

# Source des Brévilles (Montreuil-sur-Epte, Val d'Oise).

Bilan des activités pour l'année 2004  
et synthèse pour la période 2000-2005

Rapport final

**BRGM/RP-54357-FR**  
décembre 2005



**Source des Brévilles  
(Montreuil-sur-Epte, Val d'Oise).  
Bilan des activités pour l'année 2004  
et synthèse pour la période 2000-2005**  
Rapport final

**BRGM/RP-54357-FR**  
décembre 2005

Étude réalisée dans le cadre des opérations  
de recherche du BRGM 9300018395

**Baran N., Mouvet C., Gutierrez A., Morvan X.**

**Vérificateur :**

Original signé par :

Nom :

Date :

Signature :

**Approbateur :**

Original signé par :

Nom :

Date :

Signature :

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

**Mots clés** : Source des Brévilles, Montreuil-sur-Epte, Val-d'Oise, Pollution, Phytosanitaire.

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

**Baran N., Mouvet C. Gutierrez A., Morvan X.** (2005) – Source des Brévilles (Montreuil-sur-Epte, Val-d'Oise). Bilan des activités pour l'année 2004 et synthèse pour la période 2000-2005. Rapport final. BRGM/RP-54357-FR. 99 p., 61 ill.

## Synthèse

Dans le cadre du groupe régional Ile-de-France « Pollution des eaux par les produits phytosanitaires », sous-groupe 4 « expérimentation sur site », coordonné par la DRAF Ile-de-France, le bassin hydrogéologique de Montreuil-sur-Epte a été retenu comme site potentiel d'étude. Il correspond en effet à un bassin sujet à contamination des eaux souterraines par les produits phytosanitaires d'origine diffuse et agricole.

Dans le cadre de ses actions de recherche sur le transfert des produits phytosanitaires, le BRGM finance pour partie les travaux menés sur le site. L'Union Européenne par l'intermédiaire des projets PEGASE et AQUATERRA et l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (convention n° 012095) ont apporté leur soutien financier.

Des collaborations ont eu lieu avec la Chambre d'agriculture d'Ile-de-France et l'INRA d'Orléans. Le Conseil général du Val-d'Oise supporte financièrement chaque année la substitution de l'atrazine, et le Conseil régional a cofinancé avec l'Agence de l'Eau le changement de matériel des agriculteurs.

Au début du projet (1999), l'utilisation de la source des Brévilles, pour l'alimentation en eau potable des communes de Montreuil-sur-Epte et Buhy, était remise en cause du fait de la contamination avérée de cette eau par l'atrazine et son principal produit de dégradation la dééthylatrazine. Le sous-groupe 4 du groupe régional a donc préconisé l'arrêt de l'utilisation de l'atrazine (soit quatre années avant l'interdiction nationale). Le dernier apport d'atrazine a donc eu lieu en avril-mai 1999. Depuis, le désherbage du maïs s'effectue notamment à l'aide d'acétochlore, molécule homologuée en France en 2000. Ce changement majeur de pratiques (arrêt d'usage d'une molécule et utilisation d'une nouvelle molécule) est un atout pour la compréhension du devenir des phytosanitaires depuis le sol, jusque et dans la nappe.

Le bassin hydrogéologique de Montreuil-sur-Epte a fait l'objet d'un suivi intensif et de longue durée de la qualité de l'eau, afin d'apprécier le devenir des phytosanitaires. Le suivi de la source (exutoire du bassin) et de piézomètres répartis sur le bassin ont permis de mettre en évidence les variabilités spatiales et temporelles des teneurs en phytosanitaires.

Des études spécifiques sur le transfert de l'acétochlore et ses principaux produits de dégradation dans les sols ont été réalisées pendant deux années sur deux parcelles de sols différents. Elles ont permis de montrer la faible persistance de l'acétochlore dans les sols, mais indiquent un risque de lessivage de cette molécule et de ses produits de dégradation vers les eaux souterraines.

Parallèlement au suivi des phytosanitaires, de nombreux outils ont été mis en oeuvre pour améliorer la connaissance du fonctionnement hydrogéologique du bassin

(géophysique, géochimie, isotope...). Cette connaissance hydrogéologique s'avère précieuse dans la compréhension de la contamination.

Elle est également indispensable pour la mise en œuvre des outils de modélisation. Dans le cas présent, des modélisations des transferts d'eau ont été réalisées à l'aide du code MARTHE en 1D vertical depuis la surface du sol jusqu'au bas de la zone non saturée en régime transitoire, en 2D horizontal (système monocouche de la zone saturée en régime permanent) et 2D en coupe (système en régime transitoire couplant la zone non saturée - dont le sol - et la zone saturée). Le transport d'acétochlore au travers d'un sol type a été simulé en 1D en régime transitoire. Le calage du modèle coupe 2D, étape indispensable avant la modélisation du transport de phytosanitaires depuis le sol jusque dans la nappe, a permis de restituer une partie des observations de terrain mais s'est heurté à des difficultés restées en partie non résolues sur la base des données disponibles à la fin de cette étude.

Chaque année de suivi, un rapport faisant un bilan des actions menées a été réalisé. Le présent rapport fait état des travaux menés en 2004 et 2005 et synthétise les connaissances acquises tout au long de la période d'étude.

## Sommaire

<b>1. Contexte de l'étude</b> .....	11
1.1. CADRE DE L'ÉTUDE .....	11
1.2. CHOIX DU SITE .....	11
1.3. PROGRAMME DE SUBSTITUTION.....	12
1.4. CONTEXTE GÉOLOGIQUE ET HYDROGÉOLOGIQUE : ÉTAT DES CONNAISSANCES AVANT LE DÉBUT DE L'ÉTUDE .....	12
1.5. OBJECTIFS .....	13
<b>2. Les travaux menés en 2004 et 2005</b> .....	15
2.1. SUIVI DE LA NAPPE .....	15
2.1.1. Aspects hydrodynamiques .....	15
2.1.2. Qualité de la nappe .....	17
2.2. MESURES GÉOPHYSIQUES .....	28
2.3. MODÉLISATION DU TRANSFERT D'EAU ET DU TRANSPORT DE PHYTOSANITAIRES .....	30
2.3.1. Introduction.....	30
2.3.2. Le code MARTHE.....	31
2.3.3. Modèle 2D horizontal.....	37
2.3.4. Modélisation du transfert d'eau en colonnes 1D depuis la surface du sol jusqu'au bas de la zone non saturée .....	44
2.3.5. Étude du transport en 1D de bromure et de l'acétochlore.....	48
2.3.6. Modélisation 2D sur une coupe .....	56
<b>3. Synthèse des activités menées sur la période 2000-2005</b> .....	63
3.1. CONNAISSANCE HYDROGÉOLOGIQUE ET GÉOLOGIQUE.....	63
3.1.1. Réalisation des piézomètres .....	63
3.1.2. Fonctionnement hydrodynamique du système .....	64
3.1.3. Prospections géophysiques.....	72
3.2. OCCUPATION DU SOL.....	78
3.3. QUALITÉ DE LA NAPPE .....	81

3.3.1. À la source .....	81
3.3.2. Variabilité spatiale .....	82
3.3.3. Flux de pesticides .....	83
3.3.4. Recherche de paramètres explicatifs .....	85
3.4. SUBSTITUTION DE L'ATRAZINE .....	86
3.4.1. Transfert de l'acétochlore et ses dérivés dans les sols.....	86
3.5. MODÉLISATION .....	88
3.5.1. Modèle 2D horizontal .....	88
3.5.2. Modélisation de colonnes 1D depuis la surface du sol jusqu'au bas de la zone non saturée .....	89
3.5.3. Modélisation 2D sur une coupe.....	90
<b>4. Conclusions et perspectives.....</b>	<b>93</b>
<b>5. Bibliographie .....</b>	<b>97</b>

## Liste des illustrations

Illustration 1 - Débits mesurés et pluie journalière au cours de l'année 2004 et jusqu'en septembre 2005. ....	15
Illustration 2 - Précipitations annuelles enregistrées à la station météorologique de Buhy. ....	16
Illustration 3 - Comparaison entre les pluies moyennes mensuelles enregistrées pour la période 1993-2004 et les pluies mensuelles de l'année 2004 et 2005 pour le pluviomètre situé à Buhy.....	17
Illustration 4 - Concentrations en atrazine, déisopropylatrazine (DIA) dééthylatrazine (DEA), isoproturon et chlortoluron mesurées à la source des Brévilles (octobre 1999 à octobre 2005).....	18
Illustration 5 - Concentrations en nitrate et chlorure mesurées à la source des Brévilles (octobre 1999 à octobre 2005).....	19
Illustration 6 - Variations du niveau piézométrique par rapport à la cote observée en février 2001 pour chacun des piézomètres du bassin. ....	20
Illustration 7 - Teneurs en atrazine et dééthylatrazine (DEA) mesurées dans les piézomètres (mars 2001 à octobre 2005 - attention aux échelles).....	22
Illustration 8 - Teneurs en isoproturon dans le piézomètre 5 (mars 2001 à octobre 2005). ....	23
Illustration 9 - Évolution temporelle des teneurs en chlorure et nitrate dans chaque piézomètre (mars 2001 à octobre 2005).....	24

Illustration 10 - Profils de conductivité à 25 °C mesurés en continu sur toute la hauteur de la nappe pour chaque piézomètre et ponctuellement à la source (le 17/11/04).	26
Illustration 11 - Profils de conductivité et niveaux géologiques rencontrés dans les piézomètres 4 et 7.	27
Illustration 12 - Corrélation entre la conductivité et la concentration en nitrate mesurée dans chaque piézomètre et à la source le 12/10/2004.	28
Illustration 13 - Localisation des profils électriques de la première campagne (octobre 2003).	29
Illustration 14 - Maillage du bassin versant de Montreuil-sur-Epte.	38
Illustration 15 - Charges simulées dans les mailles correspondant à chaque piézomètre (PZ) dans le cas du régime permanent avec deux zones de conductivité différentes.	39
Illustration 16 - Débits de débordement (l/s).	39
Illustration 17 - Effet du coefficient d'emmagasinement S sur les niveaux piézométriques modélisés au PZ5.	40
Illustration 18 - Principe du modèle GARDENIA.	41
Illustration 19 - Exemple de calage du modèle GARDENIA sur le piézomètre PZ5.	42
Illustration 20 - Niveaux piézométriques dans PZ5 (1991-2004) avec décalage de l'infiltration.	43
Illustration 21 - Modèle 1D.	44
Illustration 22 - Évolution au cours du temps de la teneur en eau mesurée et modélisée sans ou avec la prise en compte des cultures.	45
Illustration 23 - Profils verticaux de teneurs en eau le long de la colonne 1D mesurées et modélisées avec différentes valeurs de $b_t$ du calcaire.	46
Illustration 24 - Évolution du débit simulé dans la maille du fond de la couche calcaire pour le modèle 1D ZNS.	47
Illustration 25 - Comparaison des débits simulés dans la maille du fond avec le modèle 1D de départ et le modèle (Frétault, 2004).	48
Illustration 26 - Paramètres des sols et du calcaire du modèle de référence 1D ZNS.	48
Illustration 27 - Valeurs observées et simulées de l'évolution en fonction du temps des concentrations en bromure à 15 cm de profondeur.	50
Illustration 28 - Valeurs observées et simulées de l'évolution en fonction du temps des concentrations en bromure à 35 cm de profondeur.	50
Illustration 29 - Concentration en bromure (mg/kg) simulée en fonction de la profondeur dans la colonne le 14 juin 2000, 56 jours après l'application.	51
Illustration 30 - Concentration massique de bromure mesurée comparée aux valeurs simulées 10 jours (en haut) et 926 jours (en bas) après l'application du bromure à la surface du sol.	52
Illustration 31 - Estimation des coefficients de partage volumique (RHOKD).	53
Illustration 32 - Valeurs de demi-vie de l'acétochlore prises en compte dans la modélisation pour les deux horizons de sols.	53

Illustration 33 - Profil des concentrations d'acétochlore simulées et mesurées 7 et 56 jours après application.....	54
Illustration 34 - Géométrie du modèle 2D « coupe ».....	56
Illustration 35 - Paramètres des sols présents sur la coupe.....	57
Illustration 36 - Premières simulations du modèle coupe.....	57
Illustration 37 - Profil montrant les couches de sable (traits noirs aux altitudes variant entre 65 et 100 m), la surface simulée de la nappe (courbe bleue entre 80 et 92 m) et les niveaux d'eau dans les piézomètres.....	59
Illustration 38 - Fluctuations piézométriques en PZ4 et PZ5 mesurées et simulées après prise en compte des paramètres issus de la colonne 1D.....	59
Illustration 39 - Paramètres du calcaire et des sables.....	60
Illustration 40 - Niveaux piézométriques simulés en PZ5, PZ4, PZ3 avec le meilleur jeu de données et les ajustements optimisés sur base des données disponibles à mi-2005. ....	61
Illustration 41 - Opérations de jaugeages pour améliorer la relation théorique hauteur d'eau - débit. ....	65
Illustration 42 - Comparaison de la courbe théorique de débit avec les couples hauteur d'eau - débit obtenus au cours de jaugeages.....	65
Illustration 43 - Débits mesurés sur la période d'étude (sous réserve de validation).....	66
Illustration 44 - Chlorure vs. sodium et chlorure vs. nitrate pour les analyses mensuelles (mars 2001 à février 2005) pour les piézomètres (à l'exception de PZ1, deux mesures) et la source (SW : droite de dilution des eaux marines). ....	67
Illustration 45 - Concentrations en nitrate mesurées dans les piézomètres et la source sur la période (2001-2005 ; médiane, 1 <sup>er</sup> et dernier quartile, minimum et maximum)et épaisseur de la zone saturée (piézomètres rencontrés de l'amont vers l'aval). ....	68
Illustration 46 - Profils de tritium obtenus dans la zone non saturée -jusqu'à la nappe- des piézomètres 2, 3, 5 et 6. ....	69
Illustration 47 - Corrélation entre les teneurs en nitrate et en tritium enregistrées dans les piézomètres et la source le 17/12/2003.....	70
Illustration 48 - Résultats obtenus pour les trois niveaux aquifères captés par le piézomètre triple (août 2005).....	71
Illustration 49 - Principe de mesure RMN.....	72
Illustration 50 - Système multi-électrode de IRIS-Instruments qui permet l'automatisation des séquences de mesure de panneaux électriques. ....	73
Illustration 51 - Schéma de la procédure d'acquisition d'un panneau électrique dipôle-dipôle et de présentation sur une pseudo-coupe : les points sont les lieux de représentation des mesures. ....	74
Illustration 52 - Délimitation du bassin hydrogéologique sur la base des sondages RMP et des failles mises en évidence lors des observations géologiques de terrain. ...	75
Illustration 53 - Profil RMP sur une coupe E-W en travers du bassin et identification des différents domaines hydrogéologiques. Les couleurs claires allant vers le bleu identifient la présence d'une nappe (plus forte teneur en eau).....	76

Illustration 54 - Profil électrique par panneaux électriques. Mise en évidence du pendage des couches sur les bancs marqueurs des marnes et caillasses du Lutétien supérieur.....	77
Illustration 55 - Assolement du bassin pour les années 1994-2003. ....	81
Illustration 56 - Variabilités spatiale et temporelle des teneurs en atrazine et dééthylatrazine mesurées sur le bassin (médiane, 1 <sup>er</sup> et dernier quartile, valeurs minimales et maximales – statistiques sur toute la période d'étude). ...	83
Illustration 57 - Comparaison des teneurs en atrazine et dééthylatrazine observées dans les piézomètres 5, 8, 7 situés sur un même transect (d'amont vers l'aval). ....	83
Illustration 58 - Quantités d'atrazine et de dééthylatrazine exportées au cours des années 2001-2004. ....	84
Illustration 59 - Flux annuels exportés à la source en atrazine et dééthylatrazine. ....	84
Illustration 60 - Pourcentage de dérivés ESA, OA, d'acétochlore et somme de ces produits par rapport à la dose moyenne appliquée en 2000 dans un calcisol et 2001 dans un calcosol.....	87
Illustration 61 - Pourcentage de dérivés ESA, OA, d'acétochlore et somme de ces produits par rapport à la dose moyenne appliquée en 2000 et 2001 dans des luvisols.....	87



# 1. Contexte de l'étude

## 1.1. CADRE DE L'ÉTUDE

Dans le cadre du groupe régional Ile-de-France « Pollution des eaux par les produits phytosanitaires », sous-groupe 4 : « expérimentation sur site », coordonné par la DRAF d'Ile-de-France, des sites potentiels d'études ont été inventoriés au cours d'une réunion qui s'est tenue le 16 mars 1999. Montreuil-sur-Epte est l'un de ces sites retenu, car il est sujet à une pollution diffuse d'origine exclusivement agricole.

Dans le cadre de ses actions de recherche sur le transfert des phytosanitaires, le BRGM finance pour partie les travaux menés sur le site. L'Union Européenne par l'intermédiaire du projet PEGASE (Pesticide in European Groundwaters : detailed study of representative Aquifers and Simulation of Possible Evolution scenarios) supporte également le projet. L'Agence de l'eau Seine-Normandie, par la convention n° 012095 relative au suivi et à l'étude du transit des phytosanitaires, contribue également au financement de ce projet.

Des collaborations ont lieu avec la Chambre d'agriculture d'Ile-de-France et l'INRA d'Orléans. Le Conseil général du Val-d'Oise supporte financièrement chaque année la substitution de l'atrazine et le Conseil régional d'Ile-de-France a cofinancé, avec l'Agence de l'eau Seine-Normandie, le changement de matériel des agriculteurs.

## 1.2. CHOIX DU SITE

Les études menées sur les phytosanitaires dans les eaux souterraines sont à ce jour peu importantes comparativement aux travaux réalisés sur les eaux superficielles. Quelques réseaux de suivi existent, mais ne permettent pas une compréhension suffisante des contaminations observées, notamment parce que les périodes de suivi sont généralement courtes et que le fonctionnement hydrodynamique des bassins étudiés est souvent mal connu. Il paraissait donc indispensable d'entreprendre des études sur la contamination des eaux souterraines par les phytosanitaires en fédérant sur un même site un fort potentiel technique.

L'utilisation de la source des Brévilles, pour l'alimentation en eau potable des communes de Montreuil-sur-Epte et Buhly, a été remise en cause, parce qu'une contamination à l'atrazine et à la dééthylatrazine y est avérée depuis plusieurs années (données DDASS citées dans Paranthoen -1999- et suivi DDASS, 2000 et 2001). Ce problème persistant a conduit le sous-groupe 4 « expérimentation sur site » du groupe régional Ile-de-France à retenir le site de Montreuil-sur-Epte comme représentatif d'un cas de pollution diffuse.

Les quelques informations disponibles au début de l'étude (décembre 1999) laissent penser que le site de Montreuil-sur-Epte constitue une unité hydrogéologique de taille

restreinte (environ 3 km<sup>2</sup>) sans interaction avec des eaux superficielles, présentant un fonctionnement hydrodynamique *a priori* assez simple. Les usages en phytosanitaires sont exclusivement agricoles et six agriculteurs seulement sont localisés sur le bassin hydrogéologique tel qu'il a été défini par une étude réalisée par la SOGREA (anonyme, 1994) dans le cadre de l'établissement du périmètre de protection de la source. Aucun corps de ferme ne se trouve sur le site ; le risque de pollution ponctuelle est donc réduit.

Les agriculteurs présents sur le bassin ont accepté de modifier leurs pratiques culturales. Depuis avril 1999, les apports d'atrazine ont été totalement exclus. Un programme de substitution a été mis en place et le désherbage est effectué à l'aide d'acétochlore (molécule homologuée en France en 2000), en association avec d'autres molécules comme par exemple le bromoxynil.

La petite taille du bassin, le nombre restreint d'agriculteurs et leur motivation sont des atouts majeurs pour l'étude de ce site. Les informations recueillies seront utiles non seulement pour comprendre le fonctionnement hydrodynamique de cet aquifère peu étudié, mais également pour mieux suivre le devenir de l'atrazine, de l'acétochlore et de leurs principaux produits de dégradation.

### **1.3. PROGRAMME DE SUBSTITUTION**

Dès l'année culturale 2000, la Chambre d'agriculture d'Ile-de-France et l'AGPM ont proposé un programme de substitution à l'atrazine pour le désherbage du maïs. L'acétochlore est la molécule proposée avec un programme de rattrapage si nécessaire.

La Chambre d'agriculture d'Ile-de-France assure la prise de contact avec les agriculteurs susceptibles d'implanter du maïs et le suivi des parcelles pour connaître le développement des adventices. Des inventaires floristiques sont réalisés chaque année sur les parcelles concernées.

### **1.4. CONTEXTE GÉOLOGIQUE ET HYDROGÉOLOGIQUE : ÉTAT DES CONNAISSANCES AVANT LE DÉBUT DE L'ÉTUDE**

Les informations sont tirées de la carte géologique n° 125 (Gisors, 1/50 000) éditée par le BRGM.

Le secteur étudié se trouve sur le flanc ouest de l'anticlinal de La Chapelle-en-Vexin. Les formations d'âge tertiaire rencontrées sont essentiellement des calcaires bartoniens et lutétiens, des sables et grès de l'Yprésien. Localement, des limons quaternaires recouvrent ces formations et il est également possible de trouver des grès et meulière du Stampien (partie amont du bassin).

La nappe se trouve dans les sables de Cuise, mais aucune information ne permet de savoir si les calcaires lutétiens sus-jacents sont également saturés ou ne le sont pas. La nappe est supposée libre.

La source des Brévilles, qui constitue un exutoire de la nappe, est utilisée pour l'alimentation en eau potable des communes de Montreuil-sur-Epte et de Buhry. Les émergences diffuses au niveau de la source sont recueillies par un système de drains au niveau d'un réservoir enterré d'environ 5 m de profondeur. L'eau de ce réservoir est pompée, généralement la nuit, pour être distribuée après stockage au niveau d'un réservoir tampon. Seul un traitement au chlore est effectué avant la distribution de l'eau.

La source est exploitée en régie directe par la commune. Il n'existe aucun puits ou forage sur la zone d'étude.

Le piézomètre double réalisé par la SOGREAH à environ 20 m en amont de la source a montré que, à cet endroit, la nappe de Cuise est indépendante de celle de la craie sous-jacente (anonyme, 1994).

Le bassin d'alimentation de la source n'est pas clairement défini. En effet, dans le rapport de la SOGREAH (anonyme, 1994), les méthodes utilisées pour définir ce bassin ne sont pas explicites. Les acteurs locaux contestent d'ailleurs les limites annoncées et pensent que le bassin a une taille nettement supérieure à celle qui est donnée dans le rapport susmentionné.

## **1.5. OBJECTIFS**

Les deux objectifs majeurs des travaux prévus pendant la période 2000-2004 furent d'une part d'améliorer la connaissance du fonctionnement hydrodynamique du bassin et d'autre part de caractériser le transfert des phytosanitaires à l'échelle de ce bassin. En effet, l'eau étant le vecteur des solutés, la compréhension du fonctionnement hydrodynamique est nécessaire à la compréhension du transfert des phytosanitaires. Ensuite, des actions spécifiques sont menées pour s'intéresser au cas particulier que sont les phytosanitaires, comparativement aux nitrates par exemple.

Pour répondre à ces deux objectifs majeurs, différentes actions ont été menées. Il s'agissait en effet :

- d'acquérir les données hydrogéologiques nécessaires pour affiner la délimitation du bassin d'alimentation de la source des Brévilles ;
- de suivre l'évolution de la qualité de la source suite à l'arrêt de l'utilisation de l'atrazine et à l'introduction d'une nouvelle substance, l'acétochlore ;
- d'étudier la variabilité spatiale et temporelle de la qualité de la nappe à l'échelle du bassin ;
- de caractériser le transit de l'acétochlore et de ses produits de dégradation au travers des sols jusque dans la nappe ;
- de modéliser le système, afin de restituer au mieux les données observées et utiliser le modèle à des fins prédictives pour tester par exemple différents scénarios de changements de pratiques agricoles.



## 2. Les travaux menés en 2004 et 2005

### 2.1. SUIVI DE LA NAPPE

La nappe fait l'objet d'un suivi temporel et spatial, tant au niveau de sa qualité et que des aspects hydrodynamiques.

#### 2.1.1. Aspects hydrodynamiques

L'illustration 1 présente les débits et pluies journalières enregistrées au cours de l'année 2004 et jusqu'en septembre 2005. Suite à divers problèmes de capteur, les données de débit sont manquantes du 18 août au 8 octobre 2004 et du 12 octobre au 17 novembre 2004. À cause de différents problèmes liés à l'installation de l'ancien seuil, un nouveau seuil a été installé une dizaine de mètres à l'aval de l'ancien seuil au début de l'année 2005. Une courbe d'étalonnage est en cours d'établissement pour ce nouveau seuil.

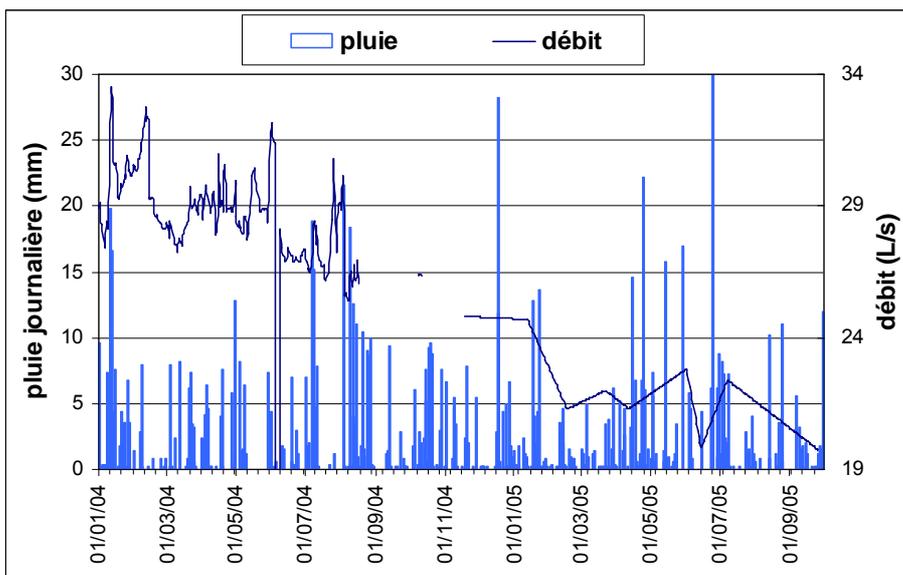


Illustration 1 - Débits mesurés et pluie journalière au cours de l'année 2004 et jusqu'en septembre 2005.

Pour l'année 2005, les débits sont donc estimés à partir des observations ponctuelles qui sont réalisées environ tous les mois lors du passage sur le terrain d'une personne assurant la maintenance des appareils de mesure. La variation entre chaque point de mesure est considérée comme linéaire en première approximation, ce qui explique l'allure en « dents de scie » de la courbe pour cette période. Pour mémoire, les

données précédentes correspondent au débit journalier estimé à partir des enregistrements automatiques faits plusieurs fois par jour.

Au cours de la période considérée, les fluctuations de débit sont assez faibles (19,8 - 33,5 L/s). Le débit de base décroît régulièrement entre mars et août 2004 ; la décroissance semble se poursuivre jusqu'en septembre 2005 (même si les données devront être retraitées après établissement de la courbe de jaugeage). Les variations de débit de courte durée (quelques jours) sont dans la plupart des cas en relation avec les pluies.

Les précipitations annuelles enregistrées à Buhy pour l'année 2004 sont déficitaires par rapport à la moyenne (759 mm) établie sur la période 1993-2005 (Illustration 2), ainsi que l'année 2005 (572 mm). Trois années (2003, 2004 et 2005) particulièrement déficitaires se sont donc succédé. Ces années ont suivi une année proche de la normale (2002) qui, elle, est apparue après trois années plutôt humides. Ainsi, au cours des années d'étude (hachures sur l'illustration 2), le contexte climatique a fortement fluctué.

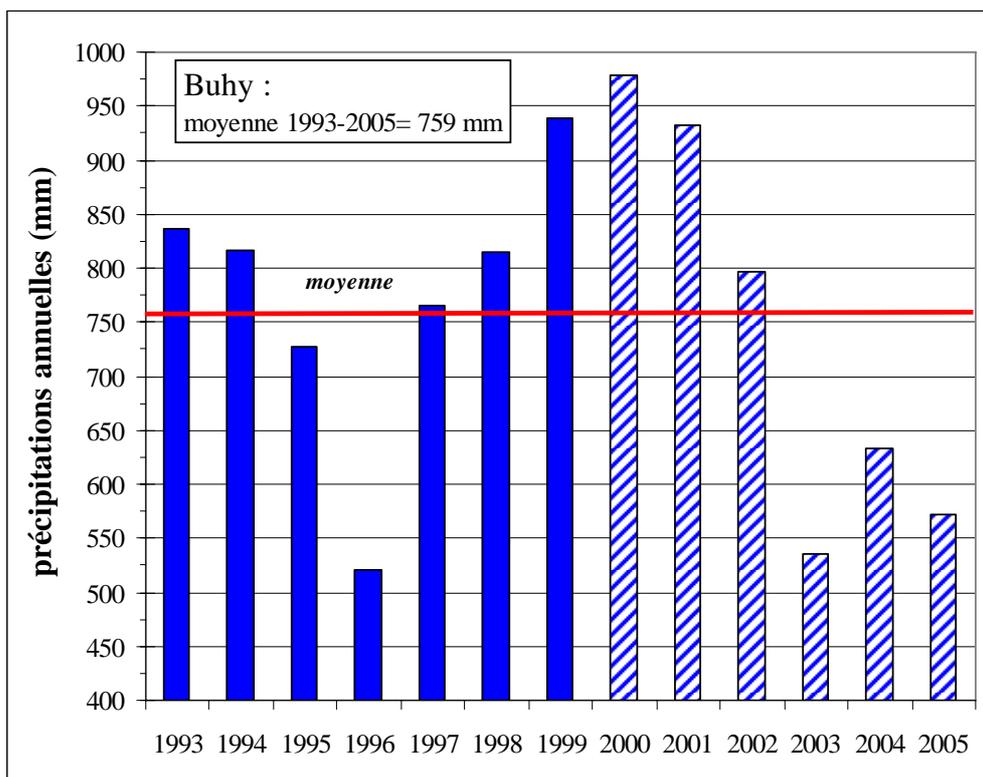


Illustration 2 - Précipitations annuelles enregistrées à la station météorologique de Buhy.

Les précipitations ne sont évidemment pas réparties de manière homogène au cours de l'année (Illustration 3). Bien que l'année 2004 soit globalement déficitaire par rapport à la moyenne, les mois de janvier et août 2004 apparaissent plus humides que la moyenne. Mars, mai, juin et septembre sont assez fortement déficitaires. Pour

l'année 2005 (jusque septembre), tous les mois sont déficitaires sauf avril, mai et juin. Ce dernier apparaît d'ailleurs fortement excédentaire.

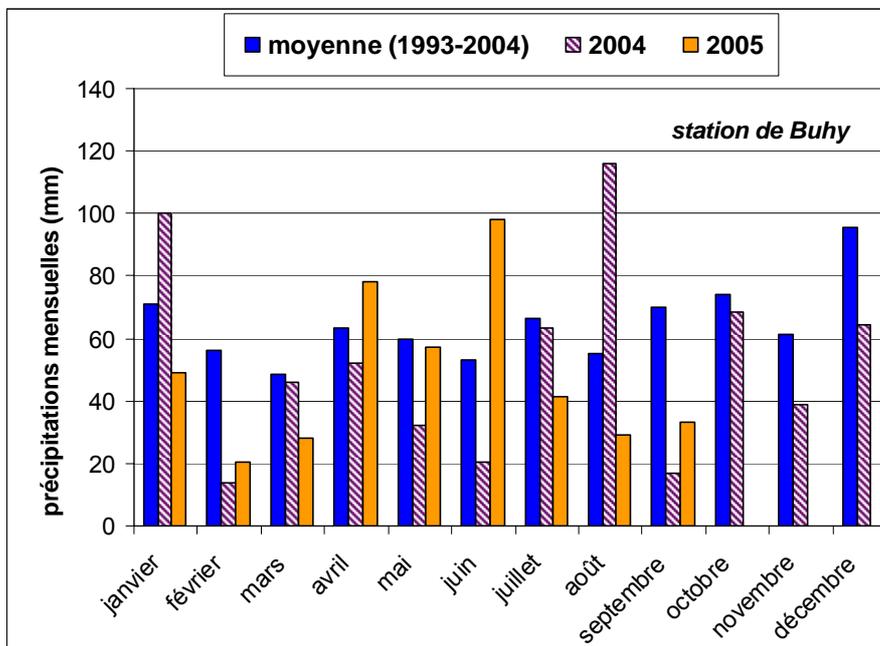


Illustration 3 - Comparaison entre les pluies moyennes mensuelles enregistrées pour la période 1993-2004 et les pluies mensuelles de l'année 2004 et 2005 pour le pluviomètre situé à Buhy.

## 2.1.2. Qualité de la nappe

### a) Résultats obtenus à l'exutoire du système

L'illustration 4 présente l'évolution des concentrations mesurées à l'exutoire principal du bassin hydrogéologique pendant la période allant d'octobre 1999 à octobre 2005. Les échantillons étaient prélevés environ toutes les deux semaines jusqu'en juin 2004, puis devant la faible variabilité des teneurs, la fréquence est passée à environ un échantillon par mois.

