-type / borne sup |
|-----------------|---|--------------------------|--------------------|------------------------|
| atrazine | pression de vapeur à 20°C (Pa) | normale | 4.00E-05 | 4.00E-06 |
| | chaleur de vaporisation (Pa m3/mol) | normale | 50000 | 5000 |
| | solubilité (mg/l) | normale | 33 | 3.3 |
| | coefficient de partition (mg/l) | normale | 80 | 8 |
| | constante d'adsorption lente (1/j) | normale | 107.1 | 10.7 |
| | constante de désorption lente (1/j) | normale | 35.7 | 3.6 |
| | masse molaire | normale | 215.7 | 21.6 |
| | constante de biodégradation (1/j) | uniforme | 0.02 | 0.06 |
| | énergie d'activation de la biodégradation (J/mol) | normale | 100000 | 10000 |
| | % de matière organique à laquelle la cte de biodégradation a été déterminée | normale | 3.5 | 0.35 |
| | constante d'hydrolyse (1/j) | normale | 0.001 | 0.0001 |
| | énergie d'activation de l'hydrolyse (J/mol) | normale | 62700 | 6270 |
| dééthylatrazine | coefficient de partition (mg/l) | normale | 40 | 4 |
| | constante d'adsorption lente (1/j) | normale | 107.1 | 10.7 |
| | constante de désorption lente (1/j) | normale | 35.7 | 3.6 |
| | masse molaire | normale | 190 | 19 |
| | constante de biodégradation (1/j) | uniforme | 0.02 | 0.06 |
| | énergie d'activation de la biodégradation (J/mol) | normale | 100000 | 10000 |
| | % de matière organique à laquelle la cte de biodégradation a été déterminée | normale | 3.5 | 0.35 |
| | constante d'hydrolyse (1/j) | normale | 0.001 | 0.0001 |
| | énergie d'activation de l'hydrolyse (J/mol) | normale | 62700 | 6270 |

Illustration 46 : valeurs des principaux paramètres utilisés pour l'atrazine et la dééthylatrazine dans les simulations d'AgriFlux

5. Conclusions et perspectives

La plaine d'Obernai correspond à un secteur de loëss profonds très productifs d'un point de vue agricole. La Chambre d'Agriculture du Bas-Rhin a initié ce projet destiné à apprécier la vitesse de transfert de l'eau et des solutés (nitrates-phytosanitaires) dans la zone non saturée représentée par ces loëss épais. Trois parcelles ayant des historiques cultureux contrastés (grandes cultures "LA", grandes cultures puis mise en verger en 1983 "V83", et grandes cultures et mise en verger en 1995 "V95") ont été retenues. Trois carottages ont été effectués dans chacune de ces parcelles ; les parcelles sont distantes de moins d'un kilomètre entre elles. Les échantillons recueillis environ tous les 10 cm ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques (granulométrie, densité apparente, carbone organique, nitrate, teneurs en atrazine et dééthylatrazine...).

Parallèlement, des mesures tritium ont été effectuées dans un certain nombre d'échantillons. Un pic de tritium symétrique a été détecté dans les trois répétitions de la parcelle « grandes cultures » vers 8-9 m de profondeur témoignant d'une infiltration lente et homogène dans cette parcelle. Le transfert vertical semble donc également dominant et les transports latéraux négligeables dans ce type de matériau.

De la même façon, les trois répétitions de la parcelle V83 montrent un pic de tritium symétrique vers 6-8 m. Une infiltration lente suivant les lois de convection-dispersion semble, comme pour la parcelle LA, le processus dominant bien que d'éventuels flux préférentiels ne puissent être totalement écartés.

La position plus superficielle du pic pour V83 par rapport à LA pourrait être liée à une différence de textures entre les deux parcelles – cette différence ayant des incidences sur les vitesses de transfert – et/ou à un effet « culture ». En effet, il est possible que la mise en verger depuis 1983 ait contribué à diminuer l'infiltration dans la parcelle V83 par rapport à LA, les conditions climatiques étant identiques vu la faible distance entre les carottages.

Les mesures effectuées sur la parcelle V95 n'ont pas permis de mettre en évidence de manière claire un pic tritium. Le carottage ayant été plus court, cela a limité les observations.

La parcelle LA (« grandes cultures ») correspond au profil le plus profond dans lequel un pic tritium est parfaitement décrit. De plus, pour cette parcelle, deux pics de nitrate sont bien distincts et identifiés. Enfin, la succession culturale est bien connue et dans une moindre mesure les pratiques culturales depuis 1972. Ces trois raisons ont conduit à retenir cette parcelle pour l'exercice de modélisation. La parcelle LA a donc fait l'objet d'essais de modélisation concernant le transfert du tritium (et donc de l'eau), des nitrates, de l'atrazine et de la dééthylatrazine.