Bien que le dernier apport d'atrazine ait eu lieu en avril 1999, cette molécule et son principal produit de dégradation, la dééthylatrazine (DEA), sont toujours détectées. Depuis fin 2001, les teneurs en atrazine sont relativement constantes et voisines de 0,15 µg/L. L'amplitude des variations observées d'un échantillon à un autre est beaucoup plus faible qu'au début du suivi.

Les teneurs en DEA sont toujours supérieures à celles de l'atrazine et fréquemment supérieures à 0,4 µg/L. Comme pour l'atrazine, les amplitudes de variations entre deux échantillons consécutifs semblent plus faibles depuis la fin 2001 qu'au début de l'étude, bien qu'elles restent relativement fortes par rapport à ce qui est observé pour l'atrazine.

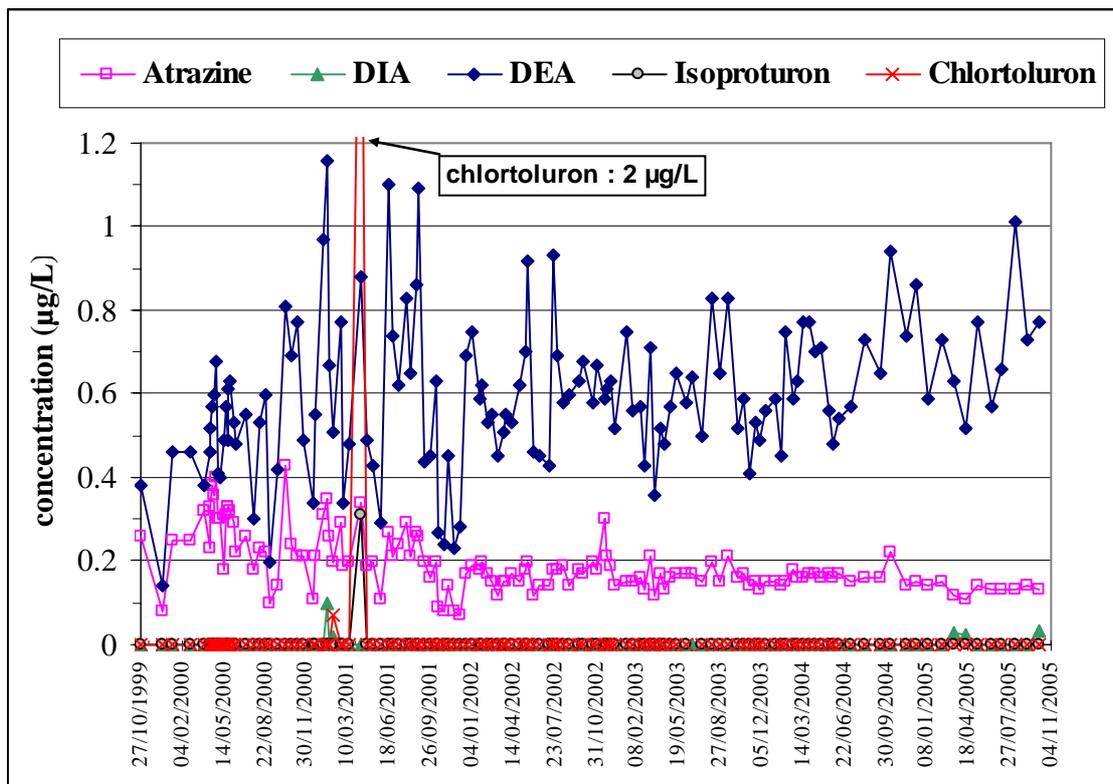


Illustration 4 - Concentrations en atrazine, désisopropylatrazine (DIA) dééthylatrazine (DEA), isoproturon et chlortoluron mesurées à la source des Brévilles (octobre 1999 à octobre 2005).

Un deuxième métabolite de l'atrazine, la désisopropylatrazine (DIA), est également dosé, mais n'a été détecté que dans quelques échantillons à de très faibles teneurs. La faible fréquence de détection de ce composé n'est pas étonnante et a déjà été observée lors de différentes études (Kolpin *et al.*, 1998 ; Baran *et al.*, 2000). Elle peut être due en partie à son rendement d'extraction (environ 30 %) beaucoup plus faible que ceux de l'atrazine (95 %) et de la DEA (60 %). Depuis février 2005, les extractions sont réalisées suivant une méthode liquide-solide qui permet d'augmenter la récupération de la DIA. Ce changement méthodologique n'a toutefois pas conduit à une détection plus systématique ou plus importante de la DIA.

L'acétochlore et ses produits de dégradation n'ont pas été détectés à ce jour (octobre 2005), à l'exception d'une mesure positive à la source le 10 avril 2002 (juste après les applications par les agriculteurs). Cette détection à la source est à rapprocher de la détection d'une faible quantité d'acétochlore dans le piézomètre 6 (se trouvant dans une parcelle traitée par l'acétochlore en avril 2002) le 29 avril 2002, puisqu'il s'agit également d'une détection quelques jours après les traitements agricoles.

Les valeurs mesurées étant proches des limites de détection et les échantillons de contrôle n'ayant pas permis de confirmer le résultat obtenu, ces deux signaux sont donc à considérer avec prudence. Toutefois, si ces signaux correspondaient à une réelle contamination, cela signifierait qu'une partie de l'acétochlore appliqué est

capable de migrer très rapidement dans la nappe. Ce résultat, même s'il n'est pas confirmé, va dans le sens d'observations faites en mars 2001 sur l'apparition d'urées substituées à la source et dans certains piézomètres peu de temps après l'application. Il n'est donc pas exclu, que, sous certaines conditions météorologiques, une fraction des phytosanitaires transitent rapidement jusqu'à la nappe et à la source.

Les produits de dégradation de l'isoproturon ne sont jamais retrouvés.

Les anions et cations majeurs (chlorure, sulfate, nitrate, calcium, magnésium, sodium, carbonate, bicarbonate, potassium, orthophosphate) sont analysés en complément des phytosanitaires dans tous les échantillons.

Les teneurs en nitrate mesurées à la source des Brévilles (Illustration 5) sont passées d'environ 55 mg/L au début du suivi (octobre 1999) à environ 65 mg/L en juin 2001, pour se stabiliser jusqu'en octobre 2005. L'augmentation des teneurs a été assez bien marquée jusqu'à la fin de l'année 2001, puis la chronique semble s'être stabilisée avec des teneurs variant autour de 65 mg/L.

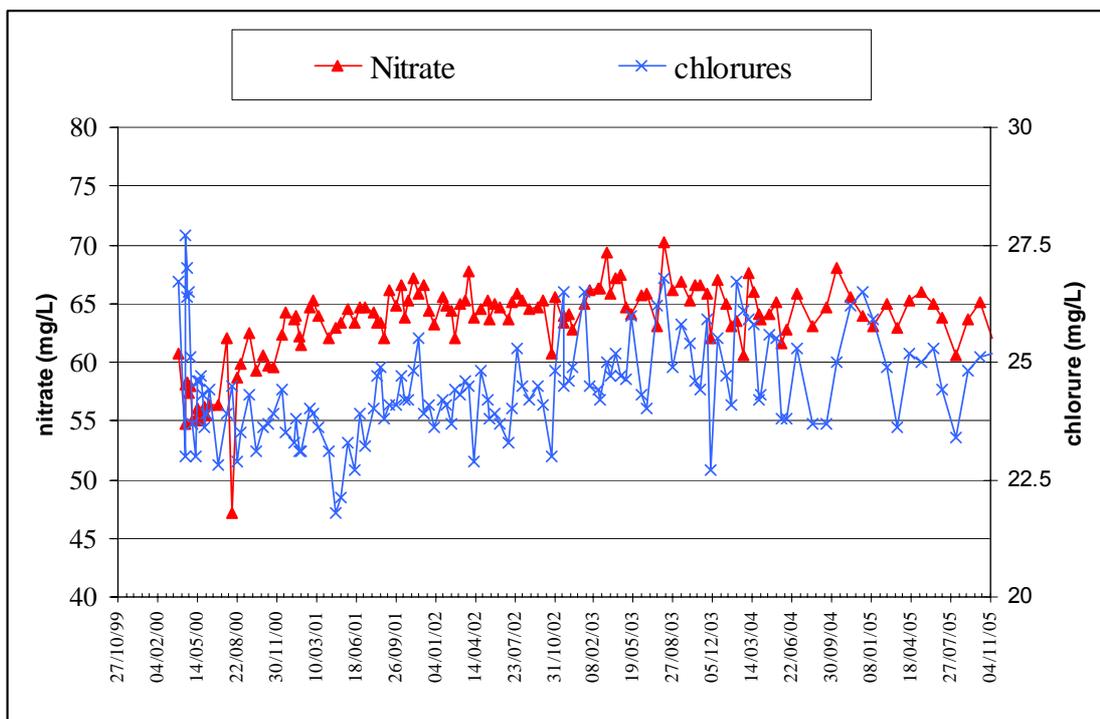


Illustration 5 - Concentrations en nitrate et chlorure mesurées à la source des Brévilles (octobre 1999 à octobre 2005).

La chronique des chlorures est plus difficile à décrire, puisque aucune tendance générale ne semble vraiment se détacher. Les teneurs en chlorure semblent toutefois légèrement supérieures à la fin de la chronique que les teneurs enregistrées au début du suivi. Des variations relativement importantes de teneurs en chlorure interviennent parfois entre deux échantillons. Elles pourraient résulter d'apports d'eau au chimisme

différent qui pourraient spécifier qu'un volume d'eau de composition différente s'ajoute au débit de base de la source.

Toutefois, il convient de noter que ces variations restent de l'ordre de l'incertitude analytique (environ 5-10 %) ; elles ne sont pas nécessairement significatives. Le rapport nitrate sur chlorure augmente régulièrement de octobre 1999 à environ mai 2001, puis reste relativement constant. Au début du suivi, l'eau était donc plus enrichie en nitrate par rapport aux chlorures qu'après le printemps 2001. Cette différence au cours du temps reste à expliquer.

### b) Dans les piézomètres

L'illustration 6 présente les variations du niveau piézométrique de chacun des sept piézomètres situés sur le bassin avec comme niveau de référence la cote enregistrée en février 2001, début du suivi.

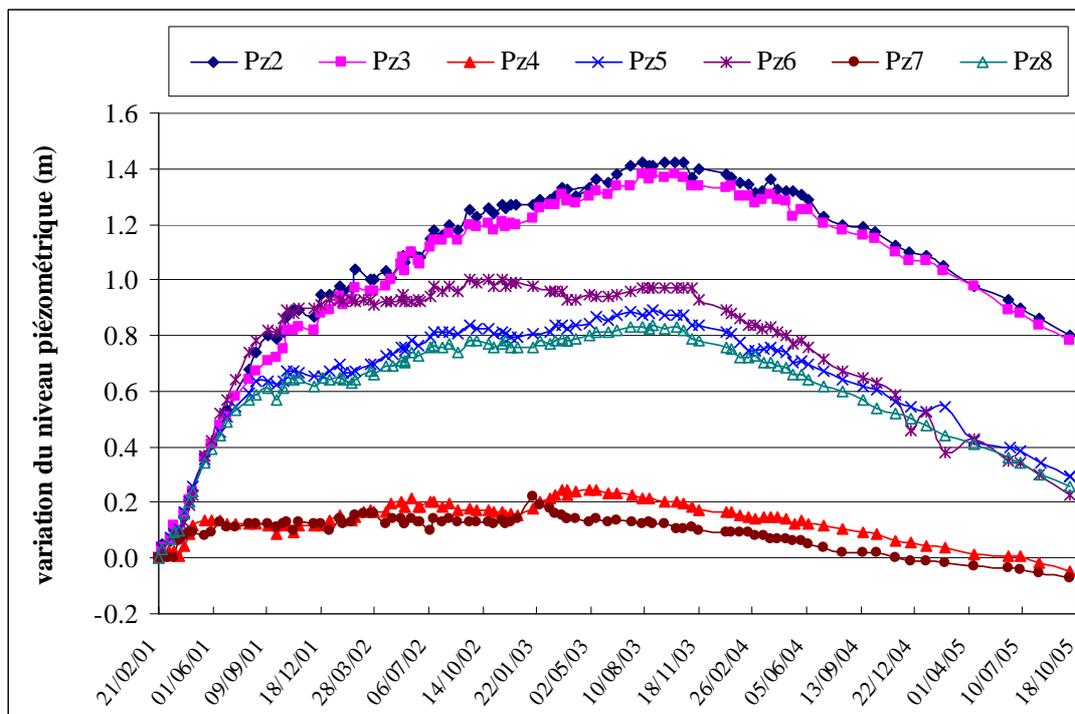


Illustration 6 - Variations du niveau piézométrique par rapport à la cote observée en février 2001 pour chacun des piézomètres du bassin.

Les niveaux piézométriques sont mesurés avec une sonde manuelle à chaque passage sur le site, soit en moyenne deux fois par mois jusque juin 2004, puis tous les mois.

Depuis la réalisation et l'équipement des piézomètres, les niveaux enregistrés indiquent une remontée plus ou moins forte jusqu'à mai à septembre 2003 suivant le piézomètre considéré suivi d'une décroissance (Illustration 6). La remontée est liée au

caractère excédentaire des pluies pendant les années 1999, 2000 et 2001. La décroissance des niveaux piézométriques vient en réponse aux années déficitaires 2003, 2004 et début 2005.

Aucun piézomètre ne met en évidence de façon nette des fluctuations saisonnières. Au cours d'une année, il n'est pas possible de distinguer clairement une période de hautes eaux et de basses eaux même si sur certains piézomètres (PZ5, 8 et 6), des variations intra-annuelles sont visibles.

L'allure des courbes piézométriques (peu de variabilité intra-annuelle et décroissance du niveau piézométrique intervenant plusieurs mois après l'apparition du déficit pluviométrique) souligne le fort pouvoir tampon du système hydrogéologique qui est capable d'atténuer fortement les effets des variations climatiques. La zone non saturée, constituée par les calcaires lutétiens, pourrait donc avoir un fort rôle de stockage.

Sur la période allant de février 2001 à octobre 2005, les piézomètres présentant les plus importantes amplitudes de variations (de l'ordre du mètre cinquante) sont les piézomètres situés dans la partie amont du bassin (PZ2 et 3), alors que les piézomètres les plus à l'aval (PZ4 et PZ7) montrent une augmentation d'environ seulement 20 cm entre les niveaux le plus bas et le plus haut enregistrés.

L'illustration 7 présente les chroniques en atrazine et DEA observées dans les sept piézomètres ainsi que le niveau piézométrique. Les données sont mensuelles de mars 2001 à juin 2004 puis les analyses sont effectuées tous les deux mois. Les teneurs sont fortement variables d'un piézomètre à l'autre (atteignant par exemple 2 µg/L en DEA dans le PZ8, alors que cette molécule n'est détectée que rarement à l'état de traces dans PZ4), mais aussi pour un piézomètre donné (il existe par exemple un facteur 4 entre les plus fortes et les plus faibles teneurs en DEA observées pour PZ8).

Pour un piézomètre donné, il semble qu'il n'y a pas de corrélation évidente entre la variation du niveau piézométrique et les variations de concentration en atrazine et/ou DEA. La grande tendance observée pour les variations de niveau piézométrique (augmentation puis diminution depuis environ la fin 2003) ne se marque pas non plus clairement sur l'évolution des concentrations. Sur certains piézomètres, cette décroissance de la piézométrie semble toutefois s'accompagner d'une augmentation des teneurs en DEA (PZ2, 3, 4 et 8). Cette observation reste à confirmer.

Les pics de concentration observés ne sont pas liés à des apports récents d'atrazine, puisque cette molécule a été utilisée pour la dernière fois en avril 1999. L'hypothèse d'un stock dans le sol et/ou la zone non saturée qui est remobilisé doit donc être envisagée.

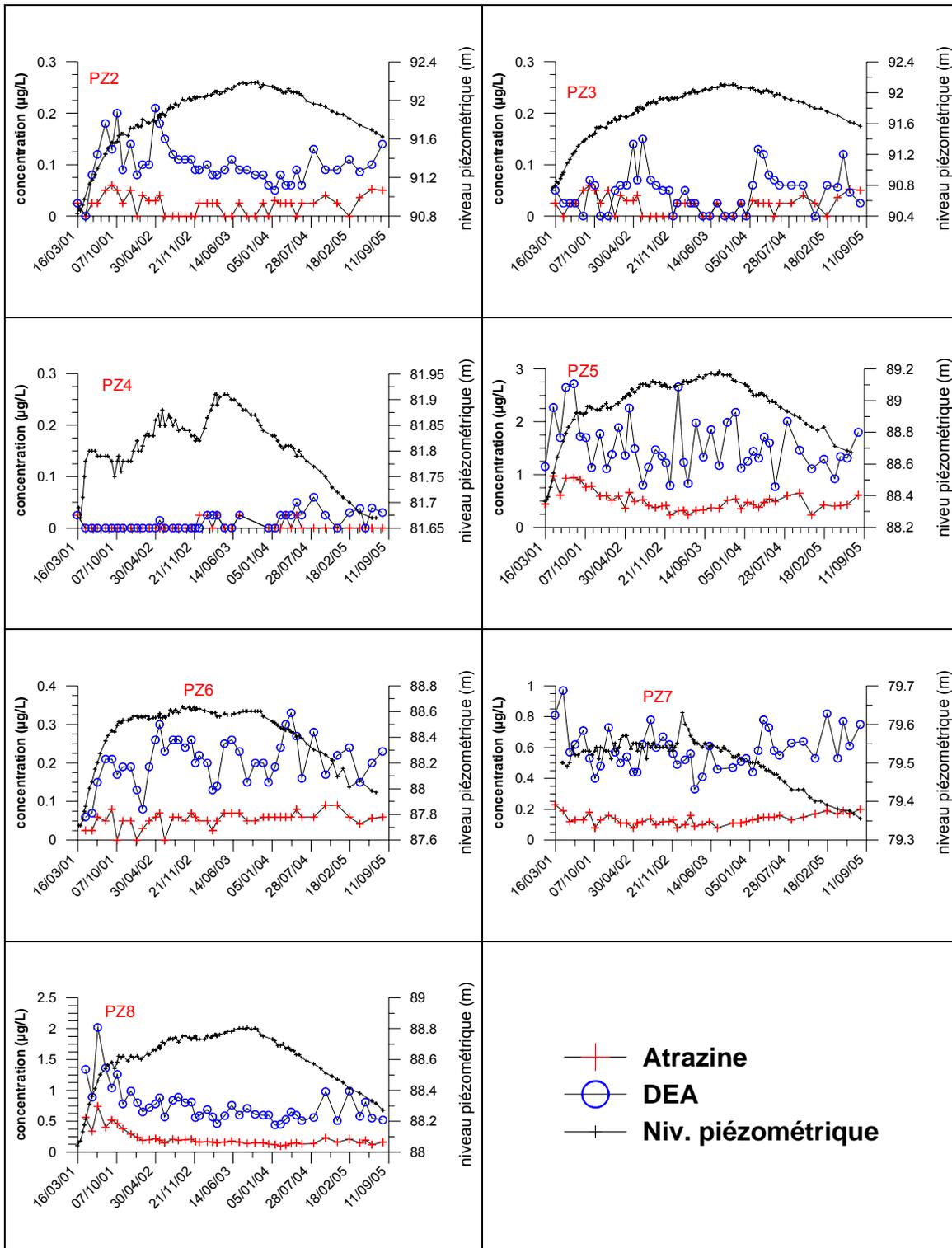


Illustration 7 - Teneurs en atrazine et dééthylatrazine (DEA) mesurées dans les piézomètres (mars 2001 à octobre 2005 - attention aux échelles).

Pour tous les piézomètres, les teneurs en DEA sont supérieures (voire égales) aux teneurs en atrazine. Cela peut être la répercussion de l'absence de nouvel apport en atrazine.

Concernant les urées substituées recherchées (isoproturon, monométhylisoproturon, didesméthylisoproturon et chlortoluron), seul le piézomètre 5 présente une contamination presque systématique en isoproturon. Les dérivés de l'isoproturon n'ont jamais été détectés dans aucun des piézomètres. L'isoproturon a été détecté dans les piézomètres 8 et 7 en mars et avril 2001, en décembre 2002 pour PZ2, en mars 2001 pour PZ3 et en février 2003 pour PZ6. Le chlortoluron a été dosé dans les piézomètres 2 et 3 lors du premier échantillonnage (mars 2001) et une fois dans le piézomètre 5 en novembre 2003.

L'illustration 8 montre l'évolution des teneurs en isoproturon dans le piézomètre 5 de mars 2001 à décembre 2004. La présence presque systématique d'isoproturon dans le PZ5, à des teneurs de l'ordre de 0,1 µg/L, est un fait assez étonnant puisque les urées sont réputées n'être mobilisables que pendant une courte période (de quelques semaines à quelques mois) après l'application (Baran, 1999). Cela pourrait être le signe d'une très faible dégradation de cette molécule dans la zone non saturée et la zone saturée conjuguée à un faible renouvellement de l'eau dans ce piézomètre.

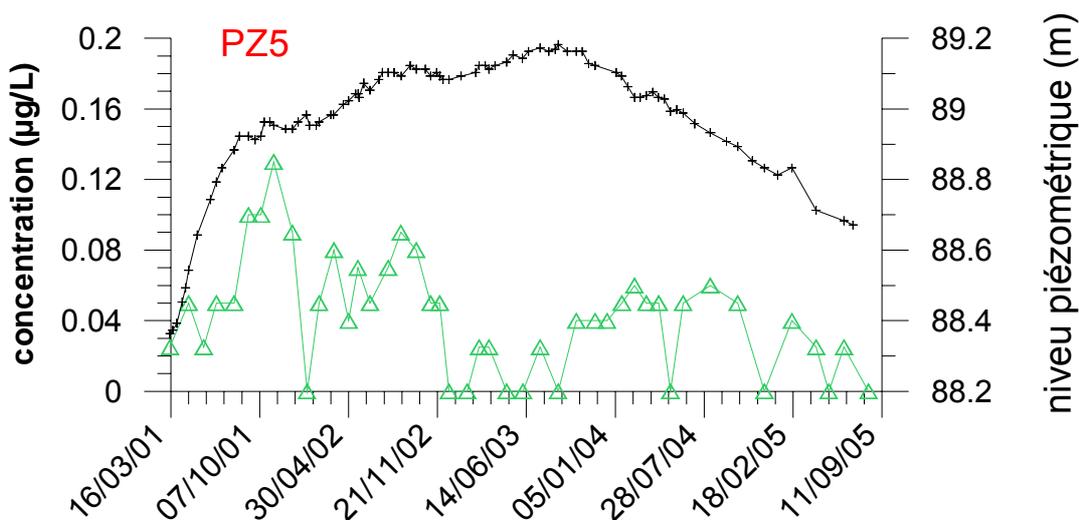


Illustration 8 - Teneurs en isoproturon dans le piézomètre 5 (mars 2001 à octobre 2005).

Les anions et cations majeurs (chlorure, sulfate, nitrate, calcium, magnésium, sodium, carbonate, bicarbonate, potassium, orthophosphate) sont analysés en complément des phytosanitaires. L'illustration 9 montre l'évolution des teneurs en nitrate et chlorure pour chacun des piézomètres.

Comme pour les phytosanitaires, les résultats obtenus dans les différents piézomètres sont très hétérogènes. Les concentrations en nitrate observées vont de moins de 10 à environ 130 mg/L (PZ4 et PZ5 respectivement), les teneurs en chlorure variant de 10 à presque 45 mg/L (PZ4 et PZ5 respectivement).

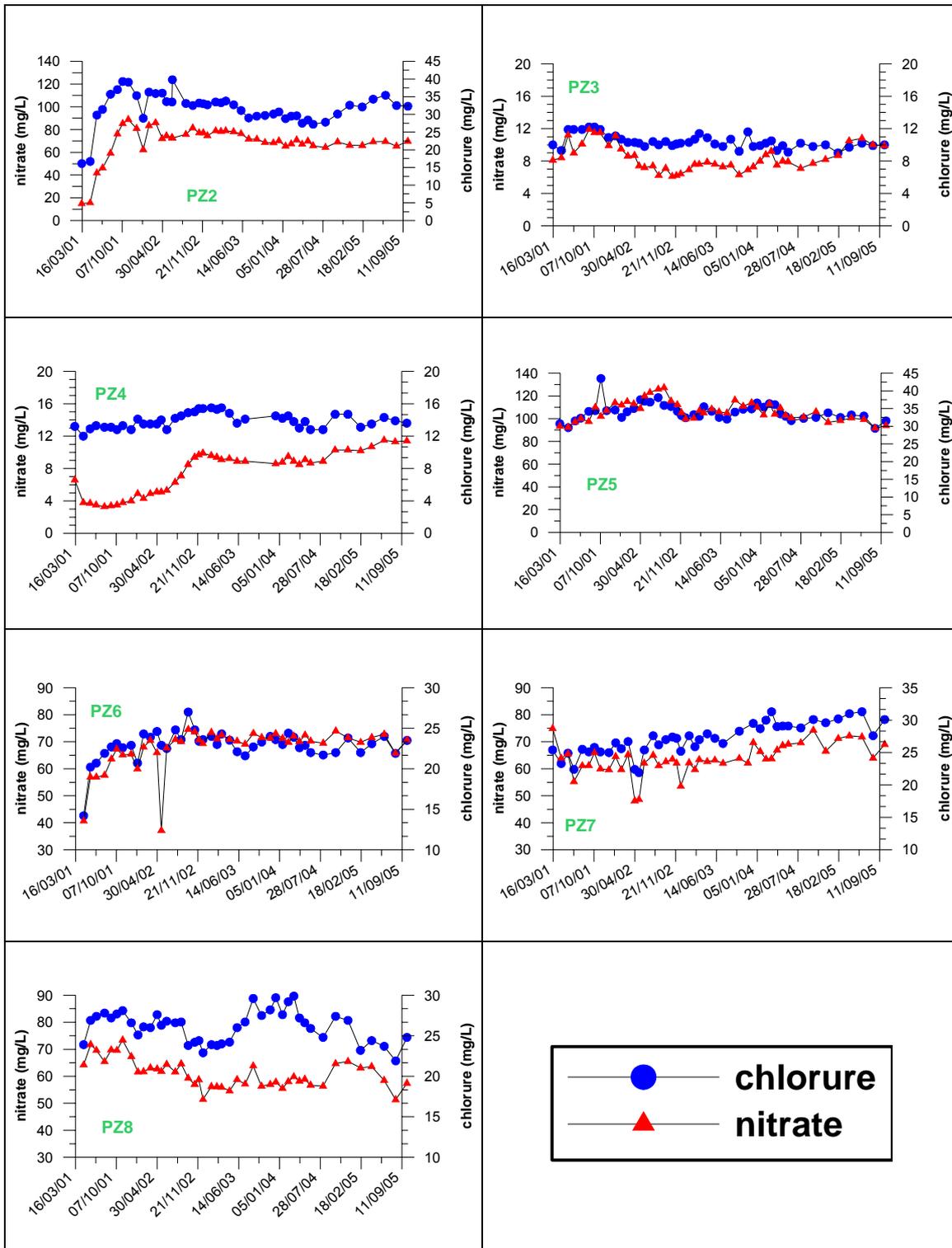


Illustration 9 - Évolution temporelle des teneurs en chlorure et nitrate dans chaque piézomètre (mars 2001 à octobre 2005).

Comme pour les phytosanitaires, le piézomètre 4 se distingue par une très faible contamination, notamment en nitrate. Bien que les concentrations en nitrate augmentent légèrement au cours du temps, celles-ci restent inférieures à 10 mg/L. Il convient de rappeler que ce piézomètre se trouve dans une parcelle cultivée. De la même manière, le piézomètre 3 situé dans une parcelle de grande culture présente des teneurs en nitrate faibles (de l'ordre de 12 mg/L). Le piézomètre 3 présente également des teneurs en chlorure faibles.

Pour les autres piézomètres, il est difficile de décrire une tendance générale ; les teneurs restent du même ordre de grandeur au cours des 55 mois de suivi pour un piézomètre donné même si quelques pics sont plus ou moins remarquables, comparativement à la gamme de valeurs enregistrées pour l'ensemble des piézomètres. Les plus fortes augmentations ont été enregistrées au début du suivi pour les piézomètres 2 et 6. Ces augmentations pourraient être liées à un artéfact résultant de la réalisation des piézomètres.

En effet, lors de la foration des piézomètres, des boues de polymère ont été utilisées et il est possible que malgré le soufflage effectué à la fin des travaux d'équipement, ce piézomètre ait été mal développé. Il aurait alors fallu quelques mois pour que cette boue se dégrade et pour arriver à effectuer des prélèvements représentatifs de la nappe à cet endroit.

### ***c) Diagraphies***

Au vu des différents résultats obtenus sur le bassin, l'hypothèse a été faite qu'il existe une stratification de la nappe en terme de qualité qui pourrait résulter de l'augmentation des teneurs en argile avec la profondeur des sables de Cuise.

Des profils de conductivité électrique ont été réalisés sur chacun des piézomètres le 17 novembre 2004 (Illustration 10), afin de tester cette hypothèse, au moins en termes de chimie minérale. Les paramètres (conductivité, oxygène dissous, Eh et pH) sont enregistrés en continu au fur et à mesure que la sonde multi-paramètre est descendue dans le piézomètre. Cette mesure se fait préalablement à tout pompage dans le piézomètre.

Il apparaît tout d'abord que les valeurs de conductivité électrique mesurées diffèrent assez largement d'un piézomètre à l'autre, le PZ7 ayant les valeurs les plus faibles enregistrées (environ 400 à 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et le PZ5 les teneurs les plus fortes (voisines de 850  $\mu\text{S}/\text{cm}$  – Illustration 10).

Deux grands groupes peuvent être identifiés sur la base de l'évolution du profil avec la profondeur. Le premier groupe contient PZ3, 8, 6, 2 et 5, piézomètres ne montrant pas ou peu d'évolution de la conductivité avec la profondeur. En revanche, PZ4 et PZ7 qui montrent une forte variation des valeurs de conductivité avec la profondeur constituent le deuxième groupe. La conductivité diminue avec la profondeur pour PZ7 de manière régulière pour atteindre une valeur seuil sur les 3-4 derniers mètres du forage. Dans le

cas de PZ4, à l'inverse de PZ7, les valeurs de conductivité augmentent avec la profondeur.

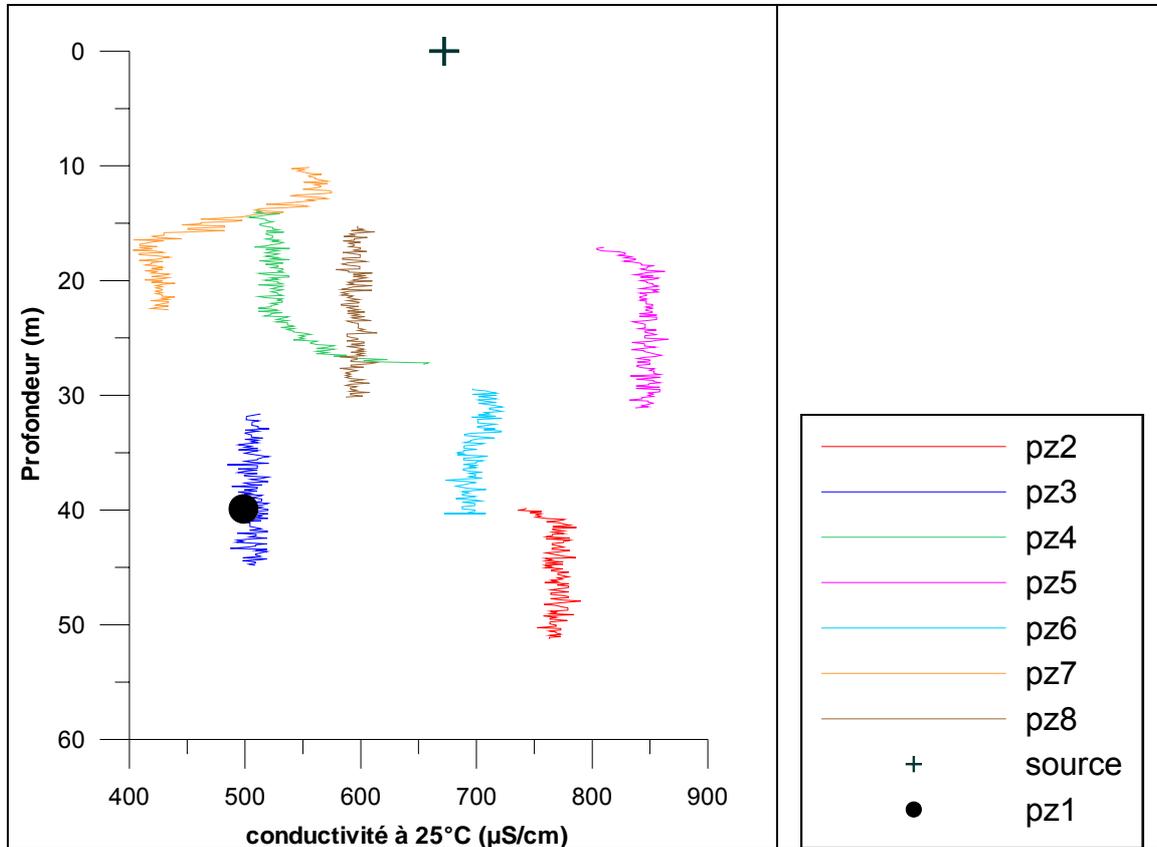


Illustration 10 - Profils de conductivité à 25 °C mesurés en continu sur toute la hauteur de la nappe pour chaque piézomètre et ponctuellement à la source (le 17/11/04).

Pour les piézomètres 4 et 7, le changement des valeurs de conductivité peut être mis en correspondance un changement majeur dans la géologie (Illustration 11).

Pour le PZ4, l'augmentation de la conductivité est liée au passage à des formations plus argileuses et silteuses à partir d'environ 25 m de profondeur. Les diagraphies effectuées les 19 juin 2002 et 24 juin 2003 montrent peu de différences avec le profil du 17 novembre 2004, signifiant ainsi une faible variabilité du profil au cours du temps et confirme l'existence de ce changement de conductivité avec la profondeur. Cette augmentation de la conductivité pourrait signifier que la formation géologique plus profonde est capable d'échanger plus d'ions que les sables et/ou que le temps de contact entre l'eau et la roche est plus long favorisant ainsi la plus grande minéralisation de l'eau. Cette hypothèse est appuyée par le fait que les pompages d'essais réalisés ont montré une diminution de la conductivité hydraulique avec la profondeur probablement liée à l'enrichissement en argile (Gutierrez, 2002).

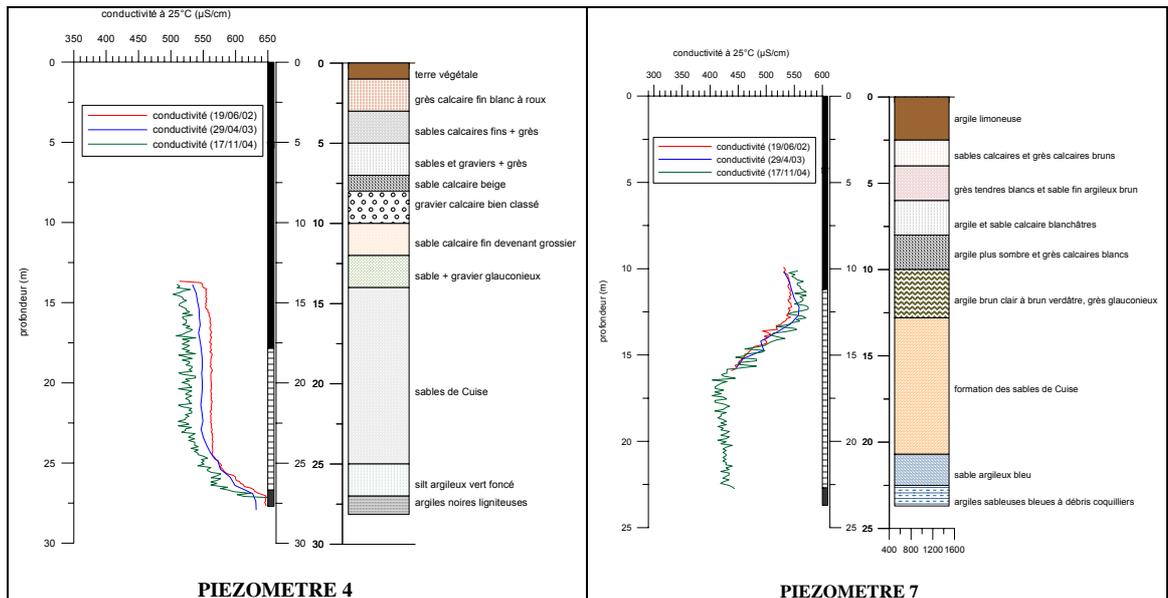


Illustration 11 - Profils de conductivité et niveaux géologiques rencontrés dans les piézomètres 4 et 7.

Pour le PZ7, les plus faibles valeurs de conductivité enregistrées en surface correspondent aux formations calcaires du Lutétien. Dans la partie basse des sables de Cuise et dans les sables plus argileux situés plus profondément, la conductivité varie peu ; elle a une valeur d'environ 420  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . La partie supérieure des sables de Cuise présente une conductivité variable qui diminue de manière régulière entre la valeur mesurée dans les calcaires et la valeur des sables. Il semble donc qu'il y ait établissement d'un équilibre chimique entre ces « deux types » d'eau.

En considérant tous les piézomètres (Illustration 10), il apparaît que la conductivité n'est pas influencée par l'épaisseur de la zone non saturée au droit du piézomètre. Par exemple, le piézomètre 5, qui a une épaisseur de zone non saturée de l'ordre de 15 m, présente les plus fortes valeurs de conductivité alors que le piézomètre 7 qui a une épaisseur de zone non saturée plus faible (environ 10 m) présente des valeurs de conductivité beaucoup plus faibles.

Sur l'illustration 10, la valeur de conductivité à la source le 17 novembre 2004 (c'est-à-dire synchrone aux profils de conductivité mesurés dans les piézomètres) est représentée par la croix noire. La valeur de conductivité mesurée (672  $\mu\text{S}/\text{Cm}$ ) se trouve dans la gamme de valeurs observées pour l'ensemble des piézomètres. Sur cette même illustration, à titre indicatif, la valeur de conductivité mesurée au niveau du piézomètre 1, un mois plus tôt que la campagne de diagraphies, est représentée par un point noir. Le PZ1 situé dans la partie amont du bassin et sous forêt donc sans apport anthropique de fertilisants peut être considéré comme un point de référence. La valeur de conductivité mesurée à PZ1 est très proche de celle mesurée au PZ3, piézomètre situé à 450 m à l'aval de PZ1 (dont 300 m encore sous forêt).

La source apparaît donc bien comme un point intégrateur de toutes les observations réalisées sur le bassin.

La conductivité est fortement corrélée à la concentration en nitrate (Illustration 12). Le piézomètre 1 représente le point de référence – hors actions anthropiques ; le PZ5 correspond au point le plus riche en nitrate et la plus forte valeur de conductivité (avec PZ2). La source se trouve sur la droite reliant ces deux pôles.

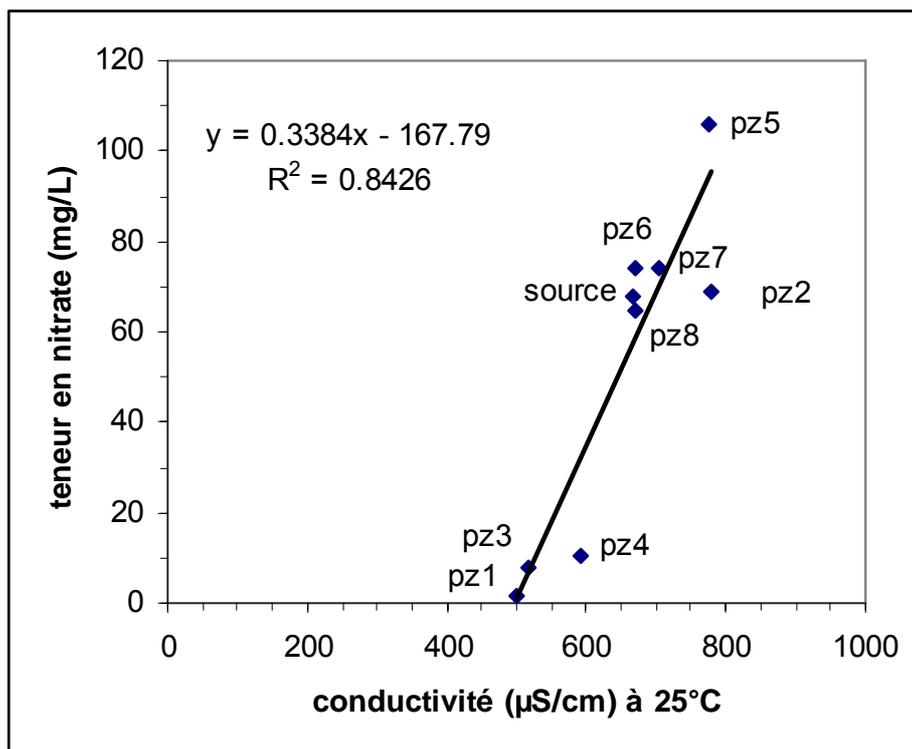


Illustration 12 - Corrélation entre la conductivité et la concentration en nitrate mesurée dans chaque piézomètre et à la source le 12/10/2004.

## 2.2. MESURES GÉOPHYSIQUES

Après les campagnes de forages de l'hiver 2000-2001, puis de novembre 2002, la connaissance de la structure du bassin versant de Montreuil-sur-Epte s'est affinée. Les failles qui recoupent le secteur du NW au SE (identifiées par R. Wyns en 2001) sont alors clairement mises en évidence par un décalage de quelques mètres dans les séries tertiaires, au centre même du bassin.

L'impact de ces structures sur le comportement hydrodynamique de la zone saturée comme de la zone non saturée apparaît alors probable. Dans le but de préciser la géométrie de ces failles et la structure conséquente du bassin, une reconnaissance géophysique par panneaux électriques a été réalisée en deux phases.

Une première phase a été réalisée en octobre 2003 dans le but de préciser la localisation de la faille la plus à l'ouest du bassin. Une deuxième phase est apparue nécessaire pour compléter les résultats de la première campagne. Elle a eu lieu en octobre 2004. Les nouveaux profils prolongent vers l'est les profils antérieurs et un profil complémentaire (P7) est sécant avec les précédents. Le plan de localisation de l'ensemble des profils est présenté sur l'illustration 13.

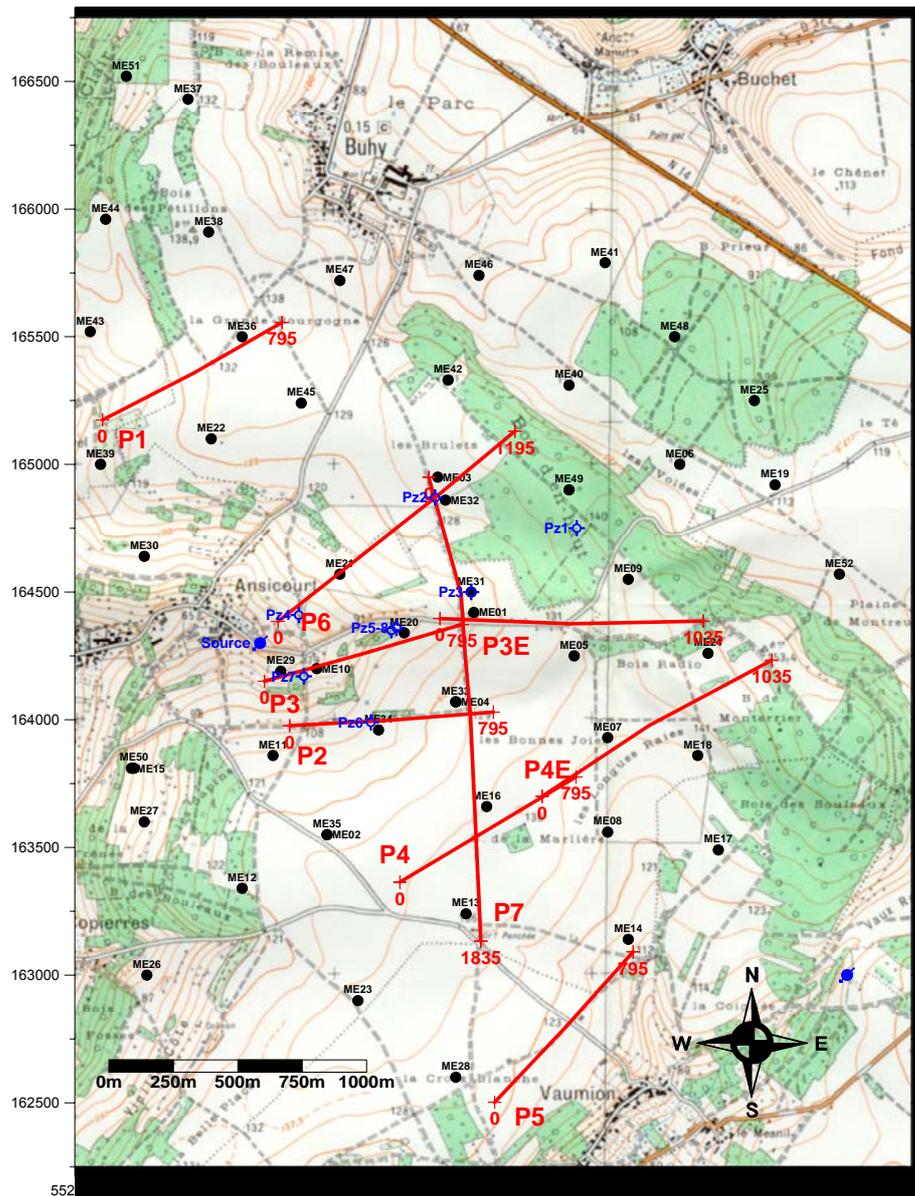


Illustration 13 - Localisation des profils électriques de la première campagne (octobre 2003).

L'interprétation des résultats n'est pas encore définitive. Des éléments de réflexion sont donnés dans le paragraphe 3.1.3.c.

## 2.3. MODÉLISATION DU TRANSFERT D'EAU ET DU TRANSPORT DE PHYTOSANITAIRES

### 2.3.1. Introduction

La modélisation de l'aquifère du site de Montreuil-sur-Epte vise à la fois les écoulements d'eau et le transport de pesticides, en particulier l'acétochlore, depuis la surface du sol jusqu'à la source. La partie « transport » dépend des écoulements au sein du système et nécessite donc qu'une première phase soit consacrée à la constitution et au calage hydrodynamique du modèle. C'est essentiellement cette première phase qui a pu être réalisée.

Un modèle théorique a été élaboré à partir des mesures de terrain, puis son comportement a été comparé à celui observé dans la réalité, et enfin certaines de ses caractéristiques (dans des limites compatibles avec les incertitudes sur les données) ont été adaptées pour en améliorer la capacité à restituer les observations. La recherche du modèle optimum se fait par essais et erreurs, car la caractérisation initiale des paramètres hydrodynamiques est basée sur un nombre limité de mesures de terrain. Les temps de calcul dépendent de la complexité du modèle et peuvent être de l'ordre de la journée, voire de la semaine, dans le cas du modèle en trois dimensions avec prise en compte de la zone non saturée. Une première approche en une ou deux dimensions permet de réduire fortement les temps de calcul et donc de multiplier le nombre d'essais de calage. L'outil utilisé pour tous ces travaux est le code MARTHE dans sa version 6.5.

Le travail de modélisation effectué peut être découpé en trois parties :

- la modélisation unidimensionnelle (1D) de colonnes de sol du bassin versant en prenant en compte les paramètres des horizons pédologiques. Il s'agit de faire varier les différents paramètres de la simulation, notamment la profondeur de la colonne, la finesse du maillage, l'influence des paramètres de sol et des paramètres culturaux, dans le but de caler les simulations sur les mesures réelles effectuées en plein champ lors du suivi parcellaire. L'objectif est aussi de simplifier au maximum les paramètres à prendre en compte en vue de la modélisation tridimensionnelle plus complexe. La première étape consiste à régler les paramètres hydrodynamiques et hydrodispersifs à l'aide d'une part des teneurs en eau mesurées dans les échantillons de sols et sur des cuttings de forage, et d'autre part des concentrations en bromure (traceur conservatif) mesurées dans les sols et les cuttings 926 jours après l'application de bromure à la surface du sol. La seconde étape consiste à calibrer les paramètres du transport à l'aide des mesures sur le transfert de l'acétochlore réalisées en conditions naturelles ;
- la modélisation bidimensionnelle (2D) prend en considération l'ensemble du bassin versant. Cette étape se divise en deux parties :
  - la modélisation d'un modèle plan, d'abord du bassin versant de la source des Brévilles défini par le modèle conceptuel (Gutierrez *et al.*, 2003), puis sur un domaine plus vaste défini par l'affleurement de la couche aquifère. Le but est de caler la perméabilité et l'emmagasinement dans la zone saturée,

- la modélisation en coupe « verticale » de la zone non saturée sur une tranche de 50 m comprenant l'exutoire. L'objectif est d'étudier l'influence des paramètres de la zone non saturée sur les écoulements et l'inertie de la nappe ;
- la modélisation tridimensionnelle (3D) des écoulements, et objectif ultime, des transferts de pesticides sur le bassin versant. Des problèmes non résolus lors de la mise en œuvre du modèle 3D ont toutefois empêché son utilisation pour l'hydrodynamique et *a fortiori* pour le transport de phytosanitaires.

### 2.3.2. Le code MARTHE

#### a) Principe de la modélisation avec MARTHE

MARTHE (Modélisation d'Aquifère par un maillage Rectangulaire en Régime Transitoire pour le calcul Hydrodynamique des Ecoulements) est un code de calcul destiné à modéliser les écoulements souterrains. Il est développé par le BRGM (Thiéry, 1990, 1993, 1995) depuis une vingtaine d'années. Il permet une modélisation tridimensionnelle de nappes captives ou libres en régime d'écoulement permanent (équilibre des flux d'eau en entrées et sorties) ou transitoire (constitutions de stocks d'eau en année excédentaire et vidanges en année sèche).

MARTHE est classiquement utilisé pour modéliser le comportement hydrodynamique de l'aquifère en zone saturée. Il est également utilisé dans cette étude pour simuler le transport des pesticides depuis la surface du sol, à travers la zone non saturée et dans la nappe, avec prise en compte de la croissance des plantes sur le sol. Ces possibilités résultent de développements récents sur l'outil (Thiéry, 2004a ; Thiéry 2004b ; Thiéry *et al.*, 2004) dans le cadre du projet PEGASE (Mouvet *et al.*, 2004). L'utilisation d'un même modèle, pour simuler le transfert de pesticides aux différentes échelles du sol au bassin versant, est innovante et constitue un « challenge » dont les travaux présentés ici ne sont qu'une première étape.

La modélisation se base sur la numérisation de différentes équations (Banton *et al.*, 1997) : l'équation de diffusivité (ou celle de Richards dans le cas de la zone non saturée), couplée avec l'équation généralisée de la dispersion dans le cas de transport de polluants.

Pour résoudre ces équations et représenter les hétérogénéités du milieu, MARTHE utilise la méthode des différences finies. Les paramètres intrinsèques du milieu et les contraintes appliquées sont distribuées dans l'espace en discrétisant le domaine, c'est-à-dire en le découpant en un maillage carré ou rectangulaire en 2 dimensions (cubique ou parallélépipédique en 3 dimensions). Les caractéristiques de chaque maille sont définies en leur centre. Pour une maille  $i$  donnée, on peut définir, entre autres paramètres, une charge hydraulique  $H_i$ , une transmissivité  $T_i$ , un débit prélevé ou injecté  $Q_i$ , ainsi qu'un emmagasinement  $S_i$ .

Ainsi l'équation de diffusivité discrétisée en 3D, telle qu'elle est utilisée dans MARTHE, peut s'écrire sous la forme (Thiéry, 1990, 1993, 1995) :

$$\sum_{i=1}^6 T_i \cdot [H_i - H(t)] + Q + RECH \cdot SURF = S \cdot SURF \cdot \frac{H(t) - H(t - dt)}{dt} \quad (1)$$

où  $T_i$  : transmissivité entre la maille de calcul et une maille voisine  $i$ ,  
 $H_i$  : charge d'une maille voisine à la date  $t$ ,  
 $H(t)$  : charge de la maille de calcul à la date  $t$ ,  
 $Q$  : débit prélevé ou injecté,  
 $RECH$  : flux de recharge et de surplus d'irrigation,  
 $SURF$  : surface horizontale de la maille,  
 $S$  : coefficient d'emmagasinement.

Il est possible de déterminer  $H(t)$  à partir de (1). Il faut alors se donner des conditions aux limites et un jeu de données correspondant à une situation de départ afin de pouvoir initier le calcul. Celui-ci procède par itérations jusqu'à déterminer le champ des charges  $H$  qui vérifient l'équation. Il existe plusieurs méthodes itératives pour résoudre numériquement ce calcul. Celle utilisée dans MARTHE pour cette étude est la méthode des gradients conjugués.

### **b) Prise en compte de la zone non saturée**

MARTHE est un modèle permettant de coupler le calcul des écoulements dans la zone non saturée (ZNS) et ceux dans la zone saturée (ZS). Cette approche de modélisation intégrée est indispensable pour simuler la migration d'un polluant à travers un milieu à saturation variable. Alors que les approches classiques considèrent et simulent la pollution dès lors que le polluant a atteint la nappe, l'approche intégrée utilisée a pour objectif de quantifier l'impact de la contamination depuis son application à la surface du sol.

Dans la partie non saturée de l'aquifère, l'équation résolue par MARTHE est celle de Richards. La perméabilité, la saturation et la pression (ou la charge) dans la ZNS sont liées par des relations d'interdépendance appelées loi de rétention (relation entre la charge et la saturation) et loi de perméabilité (qui exprime la décroissance d'allure exponentielle de la perméabilité lorsque la saturation diminue). Le logiciel permet de choisir parmi plusieurs lois théoriques, dont les lois de Van Genuchten, possédant chacune un nombre réduit de paramètres.

Le modèle de Van Genuchten (1980) donne une approximation de la courbe de rétention  $h(\theta)$  qui exprime la succion (ou pression)  $h$  en fonction de la teneur en eau. Cette relation peut s'écrire sous la forme :

$$S_e = \left[ \frac{1}{1 + (\alpha |h|)^n} \right]^m \quad (2)$$

où  $S_e$  : saturation effective  $S_e = (\theta - \theta_r) / (\theta_s - \theta_r)$ ,  
 $\alpha$  : paramètre empirique [m],  
 $n$  : paramètre empirique supérieur à 1 [-],  
 $m = 1 - (1/n)$ , paramètre empirique [-].

Le modèle de Mualem (1976), modifié par Van Genuchten (1980), permet de décrire la courbe de conductivité hydraulique  $K(\theta)$  qui exprime la variation du coefficient perméabilité en fonction de la teneur en eau :

$$K(\theta) = K_s \cdot S_e^l \left[ 1 - \left[ 1 - S_e^{(1/m)} \right]^m \right]^2 \quad (3)$$

où  $K(\theta)$  : perméabilité [ $LT^{-1}$ ],  
 $K_s$  : perméabilité à saturation [ $LT^{-1}$ ],  
 $l$  : coefficient de connexion des pores, égal à 0,5,  
 $m = 1-1/n$  (avec  $n$  déterminé par la courbe de rétention hydrique).

Ces deux relations permettent de calculer en tout point la teneur en eau, la pression et la perméabilité à partir de l'un de ces trois paramètres. Le modèle mathématique qui calcule une pression d'eau en tout point de l'espace dérive les propriétés hydrauliques du milieu en fonction de la teneur en eau correspondant à cette pression. Le procédé est itératif.

D'autres aspects peu courants en hydrogéologie sont mis en œuvre dans le cadre de cette étude. Ils concernent la prise en compte du transport de pesticides et de la croissance des plantes.

### **c) La modélisation du transport des pesticides avec MARTHE**

Les pesticides présentent plusieurs spécificités par rapport à d'autres solutés. D'une part, ils peuvent être retenus par le matériau qu'ils traversent, et d'autre part ils ont la faculté de se dégrader. La modélisation de ces phénomènes complexes est forcément simplificatrice.

#### **• La sorption**

La sorption (rétention) des pesticides peut être considérée dans le modèle de trois façons :

- par un isotherme linéaire ;
- par l'isotherme de Langmuir ;
- par l'isotherme de Freundlich.

Dans les simulations réalisées en 2003-2004, l'avancement de la modélisation n'a pas permis de tirer parti des deux derniers isothermes dont la mise en œuvre récente dans le logiciel est décrite dans Thiéry *et al.* (2004). L'adsorption<sup>1</sup> est donc linéaire, c'est-à-

<sup>1</sup> Par rapport à la sorption qui a un sens plus général de rétention physicochimique, l'adsorption concerne les mécanismes électrostatiques ou les réactions de complexation entre la surface du grain (support solide) et le soluté. En pratique cependant (modélisation), l'adsorption est prise dans une acception beaucoup plus large et a le sens d'une rétention sur la phase solide, quelque soit son origine (physique, chimique ou biologique).

dire que la quantité ( $q_a$ ) de soluté adsorbée à l'équilibre sur la surface du grain est proportionnelle à la concentration dans la phase liquide  $C_e$ .

$$Q_a = K_d \cdot C_e \quad (4)$$

$K_d$  (en l/kg) est le coefficient de partage entre la phase liquide et la phase solide. Il correspond au produit  $K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$ , dans lequel :

- $K_{oc}$  définit (en l/kg) l'adsorption du pesticide par la matière organique. Plus il est élevé, plus l'adsorption est importante. Des mesures de  $K_{oc}$  ont été réalisées sur les horizons des sols modélisés ;
- $f_{oc}$  est la fraction de carbone organique mesurée dans le sol (en %).

Pour simplifier le calcul, MARTHE introduit la notion de coefficient de partage volumique (Rho- $K_d$ ), produit du  $K_d$  par la densité sèche du sol. Rho- $K_d$  peut être exprimé en %.

#### • La biodégradation des pesticides

Les molécules de produits phytosanitaires sont partiellement ou totalement dégradées, essentiellement par la microflore du sol, avec des performances qui dépendent de l'environnement. La température et la teneur en eau apparaissent comme des facteurs environnementaux déterminants, que MARTHE permet de considérer, séparément ou de manière concomitante. Pour cela, le code introduit un facteur de correction du coefficient de dégradation  $\lambda$  déterminé pour une température et une teneur en eau de référence (respectivement  $T_{REF}$  et  $\theta_{REF}$ ) :

$$\lambda(T, \theta) = \lambda(T_{REF}, \theta_{REF}) \cdot F(T) \cdot F(\theta) \quad (5)$$

où  $\lambda(T_{REF}, \theta_{REF}) = \ln(2)/DT50 [T-1]$  (6)

avec DT50 : demi-vie du composant, évaluée en laboratoire à différentes températures sur des échantillons de sol,

F(T) : fonction de correction de la température,

F( $\theta$ ) : fonction de correction de la teneur en eau.

MARTHE intègre cinq schémas qui permettent de modéliser les fonctions de correction F(T) et F( $\theta$ ). Ils portent le nom des programmes, développés essentiellement par des chercheurs du domaine des sciences du sol et de l'agronomie, dont ces schémas sont issus (LEACHP, PELMO, AGRIFLUX, MACRO, et WAVE). Plusieurs de ces schémas ont été utilisés et comparés dans les travaux de modélisation réalisés sur le site de Montreuil-sur-Epte.

MARTHE permet en outre de simuler la dégradation séquentielle d'un produit #1 en produit #2, ce produit #2 pouvant donner lieu à un produit de troisième génération et ainsi de suite. Chaque produit généré possède son propre facteur de dégradation ainsi qu'un facteur de retard. Chaque produit de la séquence ne peut être dégradé en plus d'un élément « fils ». Cette propriété n'a pas été utilisée dans le cadre de cette étude.

#### **d) La prise en compte des cultures dans MARTHE**

La végétation qui se développe peut avoir un effet non négligeable sur le flux de l'eau dans le sol et donc sur la migration des pesticides. La transpiration des plantes, ainsi que le prélèvement de l'eau ou des solutés par les racines, sont les deux principaux phénomènes considérés.

##### **• Transpiration des plantes et évaporation de l'eau du sol**

L'évaporation de l'eau et la transpiration des plantes sont classiquement représentés par l'évapotranspiration potentielle ( $ETP_0$ ) calculée à partir de paramètres climatiques. L'évapotranspiration potentielle de référence utilisée dans les calculs présentés est obtenue à partir des paramètres mesurés à la station météorologique d'Evreux par la formule de Penman. Elle correspond à l'évapotranspiration d'un gazon.

Le type de végétation présent sur le bassin modélisé est pris en compte par l'intermédiaire d'un coefficient correcteur du flux d'évapotranspiration  $ETP_0$  pour chaque type de culture, noté  $K_c$ , qui reste constant tout au long de la période de culture. Ce coefficient, dit « coefficient cultural », permet de calculer un potentiel de transpiration, noté  $ETP_m$  :

$$ETP_m = K_c \cdot ETP_0 \quad (7)$$

L'introduction du coefficient de culture permet de prendre en compte l'hétérogénéité de l'évapotranspiration liée à l'occupation du sol, mais le coefficient cultural, constant dans le temps, ne permet pas de considérer l'influence du développement de la plante sur sa transpiration.

MARTHE intègre à son code de calcul trois schémas (LEACHP, MACRO et AGRIFLUX) qui permettent de tenir compte du développement de la végétation. Les trois modèles ont en commun de paramétrer un cycle de culture selon trois stades : la germination, la maturité et la récolte.

Les schémas LEACHP et MACRO relient la transpiration des cultures à leur développement foliaire. Chacun des modèles propose alors un coefficient d'ajustement à appliquer à  $ETP_m$ , permettant d'affiner le potentiel d'évapotranspiration tout en caractérisant l'évaporation de l'eau du sol :

$$Pot\_Transpi = ETP_m \cdot Coeff \quad (8)$$

$$Evaporation = ETP_m \cdot (1 - Coeff) \quad (9)$$

où Pot\_Transpi : potentiel de transpiration,  
 Evaporation : évaporation de l'eau provenant du sol,  
 Coeff : coefficient d'ajustement propre à chaque modèle (LEACHP ou MACRO),  
 $ETP_m$  : évapotranspiration calculée par MARTHE.

Le schéma AGRIFLUX définit l'évapotranspiration directement à partir du besoin total en eau des cultures. La répartition selon une loi normale de ces besoins permet de

définir la transpiration foliaire au cours du cycle. L'écart entre cette transpiration et celle calculée par MARTHE ( $ETP_m$ ) définit alors l'évaporation de l'eau du sol :

$$\text{Evaporation} = \text{Max} [ETP_m - \text{Transpir}, 0] \quad (10)$$

où Evaporation : évaporation de l'eau du sol,  
Transpir : transpiration foliaire calculée à partir de la répartition normale du besoin total en eau des cultures,  
 $ETP_m$  : évapotranspiration calculée par MARTHE.

#### • Le stress hydrique

La transpiration des plantes est également conditionnée par l'état hydrique du sol autour des racines. Un état de stress hydrique peut limiter la transpiration (potentielle) quand le sol est trop sec (ou trop humide). Cet état de stress contribue à obtenir au total une évapotranspiration réelle inférieure à  $ETP_m$ .

Les modèles de prise en compte du stress hydrique intégrés à MARTHE (SWAP et MACRO) tiennent compte du potentiel de succion pour ajuster la transpiration des plantes au stress hydrique. Il s'agit alors de définir pour la plante un potentiel de succion maximum et minimum, ainsi qu'un point de flétrissement, afin de déterminer un « facteur de stress » qui affectera la quantité d'eau transpirée par la plante.

#### • Prélèvement d'eau dans la zone racinaire

L'évapotranspiration calculée est d'ordinaire appliquée à la surface du modèle. L'approche de la modélisation des produits phytosanitaires choisie dans le cadre de cette étude nécessite une discrétisation fine des premières dizaines de centimètres de sol. Dans cet espace qui correspond à la zone racinaire, la présence des racines joue un rôle sur les flux et les temps de résidence de l'eau. Certaines des modélisations réalisées exploreront l'influence de cette prise en compte.

#### • Prélèvement de masse par la plante

La plante qui consomme l'eau du sol ne prélève pas de l'eau « pure » contrairement à l'évaporation. La quantité de produit que les racines sont susceptibles de prélever est déterminée dans le code MARTHE par

$$Q_{\text{mass}} = fc \cdot \text{Prélè} \cdot \text{Conc} \quad (11)$$

avec  $Q_{\text{mass}}$  = débit massique,  
 $fc$  = coefficient variant entre 0 et 1,  $fc$  dépend du produit phytosanitaire considéré,  
Prélè = quantité d'eau prélevée par la plante,  
Conc. = concentration du soluté.

### e) Conclusion

La modélisation numérique de la migration des pesticides dans le sol a fait l'objet de nombreux travaux, les modèles utilisés étant généralement spécifiques du sol.

L'approche de modélisation choisie ici s'intéresse à un système hydrogéologique complet, le bassin versant hydrogéologique et se propose de modéliser l'ensemble des phénomènes mis en jeu, depuis les premiers centimètres de sol jusqu'à l'exutoire du bassin (la source) des Brévilles.

Le code MARTHE a été adapté récemment à un tel objectif : déjà intégrateur des écoulements et du transport en milieu saturé et non saturé, il a été doté de nouvelles fonctions pour lui permettre de considérer la spécificité des produits phytosanitaires et l'impact de la croissance des plantes.

Les simulations réalisées bénéficient de ces ajouts et les explorent. L'exercice est délicat en raison du grand nombre de nouveaux paramètres à évaluer et renseigner dans le modèle. Pour cette raison, la modélisation se fait par étape progressive, en considérant successivement :

- les écoulements dans la zone saturée sur l'ensemble du bassin ;
- les écoulements dans la zone non saturée sur une colonne de terrain ;
- le transport dans la zone non saturée sur une colonne de terrain ;
- les écoulements dans la zone non saturée et la zone saturée sur une coupe (en 2D) à travers le bassin.

Les travaux de modélisation n'ont pas été au-delà dans le cadre de cette étude. Bien qu'un modèle en 3 dimensions comprenant 12 couches ait été construit, les temps de calculs se sont avérés très longs et le calage des paramètres fastidieux. Ces raisons ont motivé les nombreux essais réalisés en 1D et 2D vertical.