Le modèle Agriflux a été retenu pour simuler les flux d'eau et de solutés au-delà du premier mètre de sol – correspondant à la profondeur maximale d'enracinement. Les flux d'eau et de solutés ainsi calculés sont ensuite utilisés dans un modèle simplifié de transport par convection. L'eau (volume et concentrations) correspondant à l'année n est déplacée vers le bas l'année $n+1$ d'une distance équivalente à la profondeur occupée par le volume d'eau de l'année $n+1$ sans mélange des concentrations.

Le calage hydrodynamique effectué via la modélisation du transfert du tritium conduit à supposer que seule une fraction de la porosité participe à l'écoulement. Une porosité cinématique de $0.20 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ (pour une porosité totale considérée de $0,43 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$) permet d'obtenir des résultats en adéquation avec les données observées. Cette valeur de porosité cinématique est conforme aux données de la littérature pour ce type de matériau.

Cette valeur de porosité cinématique a été retenue pour le transfert des nitrates et phytosanitaires. Les simulations réalisées pour le nitrate donnent des concentrations et des positions de pic très proches des données observées. Les simulations seraient vraisemblablement améliorées si un certain nombre d'inconnues sur les pratiques culturales étaient levées (par exemple dates et doses réelles de fertilisation pour certaines années) et si les données de pluie journalières réelles étaient utilisées plutôt que les valeurs estimées par Agriflux sur la base de données moyennes (1950-2002).

La vitesse annuelle moyenne d'infiltration fluctue fortement au cours du temps (0,42 et 0,16 m pour les périodes 1951-1972 et 1972-2002), traduisant un effet « cultures » important. Les variations naturelles de pluie et d'ETP au cours de la période 1950-2002 n'étant pas prises en compte dans la modélisation, elles ne peuvent être la cause des fluctuations observées au cours du temps dans la vitesse moyenne d'infiltration.

Des simulations ont été réalisées pour l'atrazine et la dééthylatrazine pour la même parcelle (« grandes cultures – LA »). Les résultats obtenus avec les paramètres déclarés par défaut dans Agriflux et décrivant le devenir de ces 2 substances sont satisfaisants. Les concentrations simulées sont comparables aux concentrations observées pour les mêmes horizons. Toutefois, le peu d'horizons, pour lesquels les teneurs en atrazine et dééthylatrazine ont pu être quantifiées, rend la comparaison entre valeurs observées et modélisées délicate. Une meilleure connaissance des apports d'atrazine (dates et doses) pourraient permettre d'affiner les résultats.

Le double calage des données tritium et nitrates – et dans une moindre mesure celui des données phytosanitaires – lors de la modélisation permet de valider la démarche retenue pour la modélisation du transfert de l'eau et des solutés et les valeurs attribuées à chaque paramètre.

Une vitesse annuelle de transfert a ainsi été calculée ; la forte variabilité de cette vitesse est à rattacher à la culture (période de développement, enracinement). Cette vitesse reste toutefois faible et de l'ordre de quelques décimètres par an. Les flux de nitrate simulés fluctuent au cours du temps également en fonction des cultures (dates et doses d'apport notamment) et des cultures suivantes (avec notamment une différence entre cultures d'hiver ou de printemps). Les concentrations en nitrate

calculées dans le profil LA sont proches des données observées et peuvent atteindre 125 mg/L. Si on considère pour ce profil que les teneurs en nitrate observées dans la zone non saturée commencent à augmenter significativement 6 m au-dessus du niveau de la nappe estimé à 15 m de profondeur – c'est-à-dire vers 9 m de profondeur – et en admettant que la vitesse moyenne de transfert est de 20 cm par an, cela signifie que le début des nitrates migrant verticalement dans ce matériau suivant le processus de convection-dispersion atteindront la nappe en 45 ans soit vers 2047. Toutefois dans des secteurs où la couverture loessique serait moins épaisse et à supposer que les pratiques culturales aient été similaires à celles du site étudié, les pics de nitrate peuvent avoir déjà atteint la nappe.

Bien que le transport semble majoritairement vertical et matriciel dans ces loess, une fraction de l'eau chargée en nitrates – et/ou en phytosanitaires – pourrait s'écouler à la faveur d'écoulements préférentiels et atteindre plus rapidement la nappe. Des apports latéraux – via la zone saturée ou les parties sableuses de la zone non saturée non étudiées ici – pourraient également avoir un rôle majeur.

Ces différents processus peuvent conduire aux teneurs en nitrate actuellement observées dans la nappe dans ce secteur et qui avoisinent localement les 100 mg/l.

Bibliographie

Ballif J.L. (1998) - Frange capillaire et tracés historiques du tritium et de l'azote dans la craie sénonienne en Champagne. *Bulletin de la Société Géologique de France*, 169, 2, p. 203-209.