### **2.3.3. Modèle 2D horizontal**

Le modèle bidimensionnel monocouche du bassin versant permet, pour les écoulements en milieu saturé, de vérifier la cohérence des paramètres principaux (recharge globale, perméabilité de l'aquifère), mesurés ou estimés à partir des observations de terrain, et de contrôler la géométrie du système.

#### **a) Le modèle**

Le maillage du bassin versant a été créé à l'aide du pré-processeur WinMarthe (Thiéry, 2002). Ses limites sont celles définies dans le modèle conceptuel (Gutierrez *et al.*, 2003) et l'exutoire correspond à la station de jaugeage de Montreuil-sur-Epte. Les fichiers MARTHE des cotes topographiques et du substratum ont été constitués en important les données interpolées avec le logiciel Surfer®.

Le maillage obtenu comporte 1 035 mailles de calcul, ce qui représente un bassin versant d'environ 2,6 km<sup>2</sup> (Illustration 14).

Les conditions aux limites sont des conditions de flux nul et les conditions initiales de charge correspondent à une carte piézométrique réalisée à partir des niveaux relevés dans les piézomètres au début de l'année 2000 (PZ2 à PZ8).

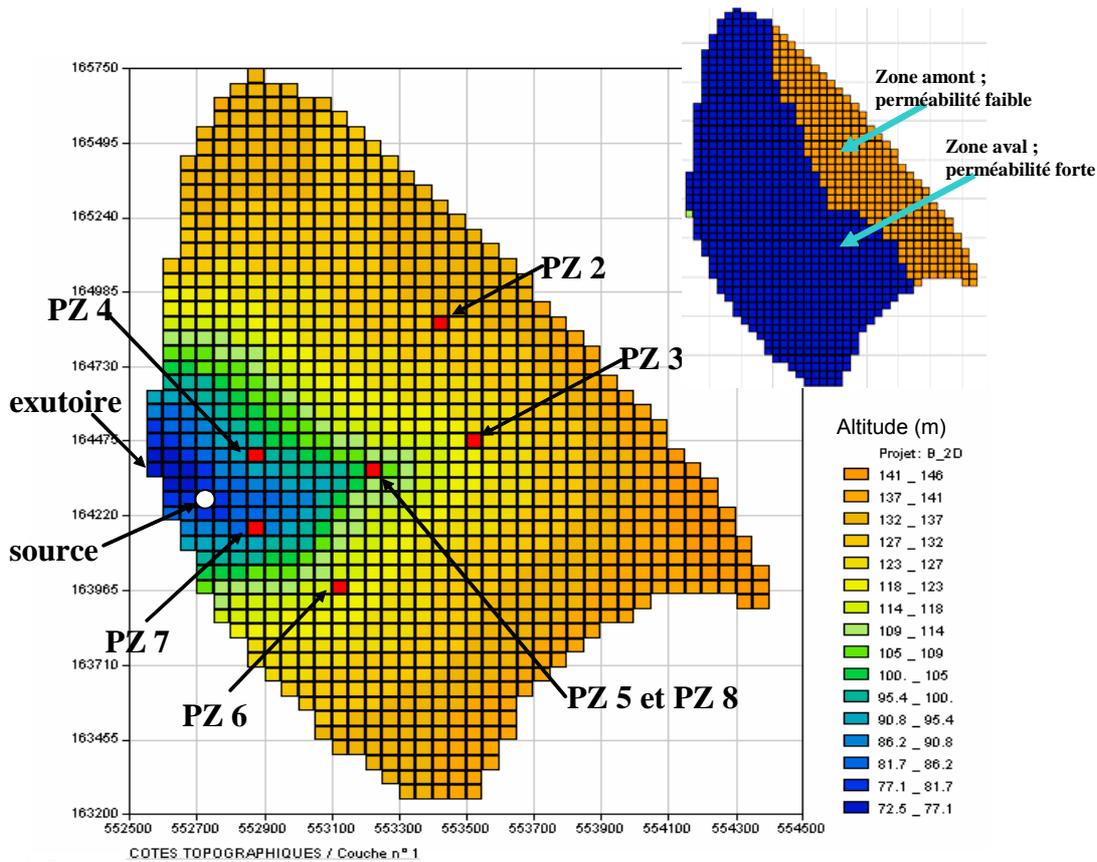


Illustration 14 - Maillage du bassin versant de Montreuil-sur-Epte.

La conductivité hydraulique moyenne du bassin versant a été déduite des transmissivités mesurées dans les piézomètres (Gutierrez, 2002) et de l'épaisseur moyenne de la couche saturée. On obtient ainsi une perméabilité  $K = 1,10^{-4}$  m/s (soit 8,6 m/j).

L'infiltration de la pluie dans le sol dépend de la nature de ce sol. Sur le bassin versant, onze unités cartographiques de sol (UCS) ont été définies (Morvan, 2004) et l'infiltration a été spatialisée en fonction de l'unité de sol considérée.

### b) Étude en régime permanent

Le régime permanent considère un équilibre entre les flux entrants et sortants. C'est donc un cas simple dans lequel le temps n'intervient pas.

L'estimation de l'infiltration annuelle à partir du calcul de la pluie efficace en fonction de la réserve utile est de 289 mm pour l'année 2000. Les infiltrations sont distribuées en fonction des types de sols présents sur le bassin.

Les essais de pompage réalisés dans les piézomètres ayant montré un écart d'un ordre de grandeur entre les transmissivités à l'amont (PZ2 et PZ3 ; Zam dans l'illustration 15) et à l'aval (autres piézomètres ; Zav dans l'illustration 2) du bassin, deux zones ont été distinguées. La perméabilité amont est plus faible que la perméabilité aval. L'illustration 15 présente les charges simulées dans les piézomètres et leur comparaison avec les observations.

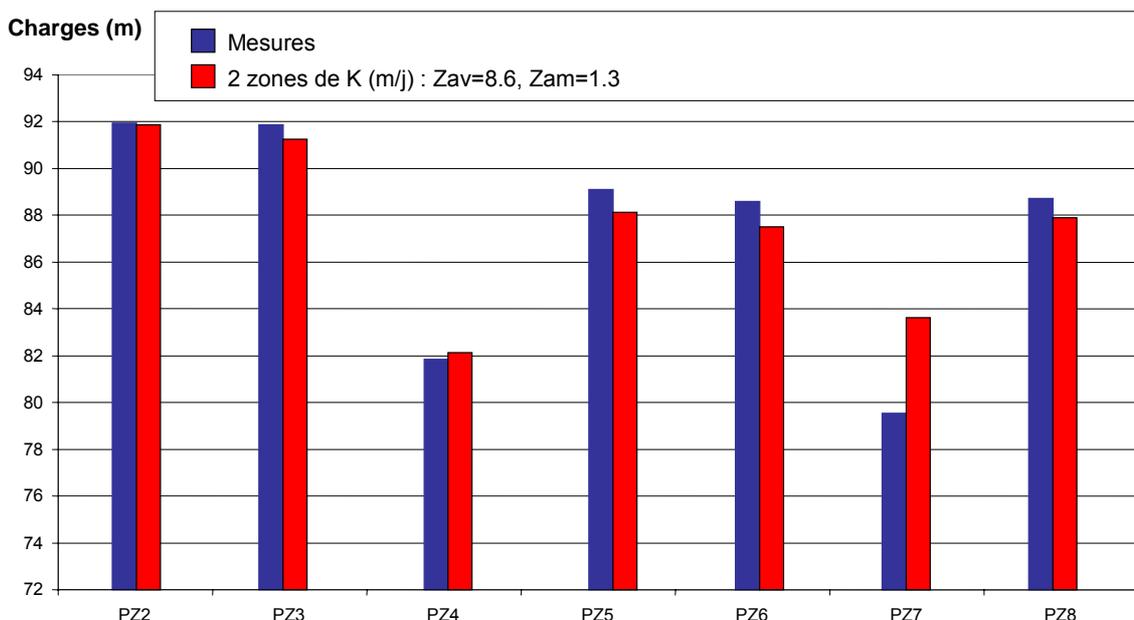


Illustration 15 - Charges simulées dans les mailles correspondant à chaque piézomètre (PZ) dans le cas du régime permanent avec deux zones de conductivité différentes.

L'allure générale de la répartition des charges simulées est cohérente avec celle observée sur le terrain et l'erreur maximale sur les charges est d'un mètre, sauf en PZ7 où elle atteint 4 m.

La simulation inclut sept mailles adjacentes à la source (nommées A à F) qui débordent lorsque le niveau de la nappe dépasse l'altitude de la topographie et dont la somme des débits de débordement donne un total de 24,4 l/s (illustration 16), cohérent avec le débit moyen enregistré à la station de jaugeage (25 l/s).

lig\col	2	3	4	5
27	B : 2,70	0	0	0
28	A : 3,19	C : 1,98	I : 3,35	0
29		D : 1,28	E : 3,26	0
30		0	0	F : 8,67
Nombre mailles qui débordent 7			Qtotal : 24,44 l/s	

Illustration 16 - Débits de débordement (l/s).

Les coordonnées de la source des Brévilles, émergence la plus en amont, correspondent dans le modèle à la maille F. Un débit de 9,22 l/s y a été mesuré récemment par jaugeage au moulinet et semble peu varier au cours du temps (Normand, 2005). Ce chiffre est très comparable au débit simulé de 8,67 l/s qui déborde dans la maille F dans la simulation en régime permanent.

Cette première étape de la modélisation 2D peut donc être considérée comme satisfaisante car, en dépit de l'extrême simplicité du modèle, les observations de terrain sont pour l'essentiel bien retranscrites, en particulier le débordement de la nappe qui a lieu dans la maille correspondant à la source des Brévilles et les charges des piézomètres qui, hormis PZ7, sont cohérentes avec les observations.

### c) Étude en régime transitoire

Dans le système aquifère de Montreuil, les variations piézométriques s'effectuent à l'échelle de l'année : les fluctuations saisonnières sont à peine visibles. Ce lissage important des fluctuations piézométriques est lié aux paramètres hydrodynamiques (en particulier au coefficient d'emmagasinement) de l'aquifère et à la diffusion dans le temps de la recharge à travers la zone non saturée.

Le rôle du coefficient d'emmagasinement est mis en évidence sur l'illustration 17 dans laquelle les pluies efficaces brutes constituent le paramètre d'entrée du modèle transitoire. Dans les aquifères sableux, la valeur de ce coefficient peut varier entre 10 et 30 %. La prise en compte d'un coefficient le plus élevé possible ( $S = 30\%$ , courbe rouge) ne suffit pas à obtenir le lissage observé sur les mesures de niveau.

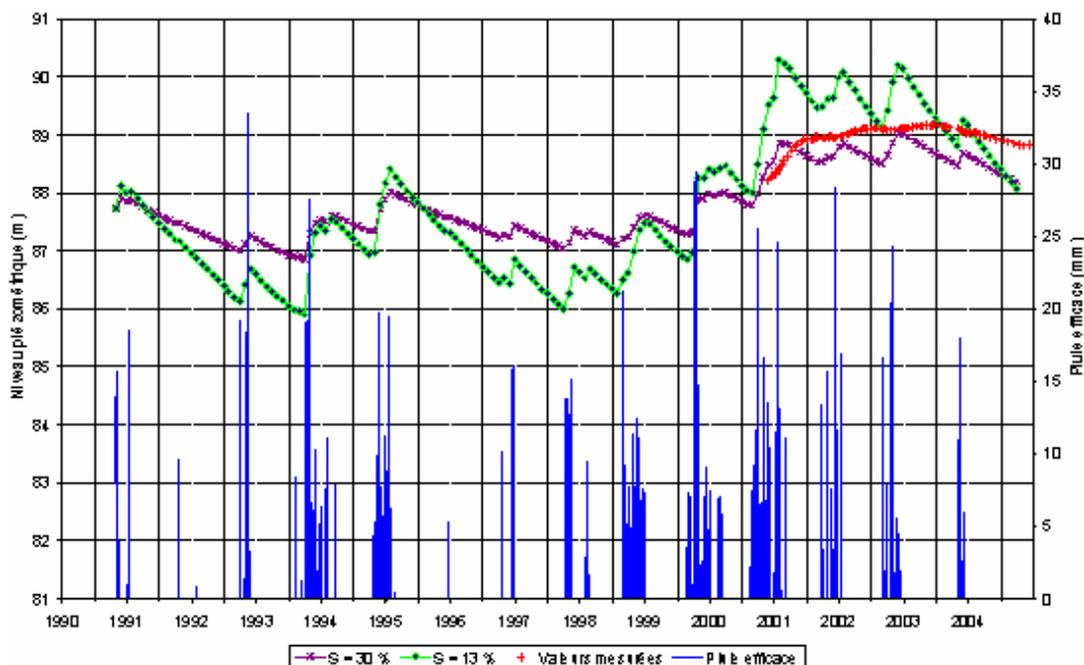


Illustration 17 - Effet du coefficient d'emmagasinement  $S$  sur les niveaux piézométriques modélisés au PZ5.

La prise en compte d'un régime transitoire nécessite donc de prendre en compte également la diffusion de la recharge dans le temps. Pour ce faire, trois approches sont envisageables : l'approche classique traditionnellement utilisée dans les modélisations de nappe d'eau souterraine, l'approche empirique et l'approche déterministe.

• **Approche classique**

Le calcul de la recharge est fait par un modèle global sur la base de la comparaison du signal d'entrée du système aquifère constitué par la pluie et du signal de sortie qui peut être soit le débit de la source soit le niveau, ou les deux. Plusieurs types de modèles plus ou moins physiques peuvent être utilisés, tels que GARDENIA ou Tempo, tous deux développés au BRGM, et qui génèrent des séries temporelles de recharge que l'on introduit ensuite dans le modèle MARTHE.

Dans le cadre de cette étude, le modèle GARDENIA (illustration 18) a été utilisé pour générer une série de recharge. Le modèle est basé sur le principe de réservoirs qui débordent ou se vidangent en fonction de leurs paramètres géométriques. Un temps de transfert caractérise le remplissage et la vidange.

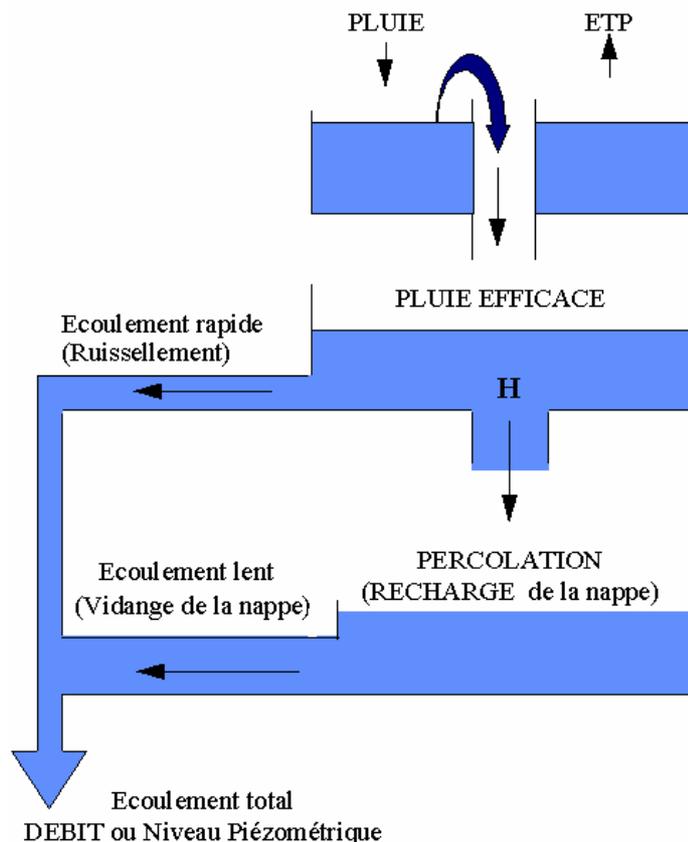


Illustration 18 - Principe du modèle GARDENIA.

Ce principe est analogue au fonctionnement du sol et du sous-sol : un premier réservoir représente le sol et sa réserve en eau qui répartit les précipitations entre un flux d'infiltration (pluie efficace) et un flux d'évaporation. Un deuxième réservoir répartit ce flux de pluie efficace en un flux de ruissellement et la percolation dans la zone non saturée. Un troisième représente le stockage dans l'aquifère et la vidange de la nappe.

Un exemple de calage Pluie-Niveau piézométrique est donné sur l'illustration 19. Le niveau simulé à partir des pluies journalières (1989-2003) s'ajuste (avec un coefficient d'ajustement de 98 %) sur les observations au piézomètre PZ5. Néanmoins, plusieurs jeux de paramètres aboutissent à des résultats extrêmement proches. La semi-platitudes des niveaux piézométriques (ou des débits) sur la courte période de mesures (2001-2003) ne représente pas un signal suffisamment contrasté pour permettre un calage fiable du modèle. Les séries journalières de recharge créées par les différents jeux de paramètres sont très différentes. La recharge ainsi calculée ne peut être utilisée comme un paramètre d'entrée du modèle, car l'incertitude de ce calcul est trop grande.

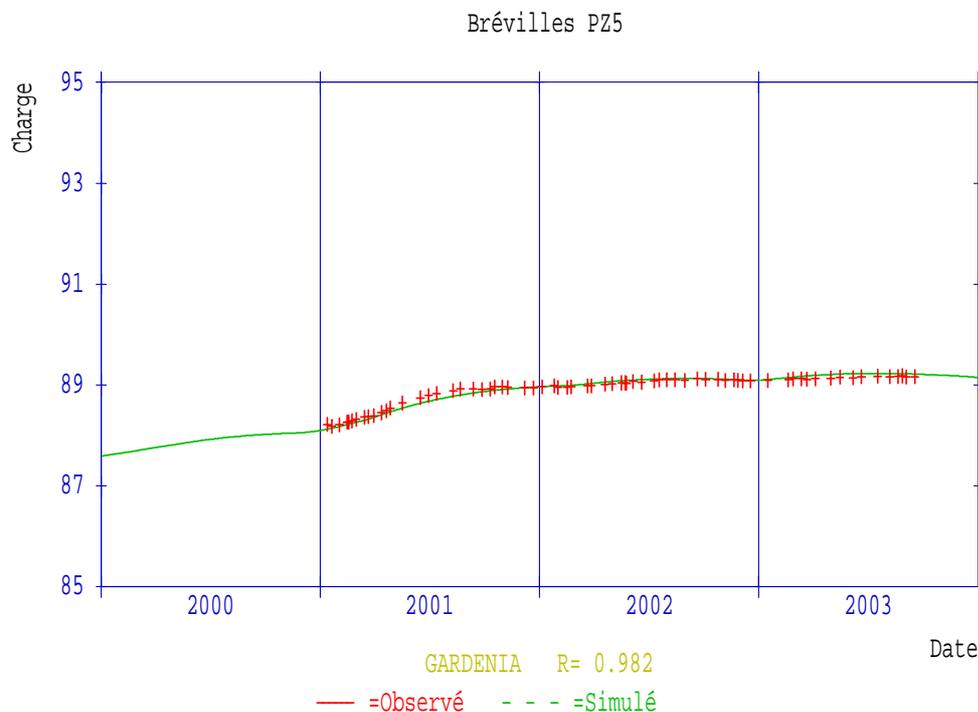


Illustration 19 - Exemple de calage du modèle GARDENIA sur le piézomètre PZ5.

#### • Approche empirique

La recharge est considérée comme un paramètre de calage du modèle. Elle est modulée de façon plus ou moins indépendante de la pluie de manière à faire correspondre les niveaux et débits simulés avec les observations. Cette démarche est celle adoptée par P. Goderniaux (2005) qui a retardé la pluie efficace en fonction de l'épaisseur de la zone non saturée. Ainsi, les secteurs, où la zone non saturée est la plus épaisse, reçoivent la pluie efficace du mois de janvier avec neuf mois de retard.

Ce décalage a pour effet de lisser les fluctuations piézométriques. La comparaison (Illustration 20) du niveau piézométrique simulé en PZ5 avec et sans traitement sur les pluies efficaces montre l'intérêt de cette approche empirique, et démontre, même si le calage n'est pas terminé, que le retard de l'infiltration lors de son passage à travers la zone non saturée est déterminant sur l'inertie du système.

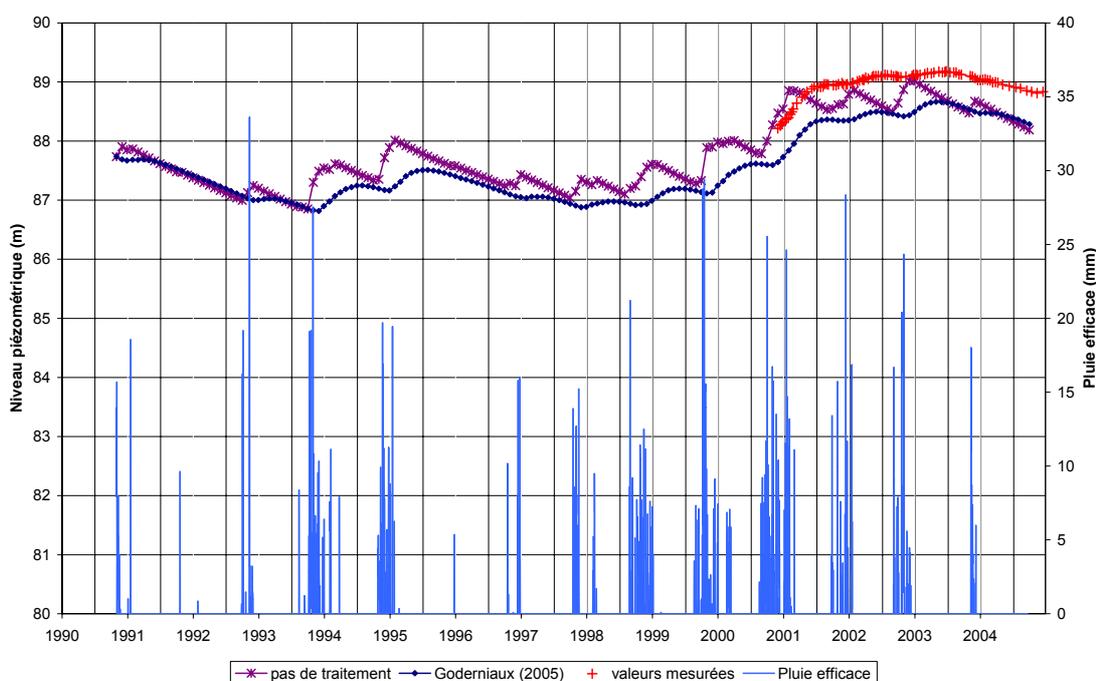


Illustration 20 - Niveaux piézométriques dans PZ5 (1991-2004) avec décalage de l'infiltration.

### • Approche déterministe

La quantité d'eau infiltrée en hiver et le délai mis pour atteindre et recharger la nappe dépendent non seulement des conditions climatiques, mais aussi des propriétés du sol et des formations géologiques qui composent la zone non saturée. L'approche déterministe postule que les lois qui déterminent le transfert d'eau dans la zone non saturée peuvent être modélisées. Par conséquent, la recharge n'est plus un paramètre de calage ce qui, en théorie, réduit les possibilités de solutions multiples.

Les paramètres climatiques sont imposés en surface et les lois de comportement des couches formant la zone non saturée sont indiquées au modèle avec leurs paramètres. La connaissance de ces paramètres est cependant délicate et souvent imparfaite, ce qui fait que, au final, ce sont les paramètres de la zone non saturée qui deviennent paramètres de calage.

L'approche déterministe est cependant la seule envisagée pour l'instant pour simuler le transfert des pesticides. C'est donc cette approche qui est décrite dans les chapitres suivants. La prise en compte de la zone non saturée au-dessus de la zone saturée ajoute une dimension supplémentaire au modèle. Dans l'absolu, le modèle est donc en

trois dimensions. Pour aborder les paramètres de la zone non saturée, nous considérons dans un premier temps une seule dimension.

### 2.3.4. Modélisation du transfert d'eau en colonnes 1D depuis la surface du sol jusqu'au bas de la zone non saturée

La modélisation en 1D permet de rechercher, avec un temps de calcul minimal, les valeurs réalistes des paramètres hydrodynamiques du sol et de la couche calcaire qui permettent d'atténuer les variations temporelles de débit sortant de la couche de calcaire.

#### a) Présentation du modèle

Le modèle 1D est une colonne constituée d'une couche de calcaire du Lutétien de 31,6 m surmontée d'un sol de type calcisol de 0,4 m d'épaisseur scindé en deux horizons de sol distincts, 38-1 et 38-2, de 0,2 m chacun (Illustration 21). Cette colonne correspond aux terrains rencontrés dans le piézomètre PZ3 sur lesquels des mesures (teneurs en eau, perméabilité, porosimétrie, concentrations, etc.) ont été réalisées. Les 20 premiers centimètres de sol qui sont le siège de la majorité des phénomènes de sorption et de dégradation sont fortement discrétisés (une maille tous les centimètres contre une maille tous les mètres pour la couche de calcaire).

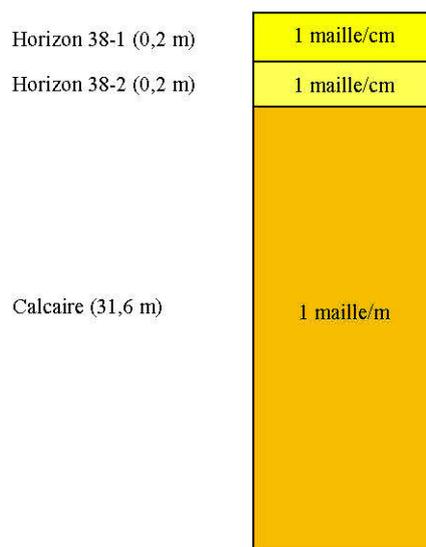


Illustration 21 - Modèle 1D.

Les historiques de pluie et d'ETP appliqués sur la maille de surface prennent en compte la période allant du 1<sup>er</sup> septembre 1988 au 6 juillet 2004. Une culture de maïs, avec son développement racinaire et l'évolution de ses besoins en eau, est prise en compte en surface. La maille du fond n'est ni étanche ni à potentiel imposé : seul un gradient unitaire de charge est imposé de manière à permettre un écoulement par le fond.

Les premiers travaux (Darsy, 2003) se sont attachés à déterminer la meilleure géométrie et les paramètres des couches de modèle correspondant au sol. Des travaux plus récents (Frétault, 2004) portent sur les paramètres de la formation calcaire.

Les calcaires du Lutétien présentent un fort degré d'hétérogénéité (Morvan, 2004). Leurs propriétés de rétention en eau, mesurées par porosimétrie sur de nombreux échantillons, sont très variables d'un échantillon à l'autre, et la détermination qui a été tentée de leur conductivité hydraulique est représentative à l'échelle de l'échantillon mais ne l'est plus à l'échelle de l'aquifère. La couche de calcaire est modélisée par une formation homogène et des paramètres équivalents à une combinaison d'hétérogénéités sont recherchés.

Les conditions initiales correspondent au profil des teneurs en eau mesurées au niveau de PZ3 en avril 2000.

### b) Résultats

Différents paramètres peuvent être suivis au sein de la colonne 1D. L'évolution de la teneur en eau au cours du temps est présentée sur l'illustration 22. Les mesures d'humidité du sol et leur écart type y sont également reportés. À faible profondeur (ici 35 cm), la teneur en eau est extrêmement variable dans le temps comme dans l'espace. La figure présentée illustre l'importance de la prise en compte des cultures quel que soit le schéma de transpiration utilisé pour le faire. L'origine des temps est le 1<sup>er</sup> janvier 2000. L'influence des cultures se marque sur la fin de l'été (jours 210 à 280).

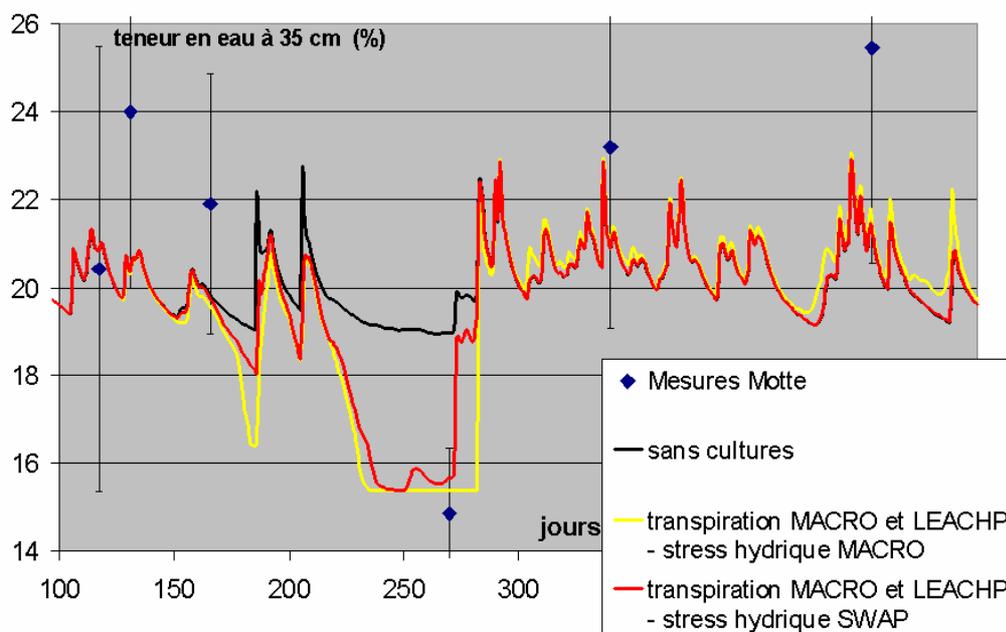


Illustration 22 - Évolution au cours du temps de la teneur en eau mesurée et modélisée sans ou avec la prise en compte des cultures.

Sur un profil vertical de la colonne à une date donnée, les teneurs en eau varient fortement dans les premières mailles, car elles sont soumises à l'action de l'évapotranspiration et de la pluie. En revanche, les teneurs en eau s'équilibrent rapidement dans la couche calcaire aux propriétés homogènes. Dans la réalité cependant, les teneurs en eau mesurées à partir des échantillons de forage sont affectées par les hétérogénéités marquées de la couche calcaire que le modèle ne représente pas. Il ne s'agit donc pas pour le modélisateur de recréer ces variations sur la verticale, mais plutôt de s'assurer que les simulations donnent le bon ordre de grandeur d'une teneur en eau moyenne sur le profil.

Un paramètre du modèle montre un effet particulièrement net sur la teneur en eau simulée jusqu'au fond de la colonne. Il s'agit de l'exposant  $b_t$  de la loi de rétention ( $b_t$  est l'exposant de la loi de rétention, soit  $1/n$ , cf. équation 2), pour lequel des valeurs de 0,5 à 0,8 sont envisageables, comme le montre l'illustration 23.

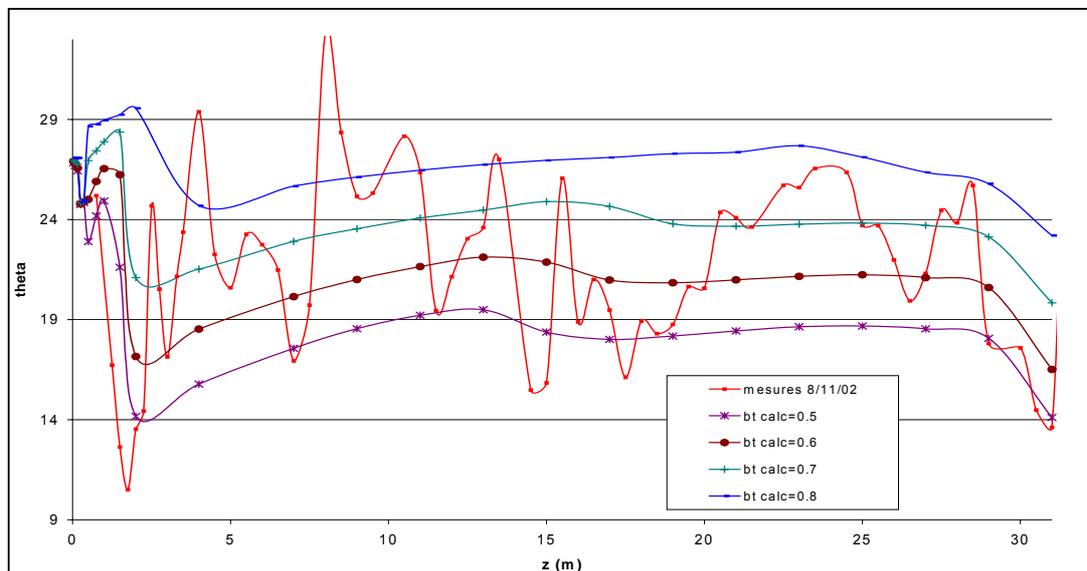


Illustration 23 - Profils verticaux de teneurs en eau le long de la colonne 1D mesurées et modélisées avec différentes valeurs de  $b_t$  du calcaire.

P. Frétault (2004) s'est intéressé à la recharge à travers la couche de calcaire, c'est-à-dire au débit traversant la maille du fond de la colonne. L'illustration 24 présente l'évolution du débit sortant par le fond au cours d'une période de 3 000 jours débutant le 1<sup>er</sup> janvier 1988, dans les conditions de travaux antérieurs (Fialkewicz, 2002). Aucun débit ne peut être évacué ou apporté latéralement en raison du caractère mono-dimensionnel de l'étude. Les écoulements sont donc uniquement verticaux. Le signe négatif des débits simulés dans la maille du fond de la colonne indique que c'est un débit sortant.

L'idée maîtresse de cette modélisation est que des fluctuations aussi contrastées dans le temps que celles de l'illustration 24 aboutiront dans un modèle couplé ZNS/Zone saturée à des fluctuations de niveaux piézométriques importantes. Or, la nappe présente des fluctuations très amorties qui ne sont pas compatibles avec de telles

variations de la recharge. Pour lisser les fluctuations de niveau, il faut donc lisser les débits sortants.

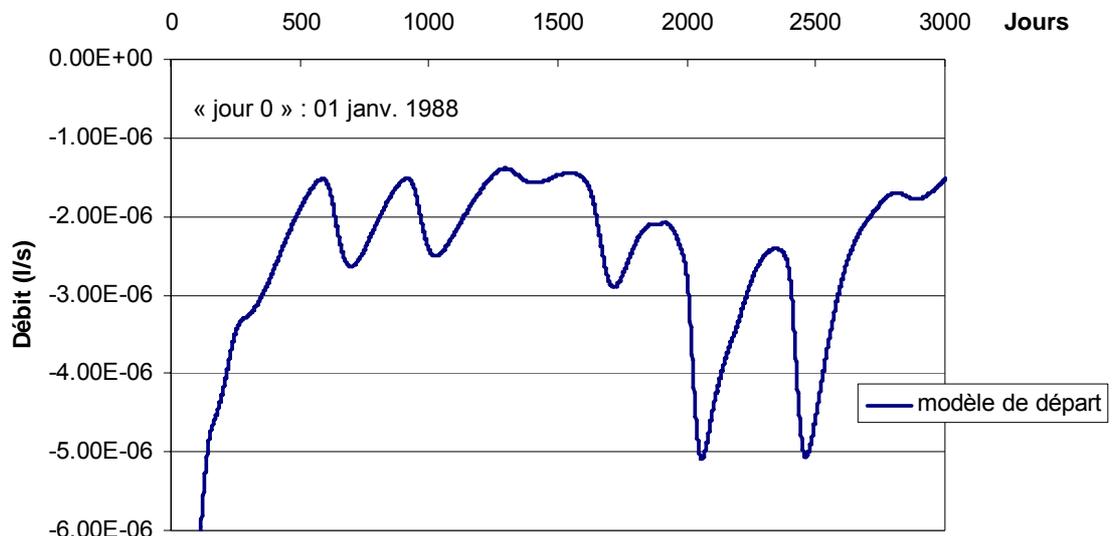


Illustration 24 - Évolution du débit simulé dans la maille du fond de la couche calcaire pour le modèle 1D ZNS.

Partant de l'hypothèse que les mesures disponibles concernant les paramètres hydrauliques de la loi de rétention des calcaires ne sont pas représentatives, ni intégratives de l'ensemble de la formation, P. Fréault a modifié les paramètres, tout en restant dans des ordres de grandeurs plausibles, pour proposer la simulation présentée sur l'illustration 25. La principale modification s'est opérée au niveau de la succion à demi-saturation, paramètre  $h_t$  ( $h_t$  : succion à demi-saturation en mètre, soit  $1/\alpha$  de l'équation 2).

Outre le lissage de la courbe, on remarque une augmentation d'environ  $2.10^{-6}$  L/s du débit moyen, signifiant que les paramètres choisis favorisent l'infiltration et le stockage aux dépens de l'évapotranspiration. Cette remarque rappelle que le processus de calage du modèle est une opération très complexe et que les améliorations qui peuvent apparaître suite à la modification d'un paramètre ne sont pas forcément bénéfiques à tout point de vue.

Ainsi, les essais présentés dans ces quelques pages ne rendent compte que partiellement des tentatives de calage entreprises, nombre d'entre elles s'avérant infructueuses lorsque une amélioration d'un côté entraînait une dégradation d'un autre. De même, l'organisation du chapitre ne traduit pas les allers-retours réalisés entre les modèles 1D et 2D.

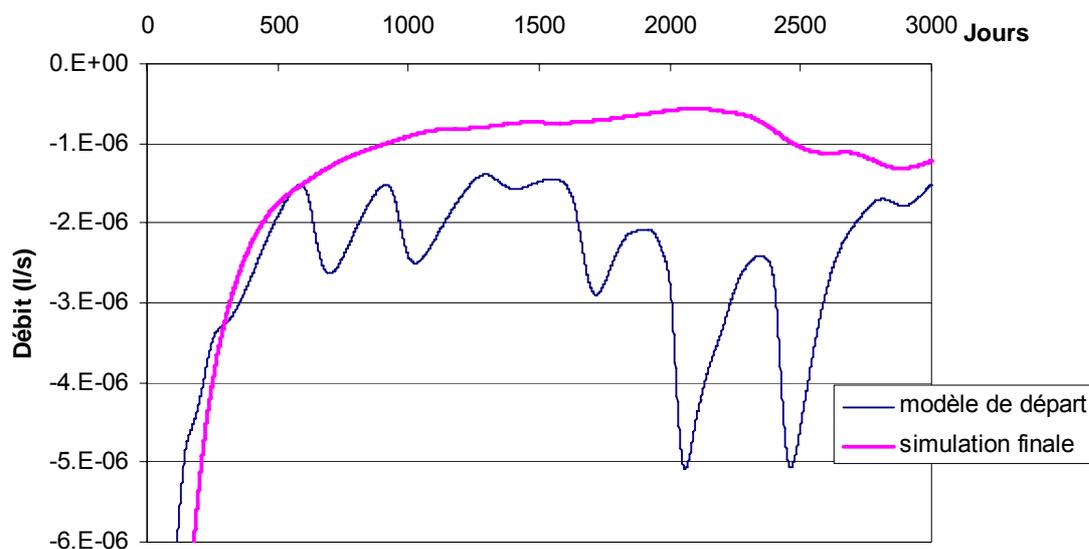


Illustration 25 - Comparaison des débits simulés dans la maille du fond avec le modèle 1D de départ et le modèle (Frétault, 2004).

Les paramètres retenus pour les lois hydrodynamiques de la zone non saturée sont indiqués dans l'illustration 26 (pour l'explication des paramètres présentés, se reporter au § 2.3.2.).

Horizon	Sol 38-1	Sol 38-2	Calcaire
Profondeur (cm)	0 à 20	20 à 40	40 et +
Ksat (m/s)	2,95E-05	2,17 <sup>E</sup> -05	6,00E-06
$\theta_s$ (%)	36,5	30	30
$\theta_r$ (%)	10	10	5
$\alpha$ (m <sup>-1</sup> )	22,13	1,27	10
n	1,169	1,247	2
ht* (m)	0,045	0,785	0,1
bt**	0,857	0,802	0,5

\* ht : succion à demi-saturation en m (=  $1/\alpha$ ) - \*\* bt : exposant de la loi de rétention (=  $1/n$ )

Illustration 26 - Paramètres des sols et du calcaire du modèle de référence 1D ZNS.

### 2.3.5. Étude du transport en 1D de bromure et de l'acétochlore

En avril 2000, la parcelle agricole (calcisol) dans laquelle se trouve le piézomètre PZ3 a fait l'objet d'un traitement à l'acétochlore (environ 2 kg/ha). Quasiment simultanément un épandage de bromure de potassium d'environ 20 kg/ha a été appliqué sur la même parcelle afin de servir de traceur.

Après l'application de l'acétochlore et du bromure de potassium, des prélèvements de sols ont été effectués pendant une période d'environ 1 an, à raison de six campagnes pour le suivi cultural 2000. Seize carottes ont été prélevées à l'aide d'un carottier à percussion sur une profondeur maximale de 1 m, puis découpées en tronçons de 5 ou 10 cm sur lesquels la teneur en bromure a été analysée. Ces mesures constituent le

jeu de données pour le calage du transport (assorti d'un écart-type généralement basé sur 16 valeurs). Pour l'acétochlore, un échantillon composite est réalisé pour chaque profondeur par mélange en masse égale des 16 échantillons élémentaires, puis cet échantillon composite est analysé (aucun écart-type n'est donc disponible pour l'acétochlore).

Le modèle 1D précédent constitue la base des simulations du transfert de bromure et d'acétochlore au cours du temps. Les valeurs de pluie et d'évapotranspiration (ETP) entre le 1<sup>er</sup> janvier 2000 (jour 1 des simulations) et le 30 novembre 2002 sont appliquées sur la maille de surface. Un gradient unitaire de charge est imposé au niveau de la dernière maille afin de permettre au flux d'infiltration de s'écouler.

Comme précédemment, les cultures et la croissance des végétaux sont prises en compte. Les dates de semis (le 11 avril 2000) et de récolte (aux alentours du 15 octobre 2000) introduites dans le modèle correspondent aux dates réelles.

### ***a) Simulation du transport du bromure sur le premier mètre de sol***

Le 19 avril 2000 (jour 110), une masse de bromure de 1,997 g/m<sup>2</sup> est appliquée sur la maille de surface de la colonne (injection instantanée de masse sous forme d'un Dirac dans MARTHE). La dispersivité longitudinale choisie est de 2 cm/m pour les horizons de sol et 10 cm/m pour le calcaire. Ces valeurs proviennent de précédents calages sur cette parcelle (Fialkiewicz, 2002). Dans ce modèle, les bromures sont considérés comme parfaitement solubles et non interactifs avec la matrice solide, seules la convection et la dispersion sont prises en compte.

Quelques résultats de ces simulations sont présentés ci-dessous (Illustration 27 et Illustration 28). Les pics de concentration sont convenablement situés dans le temps et les ordres de grandeurs sont respectés. Étrangement, il semble qu'il se produise une remobilisation du bromure durant l'hiver (visible sur la mesure à 340 jours) que le modèle ne reproduit pas. Elle pourrait correspondre au bromure piégé dans les végétaux et libéré lors de la décomposition de ceux-ci.

L'Illustration 29 présente le profil de concentration du bromure dans le premier mètre de sol, 56 jours après son application sur la parcelle. À cette date, la simulation sous-estime légèrement les concentrations.

La simulation du bromure sur le premier mètre est globalement jugée satisfaisante. Le modèle 1D est capable de simuler le transfert du bromure sur le premier mètre de sol.

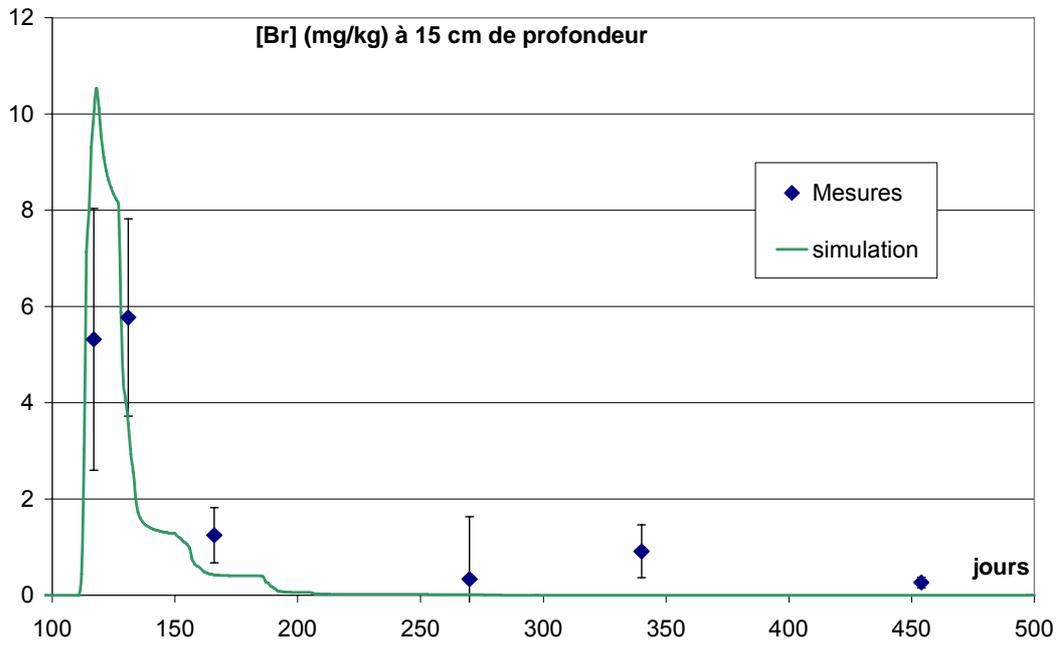


Illustration 27 - Valeurs observées et simulées de l'évolution en fonction du temps des concentrations en bromure à 15 cm de profondeur.

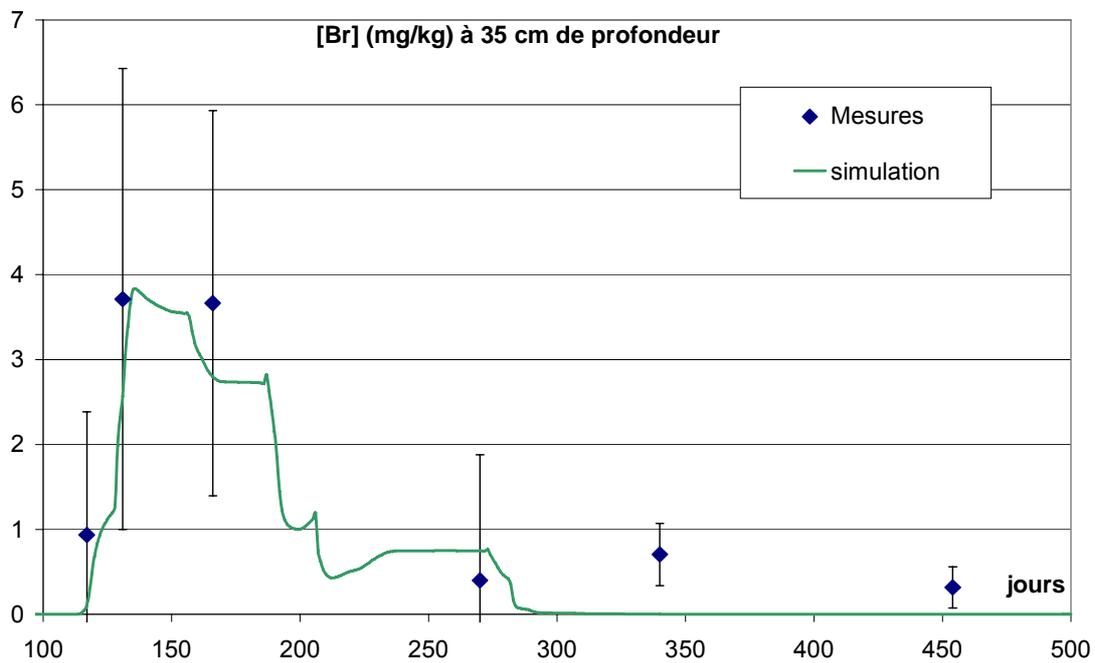


Illustration 28 - Valeurs observées et simulées de l'évolution en fonction du temps des concentrations en bromure à 35 cm de profondeur.

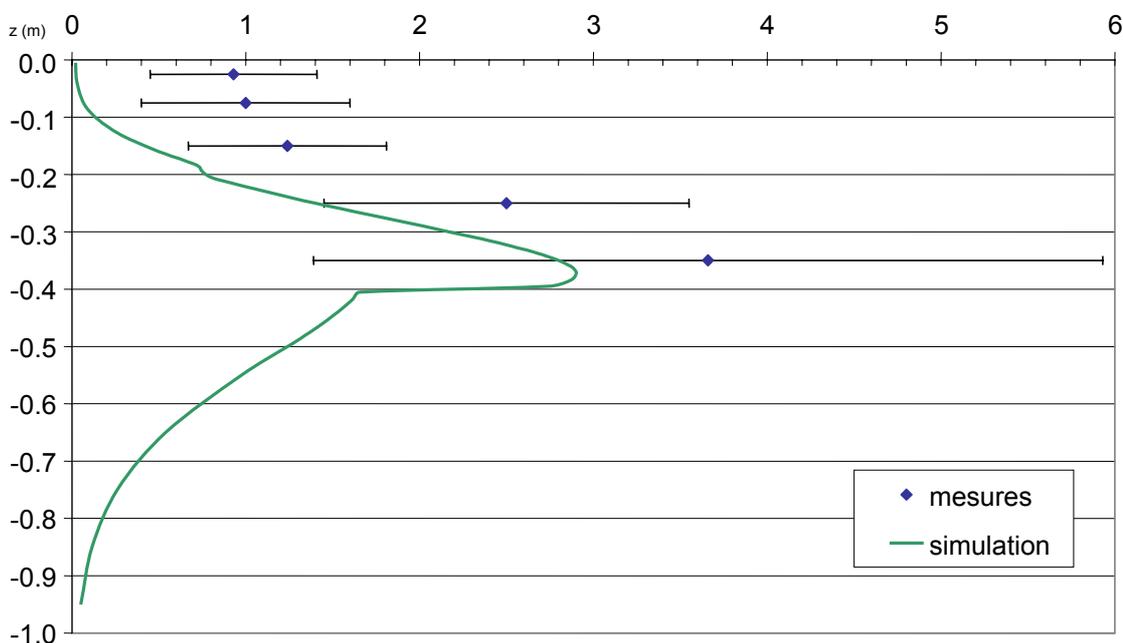


Illustration 29 - Concentration en bromure (mg/kg) simulée en fonction de la profondeur dans la colonne le 14 juin 2000, 56 jours après l'application.

### **b) Modélisation des teneurs en bromure sur l'ensemble du profil de 32 m, sol + calcaire non saturé sous-jacent**

La période de simulation est étendue. Les chroniques de pluie et d'ETP du 1<sup>er</sup> septembre 1988 au 6 juillet 2004 sont appliquées sur la première maille de la colonne. De ce fait, la date d'application du bromure est le jour 4249.

Les mesures de concentration de bromure disponibles ne couvrent que les 4,25 premiers mètres. Les concentrations simulées avec MARTHE sont des concentrations volumiques dépendantes de la teneur en eau du sol. Afin de s'affranchir des erreurs de mesures résultant de la mesure de la teneur en eau, les concentrations volumiques simulées sont converties en concentrations massiques.

L'illustration 30 montre les concentrations simulées 10 et 926 jours après l'application du bromure sur la parcelle. Dix jours après application du bromure, le pic de concentration simulé se trouve au même niveau que celui observé sur le terrain, à 20 cm de profondeur, les concentrations calculées par MARTHE surestimant les valeurs mesurées *in situ* d'environ 25 %.

926 jours après l'application du bromure, le pic de concentration simulé se trouve à 5 m de profondeur alors que celui observé en profondeur (en faisant abstraction du maximum observé en surface) se trouve à environ 3 m.

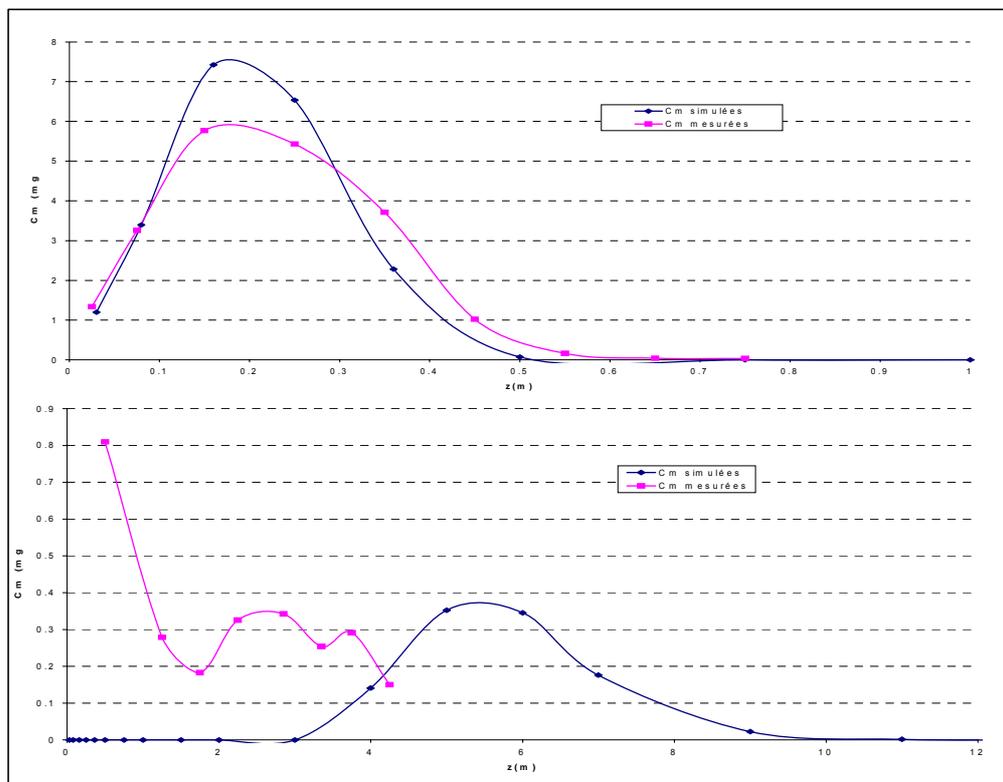


Illustration 30 - Concentration massique de bromure mesurée comparée aux valeurs simulées 10 jours (en haut) et 926 jours (en bas) après l'application du bromure à la surface du sol.

Ainsi, la simulation du transfert de bromure est correcte tant que le bromure se trouve dans le sol. Lorsque le bromure pénètre dans les mailles du modèle qui correspondent à la couche calcaire, la progression modélisée du traceur reste régulière car les propriétés de la couche calcaire sont homogènes dans le modèle. Dans la réalité, l'hétérogénéité du calcaire perturbe de manière très significative la progression du bromure. Celui-ci est freiné par des couches marneuses proches de la surface et se retrouve de ce fait sollicité par la reprise évaporatoire, c'est-à-dire qu'il est susceptible de remonter vers le sol et les plantes.

Seule la prise en compte d'hétérogénéités dans la couche calcaire permettrait de représenter ces phénomènes. Cette option n'a pour l'instant pas été envisagée, car l'objectif du modèle 1D est de simplifier la géométrie et le paramétrage des modèles 2D et 3D.

### c) Modélisation du transport de l'acétochlore

De nouveaux paramètres sont introduits pour définir la dégradation et la sorption de l'acétochlore.

### • Sorption de l'acétochlore

Le rôle de la matière organique est prépondérant dans les processus d'adsorption des molécules phytosanitaires. Des mesures du coefficient de Freundlich corrigé pour la teneur en matière organique,  $K_{oc}$ , ont été réalisées en laboratoire sur des sols provenant de la parcelle étudiée en 2000. Les valeurs de  $K_{oc}$  mesurées sont de 155 sur l'intervalle 0 à 25 cm et 133 sur l'intervalle 25 à 50 cm. Ces horizons de mesure ne correspondant pas aux horizons de sol pris en compte dans la modélisation (0-20 cm et 20-40 cm) mais les valeurs pour 0-25 cm et 25-50 cm ne différant que de 15 %, la même valeur de  $K_{oc} = 155$  a été prise en compte pour toute l'épaisseur 0 et 40 cm dans les simulations. Dans le calcaire,  $K_{oc} = K_{oc}(\text{sol})/100$ .

Dans MARTHE, il faut introduire la valeur RHOKD (illustration 31) qui est le coefficient de partage  $k_d = K_{oc} \cdot f_{oc} / 100$  multiplié par la densité sèche du sol.

Horizon	$f_{oc}$ (%)	$k_d$ (mL/g)	densité (g/mL)	RHOKD (%)
38-1	2,14	3,32	1,08	358
38-2	1,21	1,87	1,14	214
Calcaire	0,001	0,0015	2,4	0,37

Illustration 31 - Estimation des coefficients de partage volumique (RHOKD).

### • Dégradation de l'acétochlore

Des mesures en laboratoire ont permis de déterminer les temps de demi-vie de l'acétochlore dans deux sols du bassin versant. En l'absence de mesures faites sur le calcisol, ce seront les valeurs du calcosol qui seront utilisées. La valeur mesurée pour la profondeur 0-25 cm est utilisée dans le modèle pour toute la profondeur 0-40 cm (Illustration 32).

profondeur	Température (°C)	DT50 (jour)
0-25 cm	25	3,5
	15	8,4
25-50 cm	25	1.5
	15	3.4

Illustration 32 - Valeurs de demi-vie de l'acétochlore prises en compte dans la modélisation pour les deux horizons de sols.

Les fonctions de correction de la dégradation en fonction de la teneur en eau et de la température ont été prises en compte. Les mesures à différentes températures ont permis d'estimer  $\gamma = 0,097$  (paramètre de la loi d'Arrhenius, cf. équations 5 et 6) pour le calcisol de Montreuil-sur-Epte. Aucune mesure à différents teneurs en eau n'ayant été effectuée, le paramètre de la loi de Walker (1993) a été pris égal à 0,7 (cf. équations 5 et 6).

• **Résultats de la simulation du transport d'acétochlore**

Les premiers résultats de simulation ayant montré une surestimation des concentrations dans les premiers centimètres de sol allant jusqu'à 5 fois la concentration mesurée, l'ajustement de la simulation du transfert de l'acétochlore a porté sur la modification des paramètres des mailles proches de la surface. En effet, cette portion du sol pourrait offrir des conditions de sorption et de dégradation différentes des couches inférieures, en raison de son exposition directe à l'air libre et des diverses sources de matières organiques présentes à la surface du sol (déjections animales, végétaux morts...).

Les cinq premiers centimètres du sol ont donc été distingués du reste du sol et un test de sensibilité a été mené pour connaître l'influence de la sorption et de la dégradation de cette tranche du modèle sur le profil des concentrations. Les paramètres en question sont le temps de demi-vie (DT50) et le coefficient de partage (RHOKD dans MARTHE).

Plusieurs combinaisons des paramètres DT50 et RHOKD des premiers cinq centimètres ont été testées pour retenir finalement la simulation présentée sur l'illustration 33. Celle-ci présente les profils de concentrations mesurés et simulés 7 et 56 jours après l'application avec un temps de demi-vie de l'acétochlore fixé à 3 jours dans les cinq premiers centimètres (au lieu de la valeur de 8,4 jours mesurée en laboratoire sur les 20 premiers cm) et un RHOKD égal à 1 000 % (au lieu de la valeur moyenne de 358 % obtenue à partir de la valeur de  $K_{oc}$  mesurée en laboratoire sur les 40 premiers cm).

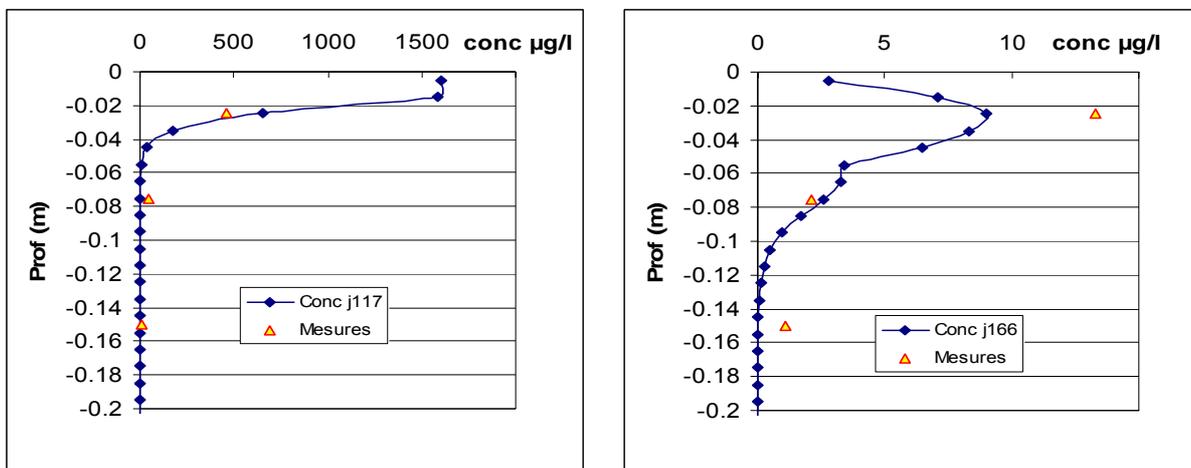


Illustration 33 - Profil des concentrations d'acétochlore simulées et mesurées 7 et 56 jours après application.

#### **d) Conclusion**

Les premiers résultats de la simulation du transfert du bromure et de l'acétochlore sont intéressants, non seulement pour la qualité de l'ajustement, qui peut toujours être améliorée, mais également pour l'expérience et les enseignements qu'ils apportent.

Ils confirment l'intérêt de la modélisation 1D pour la prise en compte des phénomènes se produisant dans le sol, qu'il s'agisse des flux d'eau d'infiltration ou des transferts de solutés. Les simulations sont rapides, la phase de calage en est facilitée.

Les jeux de paramètres des lois de la zone non saturée retenus dans les simulations finales sont relativement proches des mesures. Pourtant, la phase de calage s'avère indispensable. En effet, d'une part les mesures de bromure et teneurs en eau sont affectées d'un très grand écart-type qui rend compte de l'hétérogénéité du milieu. D'autre part, l'interprétation des mesures (en particulier pour l'établissement des lois de rétention) donne lieu à plusieurs valeurs possibles pour les paramètres du modèle. Enfin, le résultat de la modélisation apparaît très sensible à certains paramètres. Par conséquent, la modélisation ne peut se passer d'un jeu de points d'observations fiables, disponibles à plusieurs dates pour plusieurs profondeurs, pour caler les différents paramètres sur des situations contrastées.

La simulation d'un traceur conservatif (le bromure de potassium) est parfaitement envisageable dans le sol où l'hétérogénéité des horizons est prise en compte. En revanche, la formation calcaire sous-jacente ne peut être considérée homogène si l'objectif est de représenter le transfert du bromure dans les premiers mètres. La prise en compte de propriétés homogènes n'a de sens que si l'on s'intéresse à des phénomènes globalisés tel que le débit ou la concentration à l'exutoire de la nappe.

La simulation de l'acétochlore, est extrêmement sensible aux paramètres et aux phénomènes se produisant dans les cinq premiers centimètres de sol. Dans cette faible épaisseur, la dégradation et la sorption, très affectées par les conditions climatiques de surface, varient considérablement.

La simulation du transfert des pesticides a pour objectif la prédiction de teneurs dans la nappe et à ses exutoires. Le modèle 1D n'est pas adapté pour considérer les écoulements au-delà de la zone non saturée. Il faut donc considérer la dimension verticale et horizontale dès lors que la zone non saturée est couplée à la zone saturée.

La prise en compte de la zone non saturée dans le modèle 2D augmente la complexité du problème mais demeure plus simple que le modèle 3D. Le temps de calcul étant plus réduit qu'en trois dimensions, le nombre d'essais entrepris est donc plus important.

### 2.3.6. Modélisation 2D sur une coupe

#### a) Le modèle

Le modèle est établi sur une coupe est-ouest passant à proximité de trois piézomètres (PZ3, PZ5 et PZ4, et de la source). La nappe s'écoulant dans ce secteur d'est en ouest, la coupe correspond très schématiquement à une ligne de courant, et le système à deux dimensions peut être envisagé.

La coupe fait 1,65 km de long (33 mailles de 50 m) et 1 m de large. Les couches recoupées sont les suivantes (Illustration 34) :

- le sol : trois zones de sol comprenant chacune deux horizons interviennent dans cette coupe ;
- la couche calcaire, de propriétés homogènes dans le modèle ;
- la couche de sable, dans laquelle se distinguent un niveau supérieur et un niveau inférieur moins perméable.

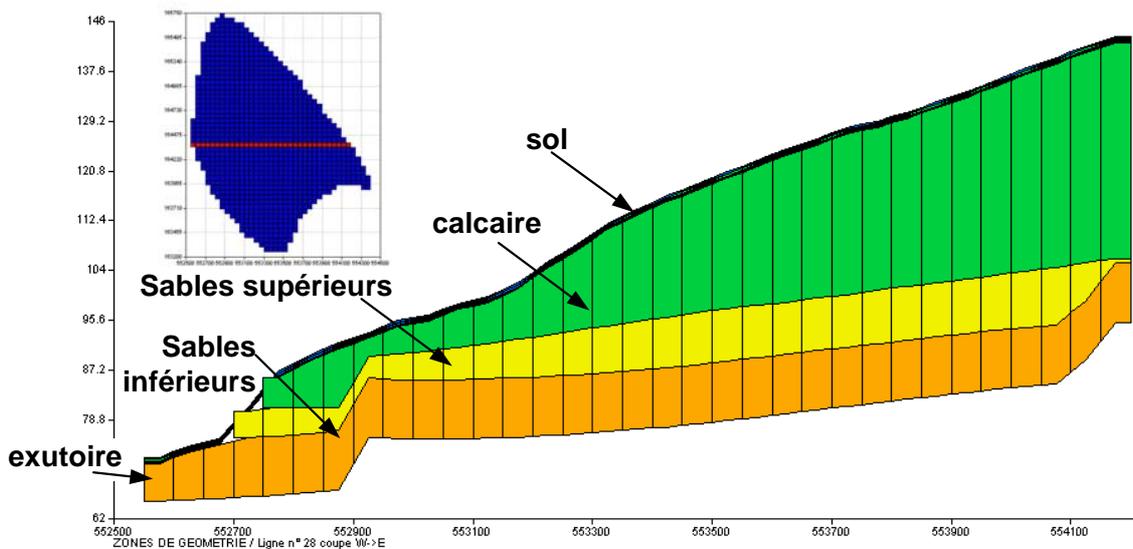


Illustration 34 - Géométrie du modèle 2D « coupe ».