Banton O., Bangoy L.M. (1997) - Hydrogéologie. Multiscience environnementale des eaux souterraines. Ed.PUQ. AUPELF/UREF. 474 p., ISBN 2-7605-0926-5, DA-926.

Banton O., Larocque M. (1997) - Agriflux 2.0. Notice d'utilisation. Disponible sur : www.hydrriad.com.

Blavoux B., Letolle O. (1995) - Apports des techniques isotopiques à la connaissance des eaux souterraines. *Géochronique*, 54, p. 12-15.

Brouyère S., Dassargues A., Hallet V. (2004) - Migration of contaminants through the unsaturated zone overlying the Hesbaye chalky aquifer in Belgium: a field investigation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 72, p. 135-164.

Carsel R.F., Parrish R.S. (1988) - Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resources Research*, 24, 755-769.

Cook P.G., Jolly I.D., Leaney F.W., et al. (1994) - Unsaturated zone tritium and chlorine 36 profiles from southern Australia: their use as tracers of soil water movement. *Water Resources Research*, 30, p.1709-1719.

Etcheverry D. (2002) - Valorisation des méthodes isotopiques pour les questions pratiques liées aux eaux souterraines. Isotopes de l'oxygène et de l'hydrogène. Rapport de l'office fédéral des eaux et de la géologie, Sér. Géol 2, Berne-Ittigen, 71p. ISBN 3-906723-53-4.

Geake A.K., Foster S.S.D. (1989) - Sequential isotope and solute profiling in the unsaturated zone of British Chalk. *Hydrological Sciences*, 34, 1, p. 79-95.

Hornberger G.M., Raffensperger J.P., Wiberg P.L. et al. (1998) - Elements of Physical Hydrology, The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 314 p.

Jansson P.E., Eckerten H., Johnsson H. (1991) – SOILN model, user's manual. Dep. of Soil Sciences, Swedish Univ. of Agric. Sciences, Uppsala.

Karlen D. L., Kramer L. A., Logsdon S. D. (1998) - Field scale nitrogen balances associated with long term continuous corn production. *Agronomy Journal*, 90, p. 644-650.

Knappe S., Haferkorn U., and Meissner R. (2002) - Influence of different agricultural management systems on nitrogen leaching: results of lysimeter studies. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165, p. 73-77.

Larocque M., Banton O. (1996) - Using field data and simulation modeling to determine nitrogen cycle parameters. *Soil Science Society of America Journal*, 60, p. 1840-1845.

Larocque M., Banton O., Gagnon J., et al. (2002) - Using models to manage soil inorganic nitrogen in forest tree nurseries. *Soil Science Society of America Journal*, 66, p. 602-612.

Lasserre F., Razack M., Banton O. (1999) – A GIS-linked model for the assessment of nitrate contamination in groundwater. *Journal of Hydrology*, 224, p. 81-90.

Machet J.M., Mary, B. (1989) - Impact of agricultural practices on the residual nitrogen in soil and nitrate losses. Dans « Management systems to reduce impact of nitrates », J.C. Germon, Elsevier Science Publishers Ltd, London, p. 126-146.

Nativ R., Adar E., Dahan O., Geyh M. (1995) - Water recharge and solute transport through the vadose zone of fractured chalk under desert conditions. *Water Resources Research*, 31, 2, p. 253-261.

Normand B., Czernichowski-Lauriol I., Mouvet C. (1999) - Programme régional expérimental de suivi de la qualité des eaux sur trois bassins versants de Picardie faisant l'objet de mesures agri-environnementales réduction d'intrants. Suivi de la nappe et de la zone non saturée dans le bassin de l'Hallue (Somme). Rapport BRGM R 40616, 321p., 112 fig., 39 tabl., 3ann., 3c.

Richert J. (2002) - Détermination de la vitesse de transfert de l'eau, des nitrates et autres solutés en ZNS dans un substrat de loess profond. Carottage de précision sur le secteur de Obernai. Rapport de la Chambre d'Agriculture du Bas Rhin. 11p.

Richert J. (2005) - Détermination des vitesses de transfert de l'eau, des nitrates et d'autres solutés en zone non saturée dans un loess profond - Rapport final. Chambre d'Agriculture du Bas Rhin / Comité Scientifique, 86p, 77 ill.

Ruifen L., Keqin W. (2001) - Environmental isotope profiles of soil water in loess unsaturated zone in semi-arid areas of China. IAEA. TEDDOC1246, p. 101-118.

Tomer M. D., Burkart M. R. (2003) - Long-term effects of nitrogen fertilizer use on ground water nitrate in two small watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 32, p. 2158-2171.

Zoellmann K., Kinzelbach W., Fulda, C. (2001) - Environmental tracer transport (3H and SF6) in the saturated and unsaturated zones and its use in nitrate pollution management. *Journal of Hydrology*, 240, p.187-205.



**Centre scientifique et technique
Service EAU**

3, avenue Claude-Guillemin
BP 6009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34