En ce qui concerne les conditions aux limites, un flux nul est imposé sur la face amont et sur la face aval de la coupe. La nappe peut déborder en tout point du modèle (en particulier dans les points bas) pour simuler les émergences.

Les simulations sont faites en régime transitoire avec un pas de temps journalier. Les simulations couvrent dix années, de 1993 à 2003.

### b) Paramètres du modèle et résultats

La coupe considérée comprend trois types de sol (UCS 2, 3 et 4), chacun étant divisé en deux horizons. La loi de rétention  $h(\theta)$ , avec  $\theta$  la teneur en eau volumique des horizons de chaque sol, a été obtenue à partir des mesures des teneurs en eau pondérales sous différentes conditions de pression  $h(W)$  ( $W$  est la teneur en eau massique). L'interprétation des points  $h(\theta)$  par le logiciel RETC a permis de définir pour ces sols les paramètres hydrauliques de la loi de rétention de Van Genuchten. En l'absence de détermination satisfaisante par des mesures, la loi de perméabilité  $K(h)$  dérive de la loi de rétention de Van Genuchten par la transformation de Mualem (1976). La perméabilité à saturation des sols a été mesurée par la méthode de la charge constante (Morvan, 2004). Les paramètres du sol sont résumés dans l'illustration 35.

	n° zone MARTHE	épais. (m)	$\theta_s$ (% vol)	$\theta_r$ (% vol)	$\alpha$	n	ht	bt	Ks (m/s)
UCS2 : Calcosol/	21	0,26	35,0	8,0	0,175	1,224	5,711	0,817	2,97E-05
Rendosol	22	0,14	41,3	8,0	2,697	1,131	0,371	0,884	1,84E-05
UCS3 : Calcosol/	31	0,26	41,2	8,0	22,000	1,167	0,045	0,857	2,95E-05
Rendisol	32	0,06	31,0	8,0	1,274	1,247	0,785	0,802	2,17E-05
UCS4 : Colluvions	41	0,3	34,6	8,0	2,841	1,201	0,352	0,833	4,96E-05
	42	0,72	41,2	8,0	8,468	1,177	0,118	0,850	4,96E-05

Illustration 35 - Paramètres des sols présents sur la coupe.

Les premières modélisations du modèle « coupe » (Darsy et Gutierrez, 2004), avant prise en compte des résultats de l'étude sur le modèle 1D et séparation de la couche de sable en deux couches, ont simulé des fluctuations de niveaux piézométriques nettement supérieures aux observations (cf. illustration 36).

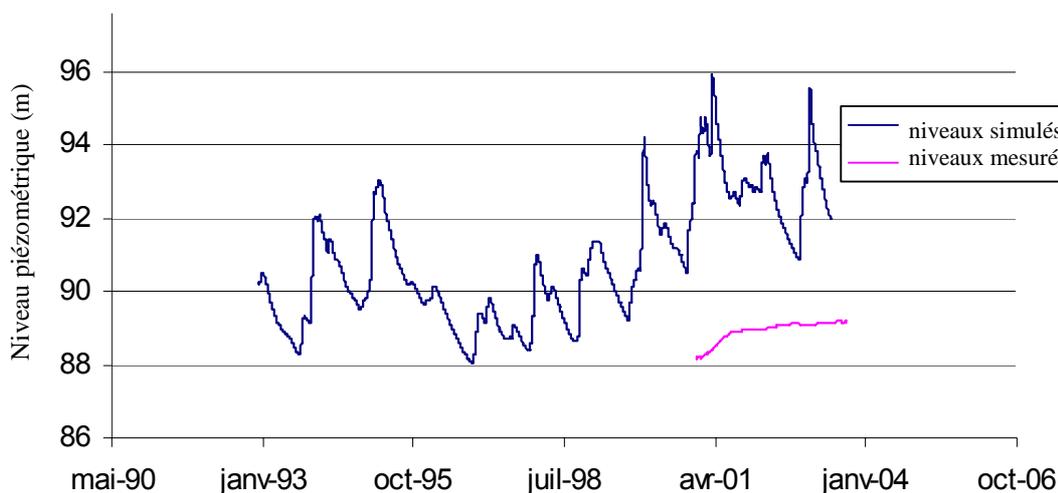


Illustration 36 - Premières simulations du modèle coupe.

Plusieurs essais de calage, brièvement décrits ci-après, ont apporté des améliorations notables. Les critères retenus pour juger de la qualité de chaque simulation sont les fluctuations saisonnières des charges simulées et le gradient des charges le long du profil. Les variations saisonnières des charges doivent retranscrire l'aspect amorti observé sur le terrain. Quant au gradient des charges calculé, il peut être comparé directement avec les charges observées sur les piézomètres PZ3, PZ5 et PZ4 qui sont à peu près alignés suivant la section modélisée.

La distinction des sables de Cuise (siège de la zone saturée) en deux couches a apporté une première amélioration. Elle est justifiée par plusieurs arguments :

- des observations lithologiques en forage marquant une tendance nette à l'argilisation des niveaux sableux les plus profonds ;
- l'hypothèse émise lors des pompages d'essais d'un niveau supérieur plus producteur que la partie inférieure ;
- des profils physico-chimiques dans les piézomètres mettant en évidence les faibles circulations dans les niveaux profonds (très faible teneur en oxygène dissout).

Cette hétérogénéité des sables est modélisée par une limite arbitraire séparant le Cuisien en deux niveaux de conductivités différentes, la couche profonde étant au moins dix fois moins perméable que la couche supérieure.

En revanche, des essais, visant à subdiviser la couche calcaire pour tenir compte des niveaux plus ou moins marneux rencontrés en forage, n'ont pas été retenus. En effet, la structure géologique du système, structure monoclinale avec pendage vers l'ouest, provoquait des émergences à l'intersection des couches ajoutées avec la topographie. Or, il n'a jamais été observé de source ou de griffon à ces endroits. Les investigations de terrain menées en fin 2005 permettront peut-être de définir une structure différente.

Une amélioration du calage a été également obtenue en modifiant le paramètre de succion ( $h_t$  : succion à demi-saturation en mètre, soit  $1/\alpha$  de l'équation 2) dans les sables. En effet, les valeurs initiales provenaient de mesures sur des échantillons centimétriques par la « méthode des mottes », méthode utilisée pour mesurer ces paramètres sur des sols meubles. Les valeurs sont apparues très peu réalistes, sans doute parce que l'échantillon dans les conditions expérimentales est très différent du sable en place (Morvan, 2004). Les valeurs moyennes répertoriées par Rawls *et al.* (1982) pour des sols constitués de sable ou de sable argileux sont environ 300 fois plus faibles que celles prises dans le modèle 2D de départ. Ces valeurs moyennes ont donc été introduites dans le modèle.

Enfin, l'amélioration principale a été obtenue par la prise en compte des paramètres du calcaire déterminés lors des travaux les plus récents sur la colonne 1D (Frétault, 2004). Le gradient est nettement amélioré. L'illustration 37 montre la surface de la nappe (courbe bleue) simulée pour mars 2003 sur le profil dont les couches sableuses sont représentées (trait noir). La modification des paramètres de la couche calcaire a également permis une atténuation très nette, voire exagérée, des fluctuations des charges simulées (cf. illustration 38). D'autres modifications des valeurs de certains

paramètres sont donc nécessaires et les tentatives d'ajustement se sont poursuivies sur ce modèle.

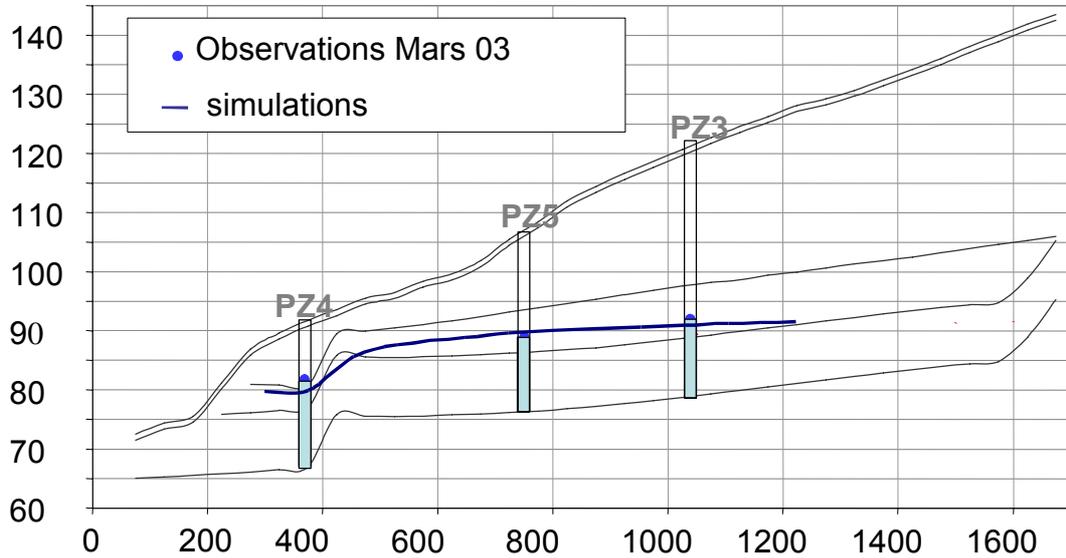


Illustration 37 - Profil montrant les couches de sable (traits noirs aux altitudes variant entre 65 et 100 m), la surface simulée de la nappe (courbe bleue entre 80 et 92 m) et les niveaux d'eau dans les piézomètres.

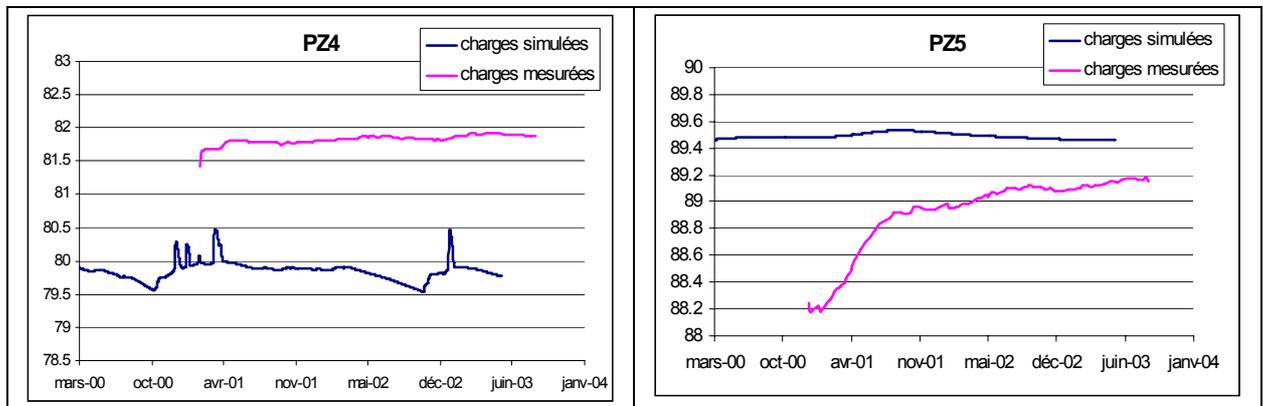


Illustration 38 - Fluctuations piézométriques en PZ4 et PZ5 mesurées et simulées après prise en compte des paramètres issus de la colonne 1D.

L'ultime étape réalisée sur le modèle coupe est la séparation des couches sableuses en quatre zones. À la division entre couches supérieure et inférieure s'ajoute une séparation entre l'amont et l'aval. L'argument qui justifie cette séparation est donné par les pompages d'essais en particulier, dont l'interprétation a mis en évidence que la partie amont était moins perméable que la partie aval, d'un ordre de grandeur. Ce découpage avait déjà été mis en œuvre dans le modèle 2D horizontal avec succès. Le modèle coupe comprend ainsi quatre zones de perméabilités différentes au niveau des sables.

La perméabilité de la partie inférieure aval joue un rôle décisif sur le drainage des eaux de la nappe, car elle conditionne l'écoulement latéral de la nappe. La subdivision amont/aval apporte une légère amélioration (cf. Illustration 40). Le calage n'a pas abouti, mais certaines tendances sont respectées et les niveaux simulés sont relativement proches (à 1 ou 2 m près, soit environ 2 % en relatif) des niveaux observés. Ces simulations, bien que peu spectaculaires et toujours insatisfaisantes, représentent une avancée considérable par rapport aux premières simulations de l'illustration 36. Les paramètres de cette simulation sont donnés dans le tableau ci-dessous (Illustration 39).

Formation	Ks ( $10^{-5}$ m/s)	$\theta_r$ (%)	$\theta_s$ (%)	bt	ht (m)	$\alpha_L$ ( $m^{-1}$ )
Calcaires	0,6	6	30,0	0,50	0,2	5
Sables sup. aval	50,0	0	30,0	0,63	0,1	10
Sables sup. amont	30,0	0	30,0	0,63	0,1	10
Sables inf. aval	0,5	0	30,0	0,71	0,3	3,3
Sables inf. amont	0,3	0	30,0	0,71	0,3	3,3

*Illustration 39 - Paramètres du calcaire et des sables.*

#### **d) Conclusions sur le modèle en coupe incluant la ZNS**

Le modèle coupe 2D permet de coupler la ZNS et la zone saturée, condition essentielle pour modéliser le transfert de pesticides depuis la surface jusqu'à l'exutoire. Les travaux réalisés sur le sujet en 2004 se sont heurtés à la difficulté de caler le modèle hydrodynamique, étape indispensable avant la modélisation du transport. Ces difficultés sont liées d'une part à la difficulté de trouver un jeu de paramètre pour un milieu homogène équivalent d'un système complexe et hétérogène, et d'autre part à la méconnaissance de ce système. Les travaux complémentaires de reconnaissance (prospection géophysique et forages réalisés en 2005 dans le cadre d'un projet indépendant de la présente convention) visent à éclairer ce dernier point, de manière à disposer d'un modèle conceptuel robuste et d'une géométrie fiable de l'aquifère.

La modélisation est donc inachevée. Il reste à intégrer les nouvelles informations géologiques et hydrogéologiques acquises jusqu'en décembre 2005, afin de reprendre ou de repenser le modèle coupe, et à terme de réaliser un modèle de l'ensemble du bassin hydrogéologique de la source des Brévilles. La disponibilité de chroniques plus longues, notamment du débit à la source et des niveaux dans les piézomètres, serait également d'une aide considérable pour améliorer les résultats de la modélisation. Une phase descendante des niveaux piézométriques est effectivement engagée depuis quelques mois, et ces résultats n'ont pu être pris en compte dans le présent rapport.

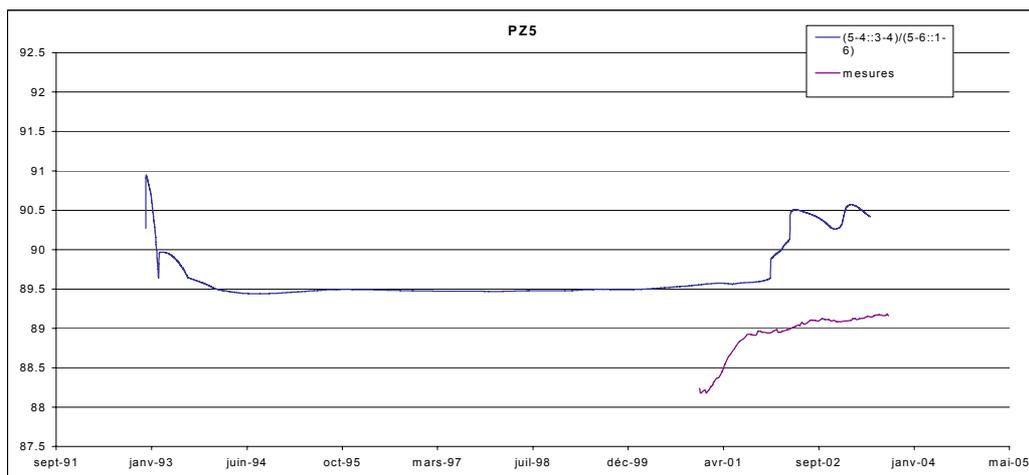
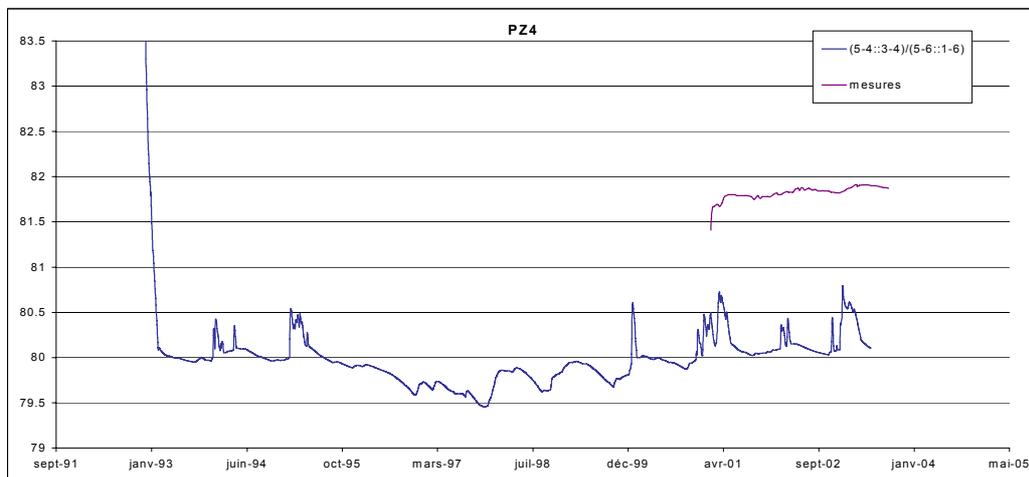
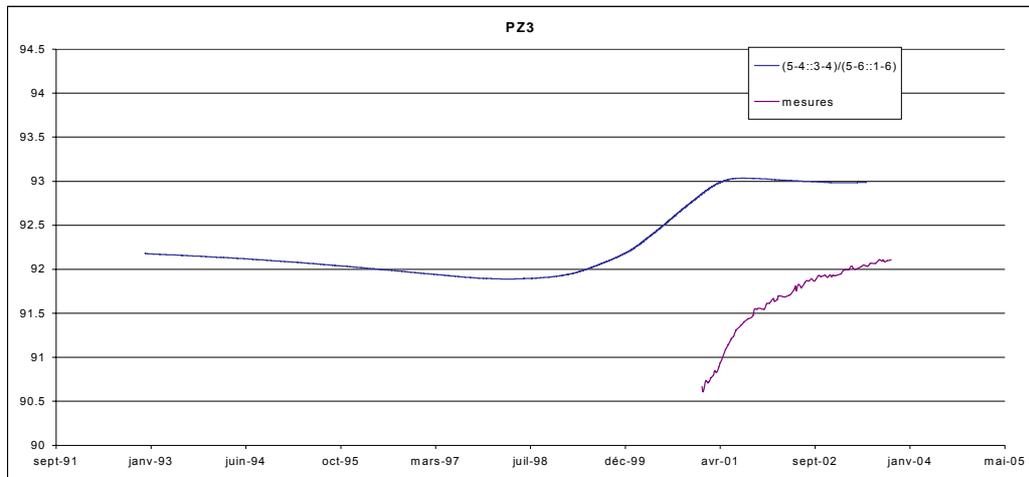


Illustration 40 - Niveaux piézométriques simulés en PZ5, PZ4, PZ3 avec le meilleur jeu de données et les ajustements optimisés sur base des données disponibles à mi-2005.



## **3. Synthèse des activités menées sur la période 2000-2005**

### **3.1. CONNAISSANCE HYDROGÉOLOGIQUE ET GÉOLOGIQUE**

#### **3.1.1. Réalisation des piézomètres**

Sur le secteur étudié avant le début de l'étude, il n'existait aucun point d'accès à la nappe qui aurait permis d'une part d'étudier la recharge de la nappe en suivant l'évolution du niveau piézométrique, et d'autre part d'étudier la variabilité spatiale de la qualité de l'eau. Les piézomètres qui avaient été réalisés par la SOGREAH, lors de la mise en place du périmètre de protection, ne sont plus accessibles (pour le piézomètre double situé près de la source), soit pas assez profond et n'atteignant pas la nappe (pour celui réalisé dans la partie amont du bassin).

Huit piézomètres ont donc été installés au cours du dernier trimestre 2000 et du premier trimestre de 2001. Les travaux ont été réalisés par un foreur (société ARGOAT), prestataire du BRGM, sous le contrôle du BRGM et de la société ANTEA.

L'emplacement des piézomètres a été choisi, afin de répondre à plusieurs critères :

1. certains piézomètres doivent se trouver à l'aval de parcelles sur lesquelles l'acétochlore sera appliqué dans les années à venir ;
2. deux des piézomètres doivent être suffisamment proches l'un de l'autre pour qu'un pompage d'essai et des traçages puissent être effectués (ces mesures contribuent à la caractérisation du comportement hydrodynamique de la nappe) ;
3. les piézomètres doivent être répartis sur l'ensemble du bassin pour acquérir le maximum d'informations sur la géologie, la recharge et la qualité de la nappe ;
4. les piézomètres doivent être accessibles avec un véhicule utilitaire léger ;
5. les propriétaires et exploitants agricoles, ainsi que la commune, doivent accepter la gêne engendrée par la mise en place de ces piézomètres dans les parcelles ;
6. un piézomètre est placé à l'amont du bassin, dans le secteur boisé, de manière à déterminer la qualité de l'eau en dehors d'apports agricoles.

Des informations plus détaillées sur les techniques de forage et le descriptif géologique des piézomètres sont disponibles dans le rapport de Gutierrez (2001).

Ces forages ont permis de montrer que la formation dite des calcaires lutétiens est en fait constituée d'une succession rapide de différents faciès géologiques incluant notamment des passées plus marneuses. La zone non saturée est donc hétérogène verticalement en un point donné, mais aussi spatialement. Ces calcaires apparaissent fracturés.

Les sables de Cuise présentent un enrichissement en argiles avec la profondeur. L'épaisseur totale des sables est variable suivant la localisation dans le bassin. Enfin, le décalage vertical observé pour une même formation entre deux piézomètres (PZ6 et PZ4) permet de mettre en l'évidence l'existence d'une faille avec un rejet d'environ 6 à 12 m suivant qu'on considère le toit des argiles sparnaciennes ou le toit des sables yprésiens, le bloc ouest s'étant affaissé comparativement au bloc est (Morvan, 2004).

De la même façon, la comparaison des coupes géologiques entre le PZ1 et les PZ2, 3, 5, 6 et 8 montre qu'il existe un décalage vertical entre les formations repères. Le bloc le plus à l'est est surélevé d'environ 21-25 m par rapport au bloc ouest. L'existence d'une faille entre le PZ1 et les PZ2 et 3 est ainsi confirmée ; sa localisation s'appuie sur des observations géomorphologiques (Morvan, 2004).

D'un point de vue hydrogéologique, ces piézomètres ont permis de montrer que dans la partie amont du bassin, seule une partie des sables est saturée, alors que dans la partie aval (PZ7), les sables sont saturés ainsi que la partie basse des calcaires lutétiens. Les hauteurs piézométriques mesurées permettent de confirmer l'existence d'écoulements vers la source et d'une faille dans la partie aval (changement de valeur du gradient hydraulique).

### **3.1.2. Fonctionnement hydrodynamique du système**

#### ***a) Mesures de débit et suivi piézométrique***

Depuis décembre 2000, des mesures de débit sont effectuées en continu à l'aval de la source des Brévilles. Un seuil a été aménagé dans la partie canalisée du ru et une sonde de pression reliée à une station automatique d'acquisition a été installée. Les fluctuations de débit mesurées étant plus faibles que ce qui avait été imaginé, et le seuil restant en charge, la relation hauteur-débit tirée de la géométrie du seuil est peu satisfaisante. Des courbes de jaugeage ont été réalisées dans la gamme de hauteurs d'eau observées pour permettre une conversion plus fiable des hauteurs en débit. Afin d'effectuer des mesures sur une large gamme de couples (hauteur d'eau-débit), des pompages d'eau ont été faits en amont du seuil de manière à obtenir des faibles débits et à l'inverse des apports d'eau ont été faits afin d'avoir des débits importants (Illustration 41).

L'illustration 42 permet de comparer la courbe théorique hauteur-débit estimée à partir de la géométrie du seuil (courbe théorique de Kidvaster-Carter) et la courbe d'étalonnage recalculée en fonction des différents jaugeages effectués. Les différences sont observées essentiellement pour des hauteurs d'eau de 80 mm correspondant à plus de 25 L/s.



Illustration 41 - Opérations de jaugeages pour améliorer la relation théorique hauteur d'eau - débit.

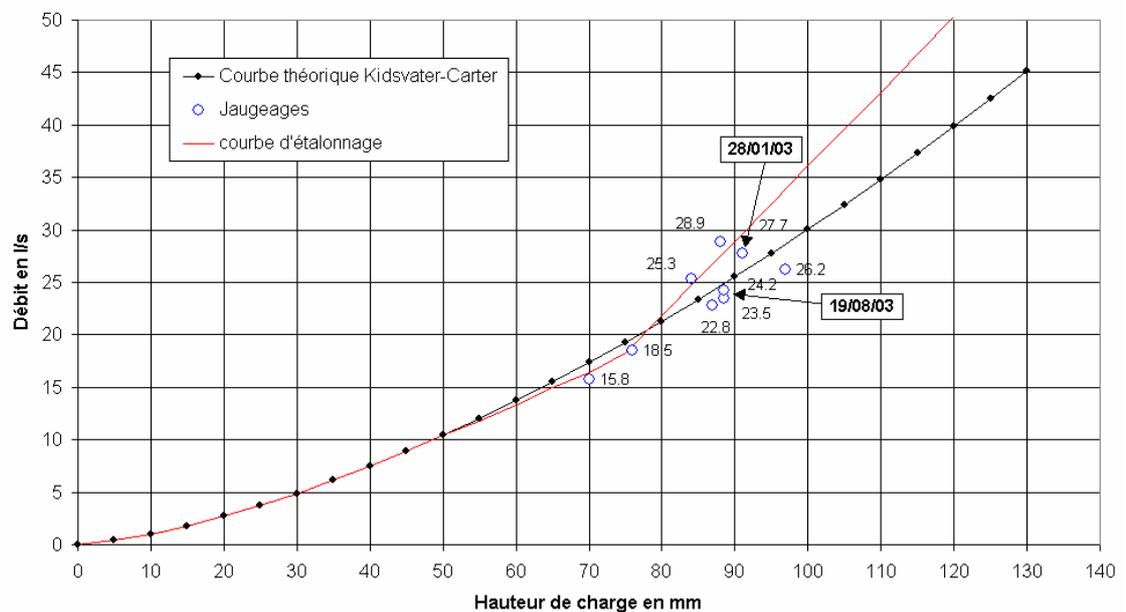


Illustration 42 - Comparaison de la courbe théorique de débit avec les couples hauteur d'eau - débit obtenus au cours de jaugeages.

Malgré ces améliorations, la mesure du débit posait toujours quelques problèmes. Début 2005, un nouveau seuil a donc été installé environ 10 m en aval du seuil précédent. De part sa position, ce seuil ne connaît plus les problèmes de mises en charge liés à l'existence du ponton. En revanche, les mesures sont influencées par des apports d'eau liés au ruissellement depuis la chaussée. Les données sont en cours de traitement pour les corriger de ces apports (comparaison aux données pluviométriques). Parallèlement, une courbe d'étalonnage est en cours d'élaboration, ce qui permettra de calculer précisément les débits.

Jusqu'en août 2001, la source était exploitée pour l'alimentation en eau potable et donc des volumes d'eau plus ou moins importants étaient prélevés.

Un travail important de correction de données (suite au jaugeage, influence des volumes pompés, effet de mise en charge...) a été réalisé pour obtenir la chronique des débits présentée en Illustration 43. Les données pour l'année 2005 sont sujettes à modification (en attente de la courbe d'étalonnage). Une partie des données de 2004 sont manquantes (panne de capteur) et d'autres doivent être retraitées.

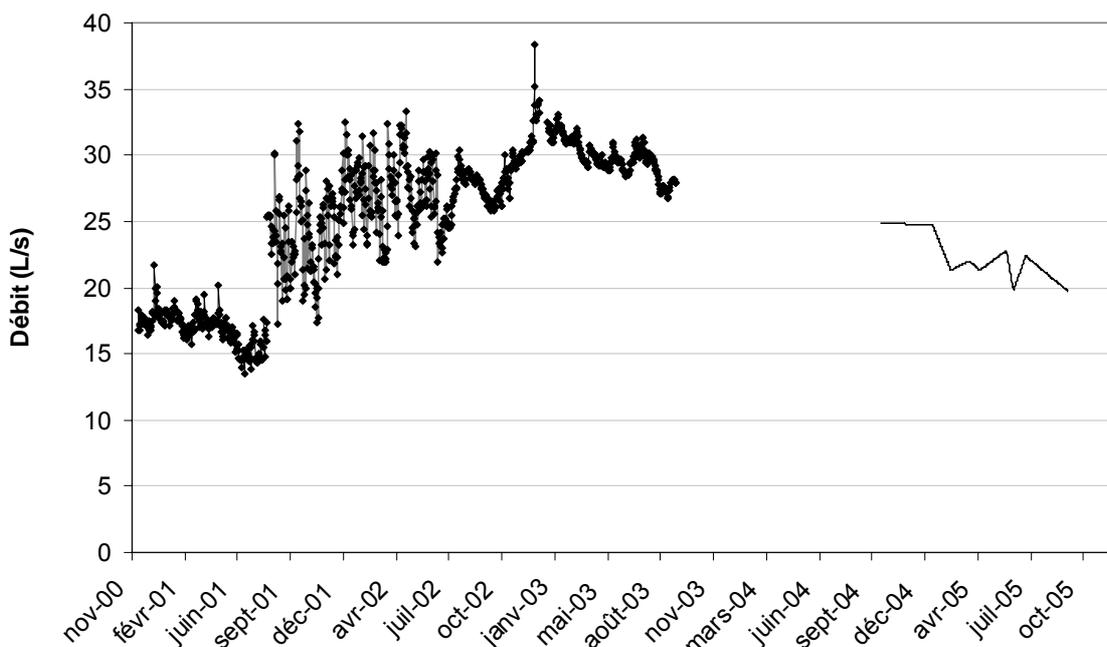


Illustration 43 - Débits mesurés sur la période d'étude (sous réserve de validation).

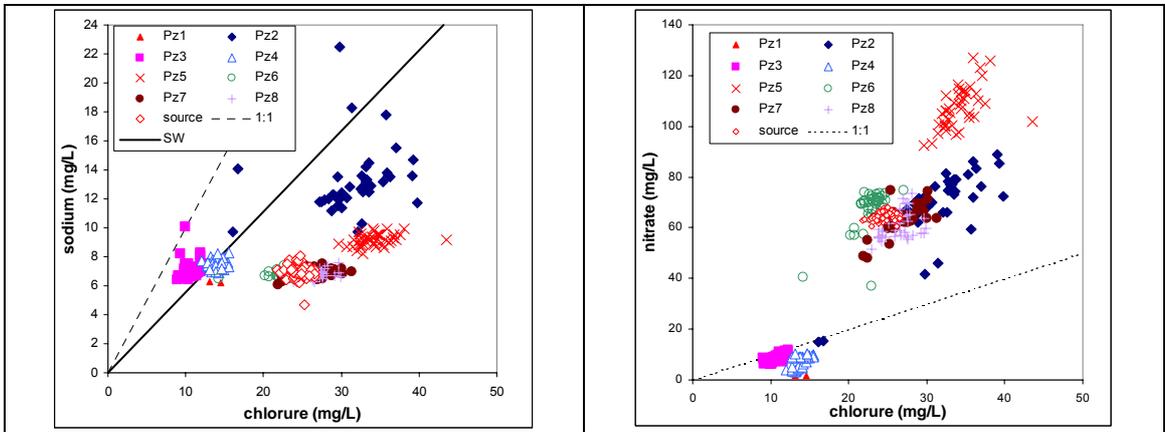
Les débits ont fluctué entre environ 15 et 35 l/s depuis le début du suivi. Globalement, les débits ont augmenté de juin 2001 à début 2003, puis ont plutôt diminué. La variabilité intra-annuelle est faible, si bien qu'il est difficile de distinguer une période de hautes eaux et une période de basses eaux. La variabilité inter-annuelle est faible, alors que les précipitations ont été très différentes d'une année à l'autre au cours du suivi. Ces deux observations vont dans le sens d'un fonctionnement hydrodynamique fortement tamponné : le caractère déficitaire des pluies de 2003 et 2004 ne se fait ressentir que plusieurs mois après au niveau de la source. Le délai est difficile à

estimer à ce stade dans la mesure où la chronique disponible est courte (4 ans) par rapport au signal à caractériser (plusieurs mois voire années).

L'examen des chroniques piézométriques (Illustration 6) confirme cette hypothèse. Les niveaux piézométriques ont commencé à baisser vers février 2003 pour les piézomètres les plus à l'aval et vers novembre 2003 pour les piézomètres les plus à l'amont, alors que dès 2001 les pluies mesurées étaient inférieures à celles de 2000, que 2002 était proche de la moyenne et 2003 fortement déficitaire et ce dès le mois de février. À nouveau, ces observations vont dans le sens d'un fort effet tampon de la zone non saturée. Un changement du signal d'entrée (pluie) n'a des répercussions que plusieurs mois (voire années) plus tard sur le niveau piézométrique. Là encore, les chroniques disponibles sont trop courtes comparativement au temps de réaction du système pour que ce temps de réaction puisse être précisément estimé.

**b) Utilisation des données de chimie**

Pour un piézomètre donné, à l'exception du PZ2, les variations de composition chimique et notamment les ions majeurs, tels que les chlorures, les nitrates ou le sodium, sont faibles au cours du temps comparativement à la variabilité entre piézomètres (Illustration 44). Les ions chlorurés, considérés généralement comme des traceurs conservatifs (pas d'interaction avec la matrice solide), ont deux origines. Une partie des chlorures a une origine naturelle et provient des précipitations. Une autre partie peut provenir des actions anthropiques notamment, via la fertilisation des cultures, les engrais étant généralement riches en chlorure.



*Illustration 44 - Chlorure vs. sodium et chlorure vs. nitrate pour les analyses mensuelles (mars 2001 à février 2005) pour les piézomètres (à l'exception de PZ1, deux mesures) et la source (SW : droite de dilution des eaux marines).*

L'illustration 44 permet de visualiser les teneurs en chlorure vs. sodium pour les piézomètres et la source par rapport à la droite de dilution des eaux marines (SW) et à la droite 1:1. Les échantillons proches de la droite de dilution des eaux marines et de la droite 1:1 sont considérés comme résultant des dépôts atmosphériques. Les échantillons qui se trouvent à la droite de la droite de dilution des eaux marines

montrent un enrichissement en chlorure comparativement au sodium. La source potentielle de chlorure est alors attribuée aux fertilisants minéraux et/ou organiques. Ainsi PZ1, 3 et 4 qui sont proches de la droite de dilution marine peuvent être considérés comme des points peu influencés par l'activité anthropique. Le PZ1 étant situé à l'amont et sous forêt, ce résultat est tout à fait cohérent. PZ3, 450 m à l'aval de PZ1, se trouve dans une parcelle agricole ; il semble donc que les apports anthropiques à l'amont de ce point soient limités et que l'influence de l'occupation du sol à l'aplomb du piézomètre soit également restreinte. Le résultat est plus surprenant pour PZ4 qui se trouve dans la partie aval du bassin à seulement 200 m de la source, dans un secteur où l'épaisseur de la zone non saturée est assez faible et dans une parcelle agricole.

Les piézomètres 2 et 5 présentent les teneurs en chlorure les plus élevées et peuvent être considérés comme subissant un fort impact anthropique. Ceci est confirmé par la détection des teneurs les plus fortes en nitrate pour ces deux piézomètres (Illustration 44). Entre ces deux groupes, les autres piézomètres ont des teneurs en chlorure et nitrate assez similaires à celles enregistrées au niveau de la source.

Il n'y a pas non plus de corrélation entre la position dans le bassin et les teneurs enregistrées en nitrate (Illustration 45). En effet, la partie amont du bassin étant boisée puis devenant agricole, on aurait pu imaginer une augmentation des teneurs de l'amont vers l'aval. Ce n'est pas le cas puisque par exemple, PZ4 très à l'aval apparaît peu contaminé ou que PZ2 et PZ3 qui ont une position topographique similaire ont des degrés de contamination très variables.

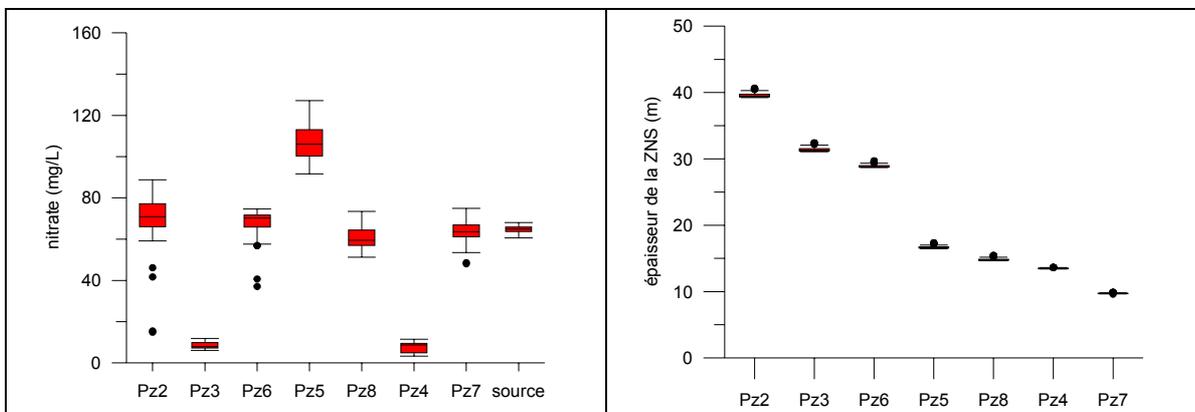


Illustration 45 - Concentrations en nitrate mesurées dans les piézomètres et la source sur la période (2001-2005 ; médiane, 1<sup>er</sup> et dernier quartile, minimum et maximum) et épaisseur de la zone saturée (piézomètres rencontrés de l'amont vers l'aval).

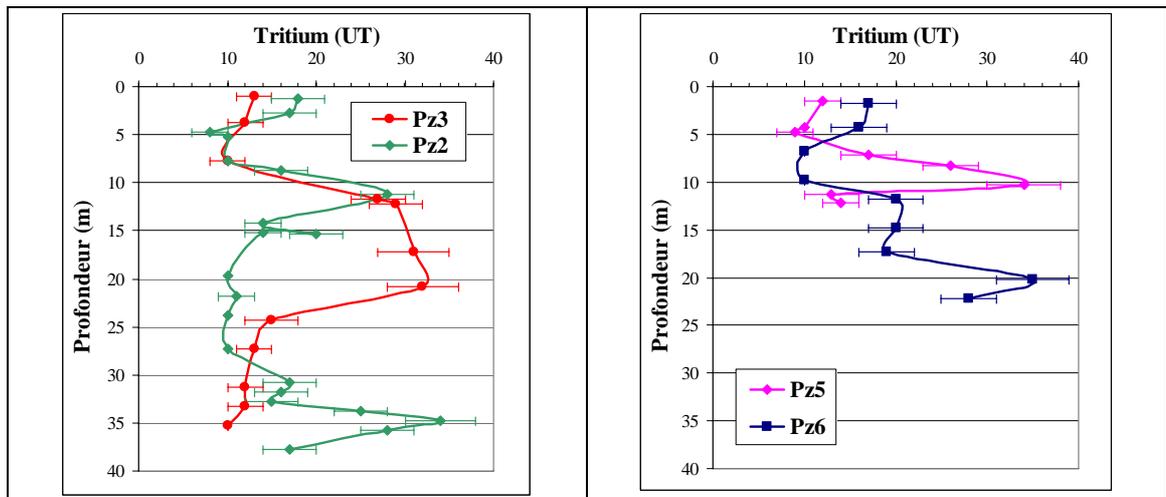


Illustration 46 - Profils de tritium obtenus dans la zone non saturée -jusqu'à la nappe- des piézomètres 2, 3, 5 et 6.

Le tritium -isotope de l'hydrogène entrant dans la constitution de la molécule d'eau- peut être utilisé pour comprendre les mécanismes de transfert de l'eau et des solutés à travers la zone non saturée. Le tritium existe à l'état naturel mais en très faible quantité. En revanche, de fortes émissions se sont produites pendant les années 50-60 lors des essais thermonucléaires aériens et dans certains cas il est encore possible malgré la décroissance radioactive de retrouver des quantités importantes de tritium dans la zone non saturée (ou la zone saturée).

L'illustration 46 permet de visualiser les profils de teneur en tritium obtenus dans les échantillons de la zone non saturée récupérés lors de la foration des piézomètres 2, 3, 5 et 6. Les profils apparaissent très différents les uns des autres. Par exemple, les piézomètres 2 et 3, qui ne sont distants que d'environ 400 m et qui présentent la même épaisseur de zone non saturée, sont distincts. Le PZ3 présente un pic unique, assez large et symétrique suggérant une prédominance des processus de convection-dispersion dans la zone non saturée. Si on considère que le maximum du pic correspond aux années 1960 -période pendant laquelle les émissions nucléaires ont été les plus fortes-, cela signifie également que la vitesse moyenne d'infiltration est faible, de l'ordre de 0,5 m/an. Le PZ2 présente, lui, plusieurs pics assez étroits dont les deux principaux sont centrés sur 11 et 35 m de profondeur. Ce profil peut suggérer l'existence de plusieurs vitesses d'infiltration qui serait liée à la fracturation. Une fraction de l'eau pourrait circuler plus rapidement que d'autres via les fractures. La plus grande profondeur atteinte par le pic de tritium dans PZ2 par rapport à PZ3 (35 contre 17 m de profondeur) suggère que les écoulements s'effectuent plus rapidement à travers la zone non saturée à l'aplomb de PZ2, comparativement à PZ3. La plus faible contamination en nitrate (et chlorure - Illustration 44) observée dans PZ3 par rapport à PZ2 pourrait résulter de cette vitesse d'infiltration plus lente : il est possible que la majeure partie des nitrates liés à l'apport de fertilisants depuis les années 60 n'ait pas encore atteint la nappe au niveau de PZ3.

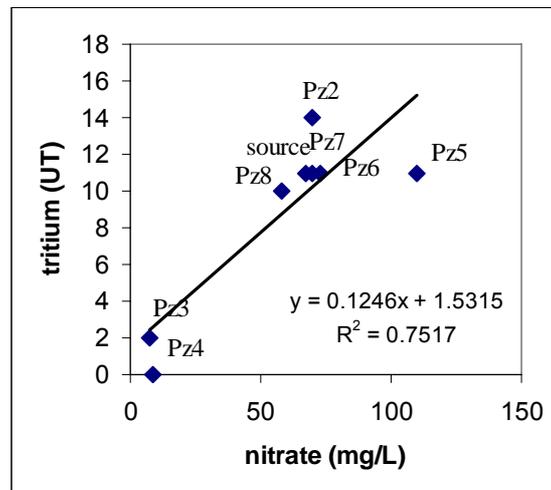


Illustration 47 - Corrélation entre les teneurs en nitrate et en tritium enregistrées dans les piézomètres et la source le 17/12/2003.

Les teneurs en tritium ont également été mesurées dans l'eau de la nappe à différents endroits du bassin (tous les piézomètres, sauf le 1 et à la source - Illustration 47). Deux groupes peuvent être distingués. Le premier groupe correspond aux PZ3 et 4 pour lesquelles les teneurs en tritium sont faibles (voire < 1 UT, limite de détection pour le PZ4). L'absence de tritium indique que les eaux captées sont antérieures aux années 1950 (début des essais thermo-nucléaires). De la même façon pour le PZ3, les eaux captées sont « anciennes » ou correspondent à un mélange d'eaux majoritairement « anciennes » (ante 1950). À l'inverse, la présence de tritium à des teneurs supérieures à 10 UT, dans les piézomètres 2, 5, 6, 7, 8 et la source, suggère que les eaux captées sont plus récentes ou que le mélange d'eau contient majoritairement des eaux plus récentes. La bonne corrélation (Illustration 47) entre les teneurs en tritium et en nitrates enregistrées dans la nappe souligne à nouveau l'origine anthropique (et « récente ») de la contamination en nitrate.

S'appuyant sur le profil de tritium mesuré dans la zone non saturée du PZ3 (Illustration 46), la vitesse de migration au sein de cette zone non saturée semble très lente, ce qui expliquerait : i) la faible teneur en tritium de l'eau de la nappe, ii) la faible contamination de la nappe en nitrate et iii) le fort rôle de tampon supposé de la zone non saturée au vu de la chronique piézométrique.

Pour le piézomètre 4, le profil de tritium dans la zone non saturée n'est malheureusement pas disponible.

Le piézomètre 4 est crépiné dans sa partie inférieure uniquement et il est possible que lors du prélèvement, seules les eaux les plus profondes soient échantillonnées. Si on admet qu'une stratification de la nappe existe sur la base des diagraphies chimiques (Illustration 11) -suite notamment à l'enrichissement en argile des sables avec la profondeur-, il est possible que seules les eaux les plus anciennes, exemptes de contamination, soient captées.

De nouveaux éléments vont dans ce sens. Un piézomètre triple a été réalisé en juillet 2005. Il s'agit en fait de trois piézomètres situés à 2-3 m de distance et qui captent des niveaux différents (leurs réalisations ont été faites de telle manière que seule une partie de l'aquifère est captée). Ainsi, le PZ17A capte le niveau se trouvant au niveau des calcaires, PZ17B la partie supérieure des sables et PZ17C la partie inférieure des sables. Les premières mesures obtenues (août 2005) vont dans le sens d'une stratification de la nappe (Illustration 48). L'absence de tritium dans le niveau le plus profond confirme que les eaux sont plus anciennes (et peuvent être considérées comme antérieures à 1950, date de début des essais thermo-nucléaires, voire antérieures à 1963 si on considère le maximum des émissions) ; ce résultat est conforme avec celui obtenu pour le PZ4 qui capte également la partie basse de l'aquifère. Les eaux apparaissent peu contaminées en profondeur, ce qui n'est pas surprenant pour une eau « ancienne ». Plus en surface, l'impact anthropique est visible. L'absence de nitrate dans PZ17C ne peut pas être lié à un processus de dénitrification, puisque les teneurs en chlorure sont également très faibles (alors qu'elles seraient plus élevées et sans doute comparables à celles de PZ17A et B en cas de dénitrification).

	PZ17A (partie supérieure de l'aquifère)	PZ17B	PZ17C (partie inférieure de l'aquifère)
Tritium (UT)	21	11	< 1
Nitrates (mg/l)	67,7	64,4	0,5
Chlorures (mg/l)	36,6	32,9	5,6
Atrazine (µg/l)	0,16	0,06	0,06
Dééthylatrazine (µg/L)	0,20	0,14	< 0,025

*Illustration 48 - Résultats obtenus pour les trois niveaux aquifères captés par le piézomètre triple (août 2005).*

Le PZ5 montre un pic unique de tritium qui atteint presque la nappe (Illustration 46). Le profil est très court, puisque la nappe est située à environ 16 m de profondeur rendant difficile l'attribution d'une date pour ce pic. Que ce pic soit de 1963 ou non, de l'eau post-1963 arrive à la nappe. Le profil observé pour PZ6 suggère que comme pour le PZ2, plusieurs vitesses de circulation existent au sein de la zone non saturée. Il n'est toutefois pas possible de quantifier la fraction d'eau circulant plus rapidement via les fractures par rapport à celle circulant plus lentement. Là encore la proximité du pic tritium du toit de la nappe suggère qu'une eau post-1963 arrive à la nappe.

Concernant les transferts dans la zone non saturée, peu d'informations claires apparaissent encore à ce jour. Une expérience de traçage a été réalisée en août 2003 entre le PZ7 et la source et entre le PZ4 et la source. Les détails sont portés dans Baran *et al.* (2004). Aucune restitution n'a été observée entre PZ4 et la source suggérant que les relations hydrauliques sont faibles malgré la faible distance entre les points.

À l'inverse, une restitution nette du traceur a été observée entre le PZ7 et la source. L'apparition du traceur à la source quelques jours après l'application suggère qu'une partie du traceur a été capable de circuler rapidement entre le PZ7 et la source. La

restitution s'est ensuite poursuivie pendant plus de 120 j à des concentrations variant peu, suggérant qu'une autre partie du traceur circule plus lentement jusqu'à la source. Ces deux vitesses pourraient être liées à une circulation rapide via les calcaires (en effet au niveau de PZ7, une partie des calcaires est saturée) et à une circulation plus lente via les sables. Des expériences complémentaires de traçage permettraient de compléter ces informations, voire de les étendre à des points situés plus à l'amont du bassin.

### 3.1.3. Prospections géophysiques

Dans l'objectif de compléter la connaissance hydrogéologique et géologique du bassin, deux types de prospection géophysique ont été appliqués à Montreuil-sur-Epte. Il s'agit d'une part de la méthode par « résonance magnétique protonique » ou RMP qui permet en particulier d'obtenir une cartographie approximative du toit de la nappe, et d'autre part de la méthode des « panneaux électriques » qui met en évidence les discontinuités structurales. Ces méthodes sont brièvement présentées ci-après.

#### a) La résonance magnétique protonique (RMP)

Le dispositif RMP permet de mesurer les signaux émis par les noyaux d'hydrogène des molécules d'eau. À l'équilibre, ces protons possèdent un moment magnétique dont la direction est parallèle au champ magnétique terrestre naturel (Illustration 49)

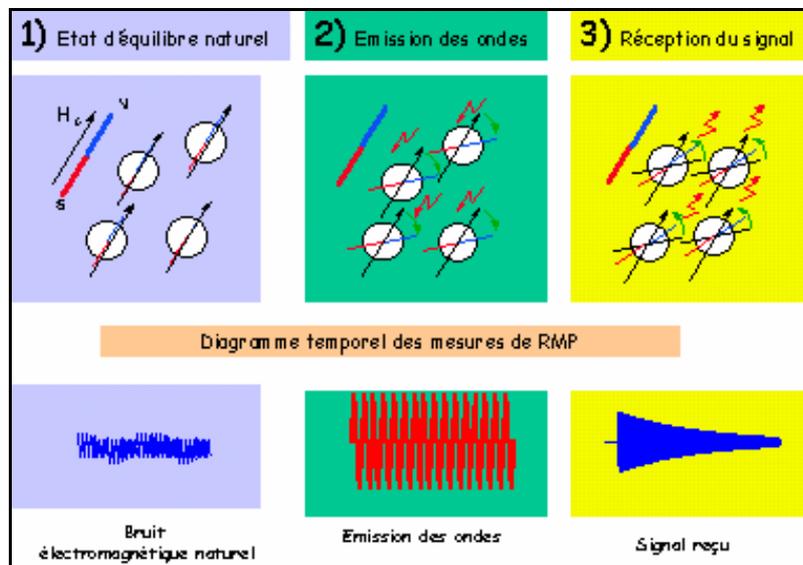


Illustration 49 - Principe de mesure RMN.

Dans un premier temps, l'antenne du dispositif RMP, déployée sur le sol, crée un champ magnétique perturbateur dont la fréquence correspond au domaine de résonance des noyaux d'hydrogène (fréquence dite de *Larmor*). En réponse à cette excitation, les moments magnétiques décrivent un mouvement de précession autour de leur direction d'équilibre. Ensuite, après interruption de l'émission, ils tendent à

nouveau vers leur état naturel en émettant un champ de relaxation qui est mesuré par l'antenne RMP. L'amplitude de ce champ est directement proportionnelle à la quantité de noyaux d'hydrogène excités.

L'analyse des amplitudes en fonction de l'émission excitatrice fournit la profondeur, l'épaisseur et la teneur en eau de chaque couche saturée.

L'inversion du signal de réponse, et notamment au regard des temps de relaxation, permet également d'obtenir des informations quant aux paramètres hydrodynamiques du massif.

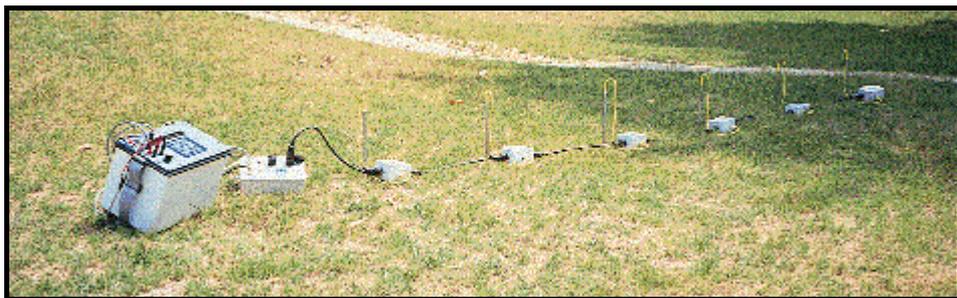
### ***b) La reconnaissance par panneaux électriques***

La méthode de prospection par panneaux électriques est une méthode géophysique dont le but est de décrire les variations de résistivité en profondeur et le long d'un profil. Le principe de la géophysique électrique est le suivant: Un courant  $I$  est injecté entre deux électrodes (ou pôles) A et B et une tension  $V$  est mesurée entre deux électrodes M et N. Un tel dispositif d'émission et de réception est appelé quadripôle. Une résistivité dite apparente ( $\rho_a$ ) découle de ces deux mesures par la formule

$$\rho_a = K \cdot \frac{V}{I}$$

où  $K$  (appelé coefficient géométrique) est fonction des distances entre les différentes électrodes A, B, M et N. La profondeur d'investigation augmente avec l'écartement des électrodes.

Avec la méthode par panneaux électriques, un ensemble d'électrodes est régulièrement disposé le long d'un profil rectiligne (Illustration 50).



*Illustration 50 - Système multi-électrode de IRIS-Instruments qui permet l'automatisation des séquences de mesure de panneaux électriques.*

Le système d'émission du courant et d'acquisition, piloté par microprocesseur, permet d'injecter le courant dans les électrodes du profil, établissant ainsi des combinaisons variées de quadripôles. Un panneau électrique est établi en mesurant la tension pour différentes combinaisons d'émetteur et de récepteur (Illustration 51). L'écartement « a » entre deux électrodes est ainsi augmenté « n » fois pour approfondir l'investigation.

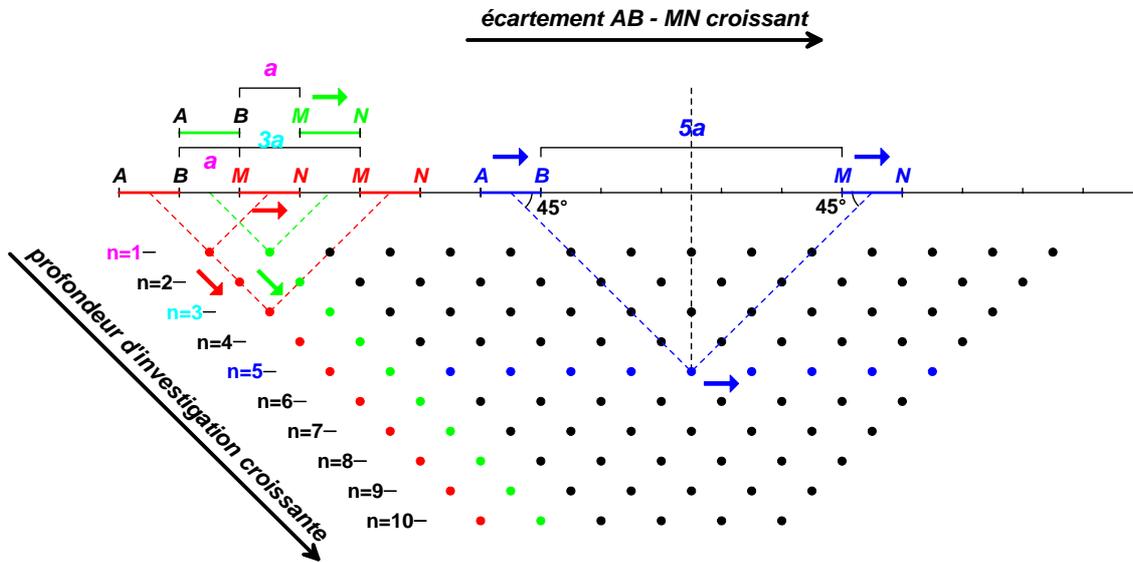


Illustration 51 - Schéma de la procédure d'acquisition d'un panneau électrique dipôle-dipôle et de présentation sur une pseudo-coupe : les points sont les lieux de représentation des mesures.

Les pseudo-coupes sont interprétées par inversion de la résistivité apparente avec divers logiciels prenant en compte la topographie le long des profils. Les résultats de l'inversion sont présentés sous forme de coupe-profondeur de résistivité calculée.

Cette interprétation par inversion fournit des informations quantitatives permettant de caractériser l'origine des différentes anomalies mises en évidence : résistivité, géométrie et profondeur, pendage.

### c) Résultats et interprétation

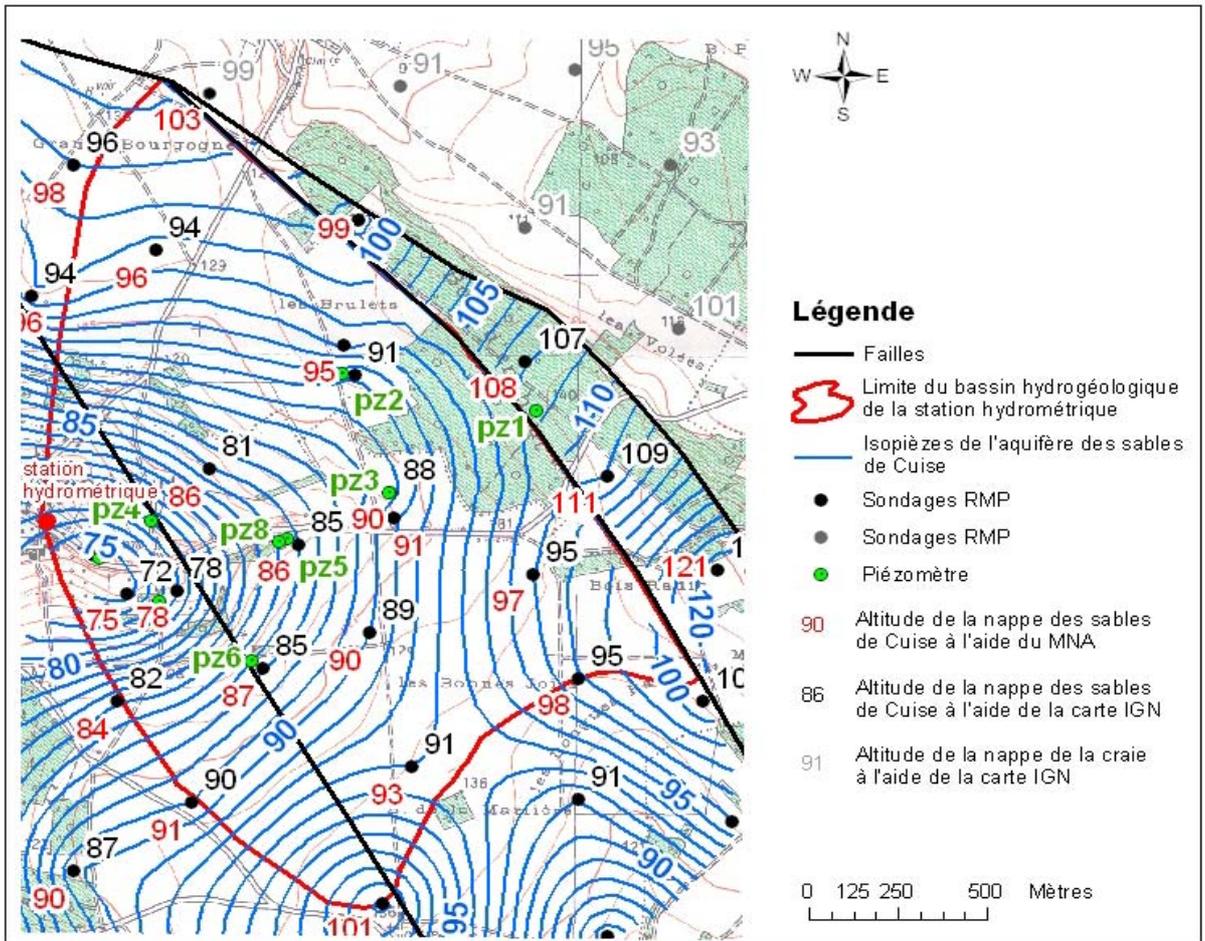
#### • Résonance Magnétique Protonique

52 sondages de résonance magnétique protonique ont été réalisés sur le site de Montreuil-sur-Epte, entre avril 2000 et septembre 2001. Ces sondages permettent de détecter l'eau de manière univoque et ont principalement été utilisés, afin d'évaluer la hauteur du toit de la nappe d'eau dans les sables de Cuise. Les différents points ont été répartis sur l'ensemble de l'aquifère, afin de pouvoir délimiter le bassin hydrogéologique de la source des Brévilles. Il est à noter que la zone à proximité du village de Buhy n'a pu être étudiée, en raison de l'impossibilité du déploiement des antennes.

Les niveaux mesurés dans les piézomètres présents sur le site ont permis, d'une part, la construction d'un ensemble cohérent de données en appliquant des corrections sur les données RMP acquises en des moments différents, et d'autre part, la calibration du modèle d'inversion du signal. C'est ainsi que le toit de la nappe du Cuisien, par

comparaison avec les niveaux mesurés aux piézomètres, apparaît avec une marge d'erreur de plus ou moins 2 m.

Grâce aux niveaux d'eau interprétés sur tous les points de sondage, la carte de l'altitude du toit de la nappe a pu être dressée et une première hypothèse de bassin hydrogéologique a été définie (Illustration 52).



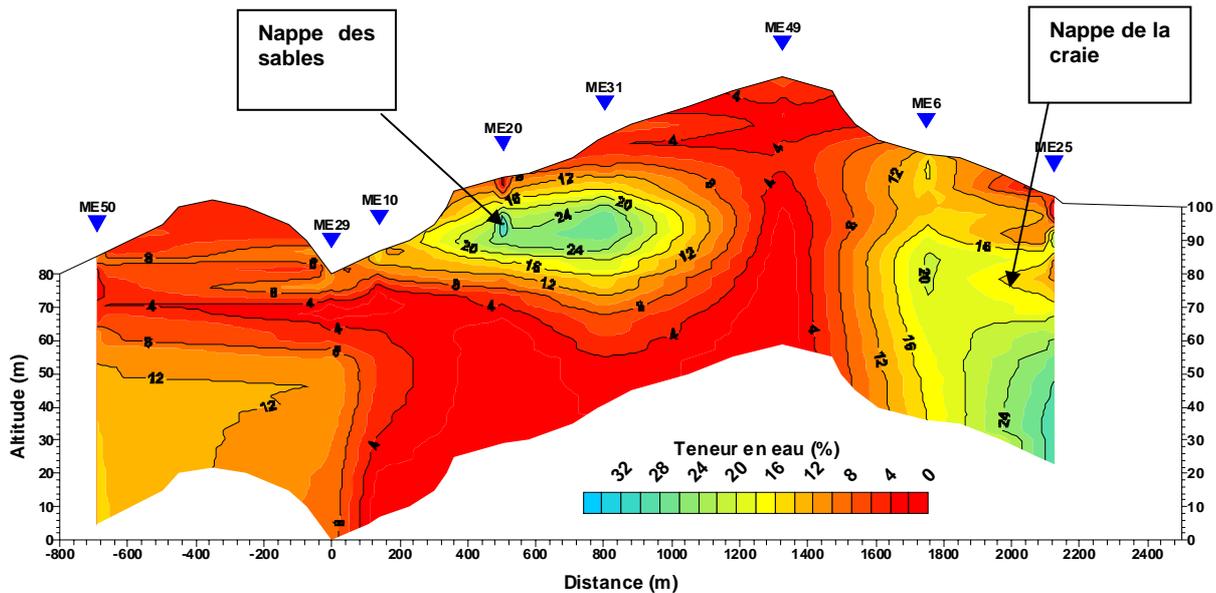
*Illustration 52 - Délimitation du bassin hydrogéologique sur la base des sondages RMP et des failles mises en évidence lors des observations géologiques de terrain.*

Les profils de teneurs en eau « RMP » ont également mis en évidence la présence d'un niveau plus humide (voire d'une petite nappe perchée) dans les calcaires du Lutétien autour de l'altitude 120 m.

Une analyse statistique bivariée des paramètres obtenus par RMP a également permis de reconnaître, parmi les points de sondage, les zones hydrologiquement distinctes se rapportant à l'aquifère des sables de Cuise, à l'aquifère de la craie et à la zone intermédiaire située entre les deux failles est.

Un certain nombre d'incertitudes demeurent cependant :

- Lors de l'interprétation du signal de relaxation, la teneur en eau ne peut être connue de manière univoque. En effet, étant donné l'invariance du produit *teneur en eau\*épaisseur de la nappe*, plusieurs combinaisons de ces deux paramètres sont envisageables. Afin de cartographier les teneurs en eau sur le bassin de la source des Brévilles, l'épaisseur de la couche d'eau a été fixée à 19 m, ce qui sous-estime les teneurs en eau dans la zone proche de la source où la nappe est moins épaisse.
- L'interprétation RMP est dépendante des points qui ont servi à établir la calibration de son modèle d'inversion, c'est-à-dire les piézomètres. Ceux-ci étant situés dans le centre du bassin, il est probable que l'incertitude affichée soit plus forte à mesure que l'on s'éloigne du centre. D'autres piézomètres apparaissent nécessaires à proximité des limites supposées du bassin.
- La référence altimétrique (un modèle numérique de terrain au pas de 25 m dressé par l'INRA) ne couvre pas toute la superficie de l'investigation. Des différences existent avec la carte IGN, qui introduisent une incertitude supplémentaire de l'ordre de 2 m.
- La partie sud de la nappe n'est pas couverte par les investigations.



*Illustration 53 - Profil RMP sur une coupe E-W en travers du bassin et identification des différents domaines hydrogéologiques. Les couleurs claires allant vers le bleu identifient la présence d'une nappe (plus forte teneur en eau).*

#### • La reconnaissance par panneaux électriques

Réalisée en deux phases, la reconnaissance électrique visait dans un premier temps à localiser la faille la plus à l'ouest du bassin, mise en évidence lors de la foration des

piézomètres. En effet, cette faille n'est pas indiquée sur la carte géologique et son tracé demeurerait hypothétique.

Les panneaux électriques réalisés durant la première campagne (octobre 2003) ont montré la présence d'un faisceau de failles à l'endroit présumé, relativement bien identifié dans le nord du bassin mais difficile à corrélérer vers le sud. L'interprétation n'est pas totalement terminée à ce jour, mais elle semblerait indiquer que le piézomètre PZ4 est dans une structure effondrée avec un rejet de quelques mètres. Cette observation n'est pas sans intérêt pour expliquer le caractère chimique de PZ4 très différent des autres piézomètres.

Le deuxième résultat important de cette première campagne réside dans la mise en évidence de pendages des couches vers l'est, alors que la structure générale (le flanc ouest d'un anticlinal) laissait présager des pendages ouest (Illustration 54). En l'occurrence, un banc marqueur sur le plan des résistivités, identifié par la suite comme un niveau marneux du Lutétien supérieur, indique clairement que les couches à l'est de la faille qui faisait l'objet de cette investigation pendent vers le centre de l'anticlinal, ce qui suppose soit qu'elle se redresse ensuite vers l'ouest, soit qu'une deuxième faille intervient pour remonter les couches géologiques.

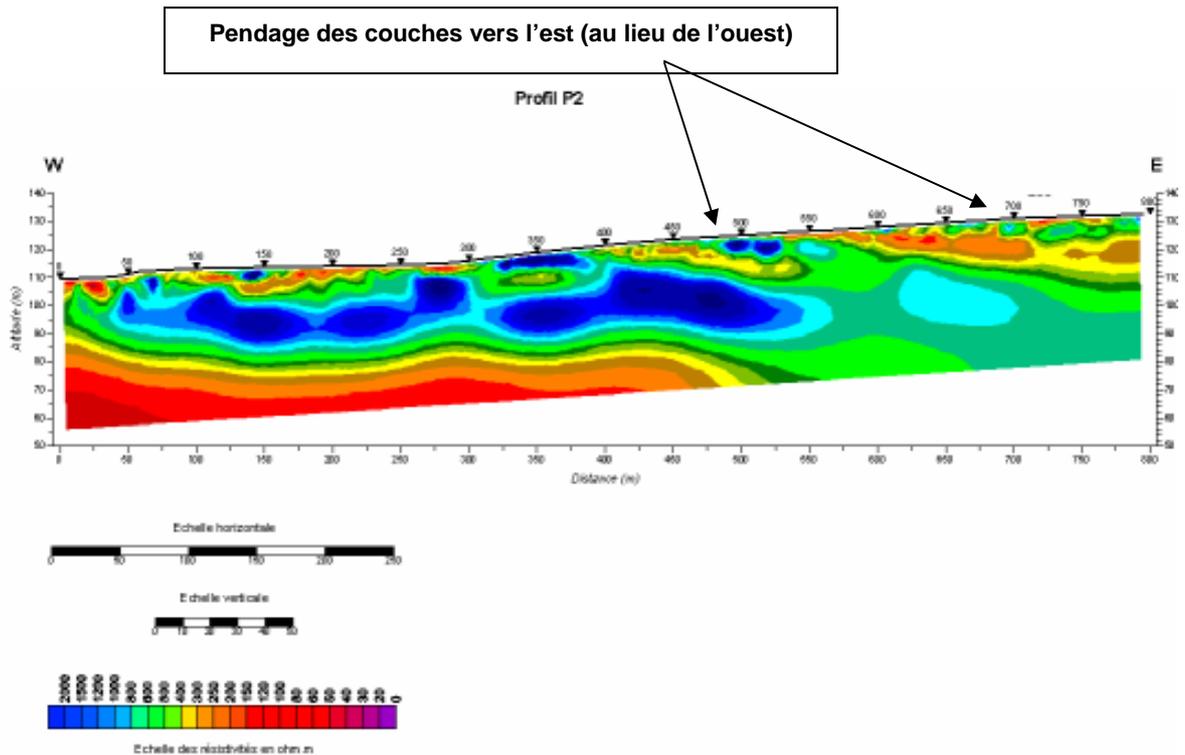


Illustration 54 - Profil électrique par panneaux électriques. Mise en évidence du pendage des couches sur les bancs marqueurs des marnes et caillasses du Lutétien supérieur.

Une deuxième campagne a été réalisée en octobre 2004. Elle prolonge vers l'est les profils réalisés en travers de la faille ouest. La principale observation qui puisse être tirée des premiers résultats est qu'il n'y a pas d'accident majeur dans la partie est, en

dehors des failles déjà connues. Cette investigation en précise le tracé. Les couches qui pendaient vers l'est semblent se redresser progressivement formant une cuvette de direction SSE-NNO.

Néanmoins, les formations calcaires et sableuses présentent un faible contraste géoélectrique. Les formations principales sont de mauvais marqueurs et l'interprétation est difficile. La profondeur d'investigation est insuffisante pour identifier un marqueur plus profond. Les géophysiciens espèrent affiner leur interprétation au vu des résultats des sondages de reconnaissance qui ont eu lieu fin 2005 sur le site.

### **3.2. OCCUPATION DU SOL**

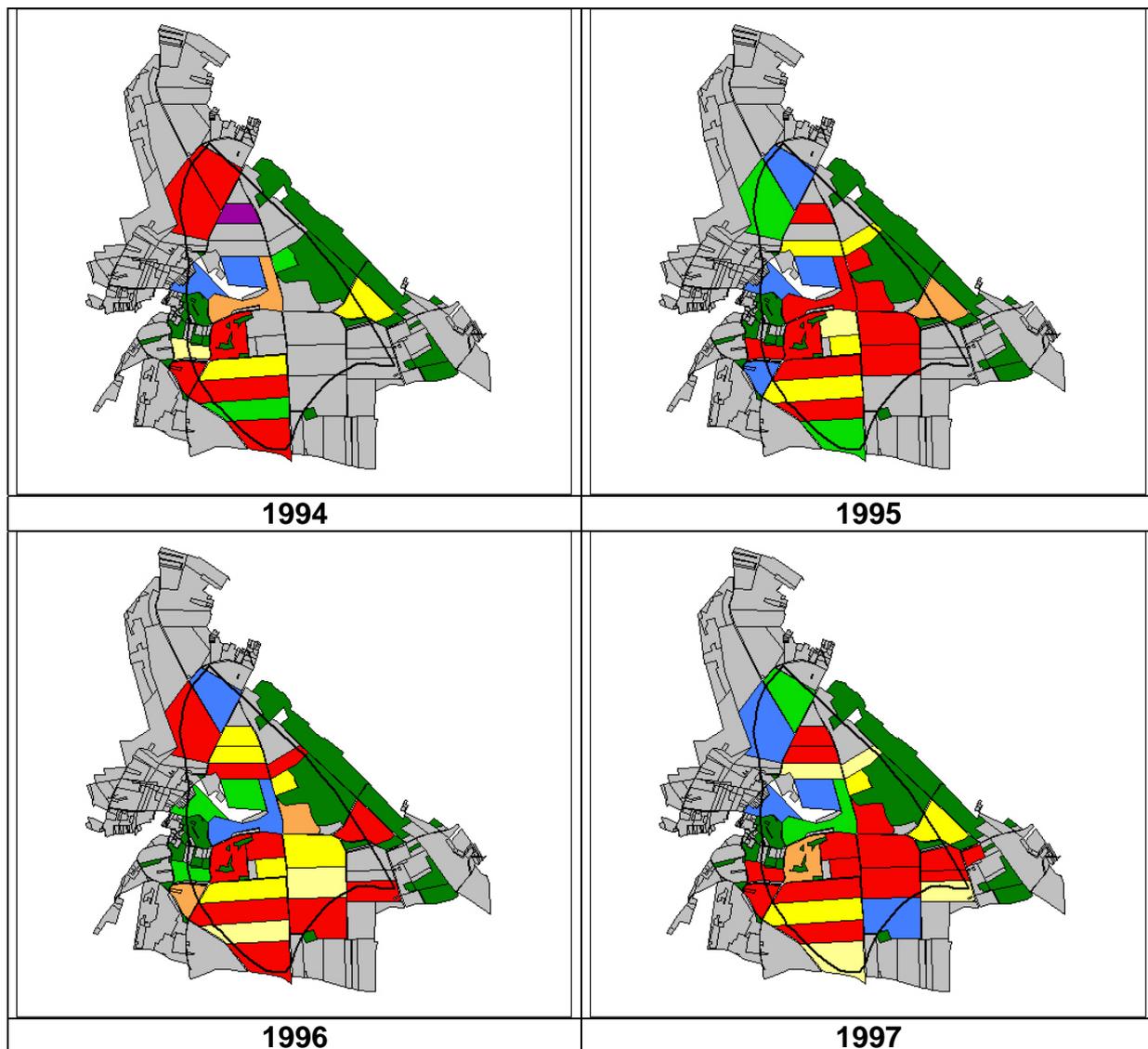
La plupart des agriculteurs présents sur le bassin ont accepté de reconstituer l'historique cultural (occupation du sol, fertilisation et traitements phytosanitaires) des parcelles situées sur le bassin hydrogéologique. Bien que d'autres informations semblent encore potentiellement disponibles mais non encore communiquées, la carte des assolements a pu être réalisée pour la période 1994-2004 (Illustration 55). Les apports de phytosanitaires sont connus pour cette même période.

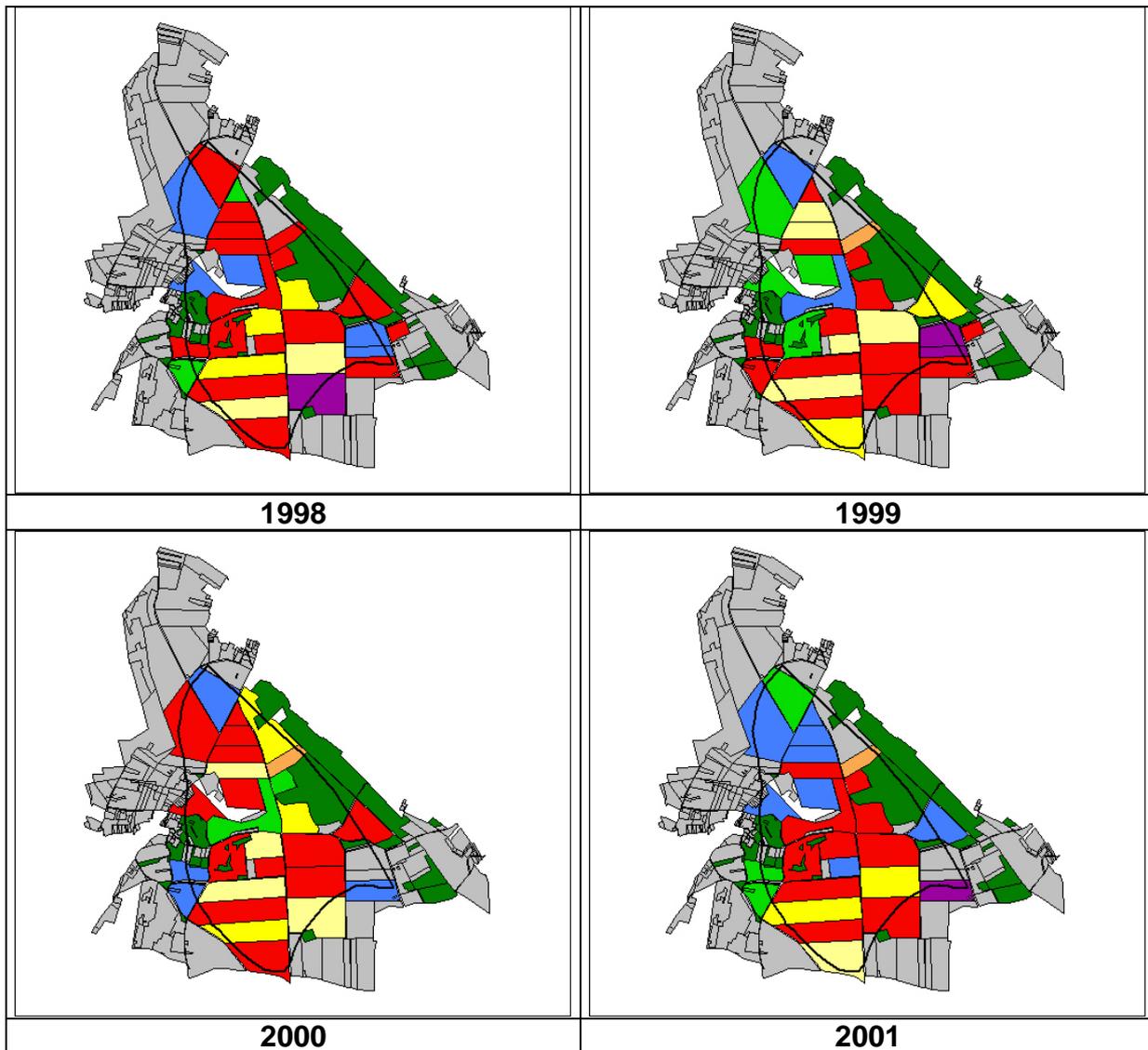
La culture de céréales est dominante sur le secteur pendant cette période. Le maïs occupe des surfaces de l'ordre de 20-35 ha.

Des données sont également disponibles pour la période 1971-1975, mais elles ne couvrent que 43 % des sols cultivés du bassin. Toutefois, il semble que la surface en maïs ait été plus importante à cette époque que celles observées pour la dernière décennie.

Les données sur les surfaces cultivées en maïs dans les départements proches de la zone d'étude, fournies par les chambres d'agriculture et les directions départementales de l'agriculture et de la forêt, montrent que pendant la période 1970-1996, les surfaces cultivées en maïs étaient environ 1,28 fois plus grandes que pendant la période 1997-2003. Cette différence s'explique notamment par la diminution de l'élevage dans ces départements, le maïs ensilage servant d'alimentation au bétail. De plus, il est probable que suite à la mise en place de la PAC (Politique Agricole Commune) en 1992 et la constante évolution des systèmes de prime) cette culture ait été abandonnée en partie.

Parallèlement, les surfaces cultivées en blé sur un département voisin pendant la période 1968-2003 ( $25\,200 \pm 2\,700$  ha/an) sont proches des surfaces cultivées en blé pendant la période 1996-2002 ( $24\,950 \pm 1\,000$  ha/an) montrant une très faible évolution de cette culture depuis les années 1970 dans ce secteur.





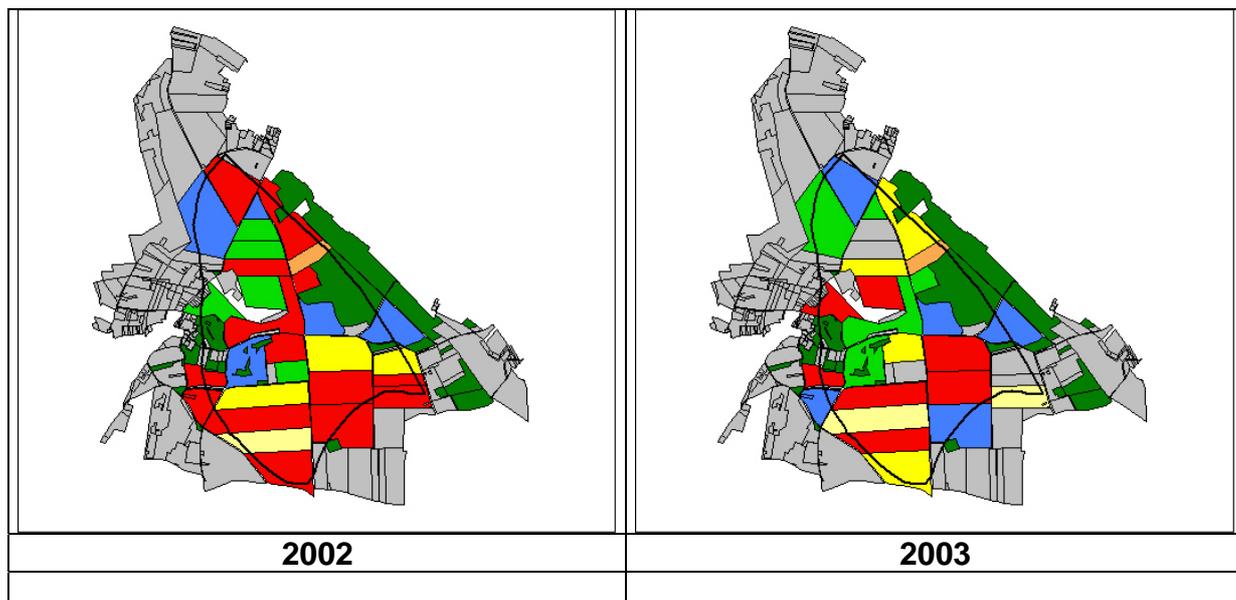


Illustration 55 - Assolément du bassin pour les années 1994-2003.

### 3.3. QUALITÉ DE LA NAPPE

#### 3.3.1. À la source

Plus de six ans après la dernière application de l'atrazine sur le bassin d'alimentation, l'atrazine et son principal produit de dégradation, la déséthylatrazine, sont toujours détectés à la source à des teneurs supérieures à la norme de potabilité. Depuis le début du suivi (octobre 1999 - Illustration 4), une tendance nette ne semble pas se détacher même si les teneurs en DEA semblent croître légèrement et celles en atrazine stagner. Pour une molécule donnée, les concentrations fluctuent moins d'un échantillon au suivant et l'amplitude des variations semble s'atténuer. Cette variation du signal peut être liée au fait que les conditions climatiques ont changé au cours du suivi pour passer d'années fortement excédentaires à des années plus sèches.

La persistance de ces molécules à la source peut être liée à l'existence d'un stock dans le sol et/ou la zone non saturée susceptible d'être remobilisé, à un temps de transfert lent dans la zone non saturée et à un temps de renouvellement long (supérieur à la durée du suivi) de la nappe. L'acétochlore, molécule retenue pour la substitution en association avec d'autres molécules, appliquée chaque année sur les parcelles cultivées en maïs, n'a jamais été détectée de façon certaine, ni ses deux produits de dégradation ESA et OA. Cette absence de détection peut être liée au fait que les temps de transfert dans la zone non saturée et la zone saturée sont plus longs que la durée du suivi ; ceci peut être d'autant plus vrai que les parcelles traitées sont situées plutôt dans la partie amont du bassin donc loin de la source. De plus, les surfaces traitées ne représentent qu'environ 10-15 % du bassin.

Les urées substituées n'ont été détectées que ponctuellement et notamment lors du printemps 2001, printemps le plus fortement arrosé de toute la période de suivi. Les urées étant des molécules mobilisables pendant une courte période après leur application (quelques semaines à quelques mois), il est possible que l'année 2001 ait réuni les conditions nécessaires à leur transfert rapide jusqu'à la nappe (fortes précipitations juste après les apports). Ainsi, même si l'isoproturon est une molécule largement utilisée sur ce bassin, il n'y a pas de réelle contamination au niveau de la nappe tant pour la molécule mère que pour ces produits de dégradation.

À ce jour, les molécules posant problème quant aux normes de potabilité sont l'atrazine et la DEA. L'absence d'évolution nette de la qualité de la nappe, malgré l'arrêt des apports, laisse présager que ce problème persistera encore quelques années. L'allure de la chronique apparaît fortement tributaire des conditions climatiques (pics plus ou moins marqués en fonction des précipitations). Il est donc difficile de présager de l'évolution des teneurs dans les mois à venir.

### **3.3.2. Variabilité spatiale**

L'illustration 56 permet de montrer non seulement la variabilité temporelle des teneurs en atrazine et dééthylatrazine mesurées pour un piézomètre donné, mais aussi la variabilité spatiale. Les piézomètres sont représentés de l'amont vers l'aval.

Selon les endroits du bassin, il apparaît que le transfert dans la zone non saturée peut s'effectuer plus ou moins rapidement, probablement à la faveur des fractures. Si on considérait que la pression (apports en engrais et phytosanitaires) était homogène à l'échelle du bassin, cela signifie que la zone non saturée, à elle seule, peut favoriser tel ou tel type de chronique observée dans la nappe.

Dans les faits, la pression n'est pas homogène à l'échelle du bassin puisqu'une partie est sous forêt et l'autre sous cultures, celles-ci étant variables spatialement et annuellement (Illustration 55). Le signal observé dans les piézomètres dépend donc du fonctionnement de la zone non saturée (et de la zone saturée) mais aussi des pressions à l'aplomb de chaque piézomètre. Toutefois, le PZ8 présente une chronique intéressante dans la mesure où cette parcelle n'a jamais été cultivée en maïs donc jamais traitée en atrazine. Or, atrazine et DEA sont détectés systématiquement dans ce piézomètre (Illustration 57) confirmant l'existence d'apports latéraux probablement via la zone saturée. D'ailleurs la similitude des signaux, notamment en atrazine, entre PZ5 et 8 (distants de 20 m mais situés dans des parcelles agricoles différentes) au moins jusqu'au début de l'année 2003 semble indiquer l'influence des apports latéraux (depuis l'amont) par rapport aux apports verticaux via la zone non saturée. PZ7, bien qu'en aval de ces deux points, présente une chronique différente qui pourrait laisser imaginer que PZ7 draine un secteur un peu différent de PZ5 et 8.

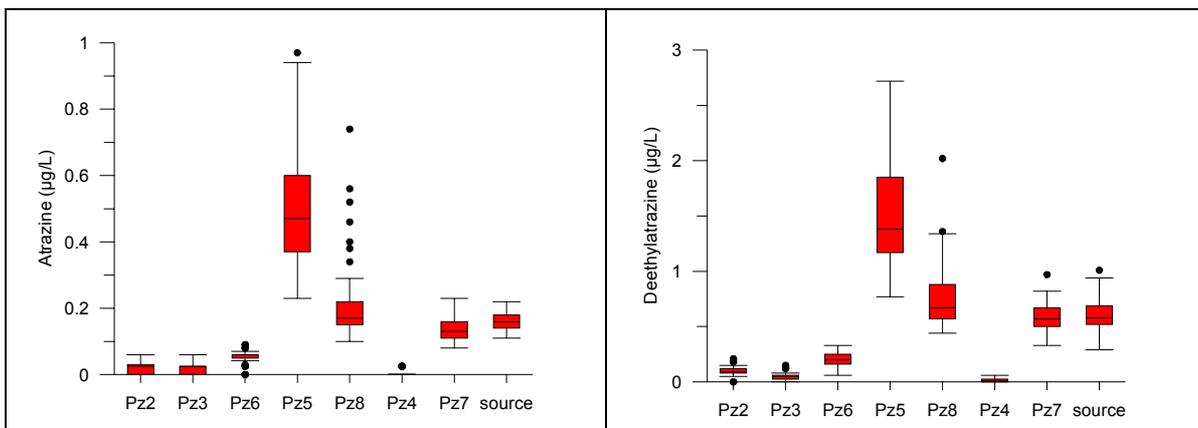


Illustration 56 - Variabilités spatiale et temporelle des teneurs en atrazine et dééthylatrazine mesurées sur le bassin (médiane, 1<sup>er</sup> et dernier quartile, valeurs minimales et maximales – statistiques sur toute la période d'étude).

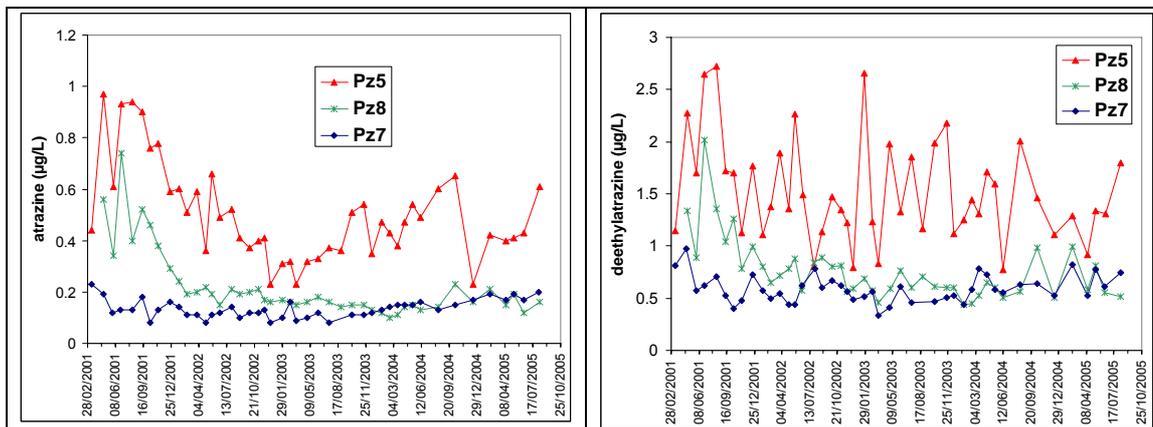


Illustration 57 - Comparaison des teneurs en atrazine et dééthylatrazine observées dans les piézomètres 5, 8, 7 situés sur un même transect (d'amont vers l'aval).

### 3.3.3. Flux de pesticides

Les flux de phytosanitaires quittant le bassin ont été estimés. Le débit journalier est mesuré à la station hydrométrique. Les concentrations en phytosanitaires sont connues à la source à raison de deux mesures par mois. Il a été considéré qu'entre deux mesures successives, les concentrations varient de manière linéaire. Les flux sont calculés par année civile.

année	Quantité exportée (en g)		
	atrazine	DEA	Atrazine + DEA
2001	160	427	627
2002	149	523	672
2003	150	554	705
2004	147	609	756
Moyenne (écart-type)	151 (6)	538 (60)	690 (55)

Illustration 58 - Quantités d'atrazine et de dééthylatrazine exportées au cours des années 2001-2004.

Pour les années 2001 à 2004, les flux d'atrazine exportés sont relativement constants de l'ordre de 151 g ( $\pm 6$  g ; Illustration 58). En revanche, les flux de DEA exportés croissent régulièrement passant de 427 à 609 g soit une augmentation de 42 %. En conséquence, les quantités cumulées exportées (atrazine + DEA) ont augmenté, passant de 627 à 756 g, soit une augmentation de l'ordre de 20 %, alors que les apports en surface sont nuls depuis 1999 (Illustration 59).

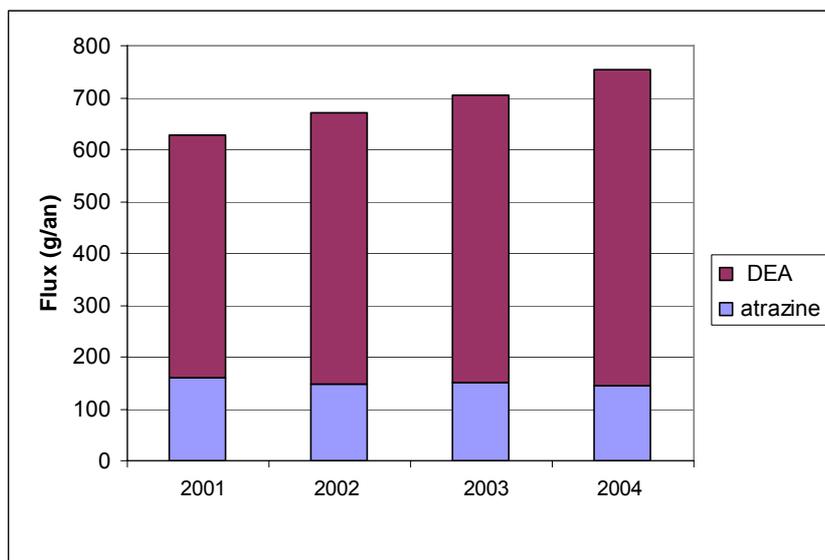


Illustration 59 - Flux annuels exportés à la source en atrazine et dééthylatrazine.

Si on considère qu'au cours des dernières années pendant lesquelles l'atrazine a été appliquée, la dose d'application autorisée était de 1 kg de matière active et sur la base des enquêtes agricoles que la surface en maïs était de l'ordre de 25 ha, la quantité d'atrazine appliquée sur le bassin est d'environ 25 kg par an.

Les flux exportés sous la forme d'atrazine et de dééthylatrazine correspondent donc, suivant l'année considérée, à 0,59-0,64 et 1,9-2,4 % de la quantité appliquée en atrazine, respectivement soit au total (atrazine + dééthylatrazine) 2,5 à 3,0 %.

Ce calcul reste toutefois très théorique dans la mesure où la quantité d'atrazine appliquée prise en référence correspond à la dose probablement appliquée au cours

des dernières années et où les mesures de débit doivent être validées. Or, la vitesse de transfert dans la zone non saturée et la zone saturée n'est pas connue et il est difficile de faire un lien entre une période d'application des molécules actuellement retrouvées. Il est probable que les quantités appliquées étaient plus importantes les années précédentes (surface en maïs plus importante dans les années 1970, dose homologuée plus forte).

### **3.3.4. Recherche de paramètres explicatifs**

Le suivi de la qualité de la nappe via le suivi de l'exutoire ou les mesures effectuées dans les différents piézomètres répartis sur le bassin ont permis de mettre en évidence -et de quantifier- les variabilités spatiale et temporelle de la contamination.

#### ***a) Variabilité spatiale***

La variabilité spatiale résulte bien évidemment des pratiques culturales à l'aplomb de chaque piézomètre, pratiques qui sont spécifiques à chaque parcelle mais ce facteur explicatif ne suffit pas à expliquer toute la variabilité. En effet, le PZ8 se trouve dans une parcelle n'ayant jamais reçu d'application en atrazine et présente toutefois une contamination avérée en atrazine et DEA. Ce piézomètre se trouve à l'aval de parcelles traitées par cette molécule. Il apparaît donc clairement que les pratiques culturales à l'amont du piézomètre sont tout aussi importantes que celles réalisées à l'aplomb du piézomètre ; le transfert des solutés s'effectue alors vraisemblablement via la zone saturée.

L'épaisseur de la zone non saturée ne semble pas être un facteur explicatif. L'intensité de la contamination ne semble pas corrélée (ni positivement, ni négativement) à l'épaisseur de la ZNS.

Le fonctionnement hydrodynamique de la ZNS apparaît en revanche plus crucial que la seule épaisseur pour expliquer les chroniques observées. En effet, les données tritium mesurées dans la ZNS ont permis de montrer que les circulations étaient plus ou moins rapides vraisemblablement en fonction de la fracturation. Ainsi, certains piézomètres n'apparaissent pas ou peu contaminés, les solutés n'ayant pas encore transité jusqu'à la nappe. C'est probablement le cas du PZ3.

L'existence d'une stratification de la nappe -pouvant résulter de l'enrichissement avec la profondeur en argile des sables de Cuise- pourrait expliquer les très faibles contaminations observées dans le PZ4 qui ne capte que la partie profonde de la nappe. Ces observations semblent se confirmer avec les nouvelles données provenant d'un piézomètre triple captant les différents niveaux de la nappe.

Plusieurs hypothèses apparaissent très probables pour expliquer la variabilité spatiale observée à l'échelle du bassin. La difficulté réside maintenant dans la spatialisation de ces données ponctuelles. Des traitements statistiques pourraient être réalisés de manière à trouver des corrélations entre les piézomètres et voir dans quelle mesure

des secteurs aux réponses homogènes apparaîtraient. Ce serait une première étape dans la spatialisation.

### ***b) Variabilité temporelle***

Pour un point de suivi donné, il existe une variabilité temporelle plus ou moins importante. Au niveau de la source, la variabilité des teneurs en atrazine d'un échantillon au suivant semble être atténuée comparativement aux premiers mois de suivi. Cette atténuation pourrait être liée aux modifications des conditions climatiques et notamment à une diminution de la recharge ces deux dernières années. Toutefois la variabilité des teneurs en DEA reste élevée laissant supposer que des apports d'eaux plus ou moins contaminées en DEA se produisent toujours. La variabilité des teneurs de cette eau atteignant la nappe pourrait être gouvernée par les cinétiques de dégradation de l'atrazine et/ou de sorption de la DEA.

La variabilité temporelle pour un piézomètre donné peut être très différente de celle observée dans un autre piézomètre. Il n'y a pas d'évolution systématique (pas d'augmentation ou de décroissance simultanée pour tous les piézomètres). Il n'existe pas de corrélation évidente entre l'évolution du niveau piézométrique (plutôt tamponnée et avec pas ou peu de variabilité intra-annuelle) et les fluctuations de concentrations observées.

La variabilité des teneurs pourrait donc être liée à l'apport d'une eau suffisamment riche ou pauvre en phytosanitaires pour influencer sur les teneurs mais correspondant à un volume insuffisant pour se marquer nettement sur les chroniques piézométriques et/ou le débit de la source.

## **3.4. SUBSTITUTION DE L'ATRAZINE**

### **3.4.1. Transfert de l'acétochlore et ses dérivés dans les sols**

Pendant les deux années culturales 2000 et 2001, deux parcelles présentant des sols contrastés (un luvisol correspondant à un sol limoneux épais et un sol court caillouteux) ont été instrumentées de manière à caractériser le transfert de l'acétochlore et de ses deux principaux métabolites (ESA et OA) dans le sol, au maximum jusqu'à un mètre de profondeur. Le suivi de chaque parcelle a été assuré pendant une période de 12 mois. Chaque année, il s'agissait du premier traitement en acétochlore appliqué sur la parcelle. Les conditions climatiques ont été très contrastées entre les deux périodes de suivis. Il a ainsi été possible de dégager les grandes caractéristiques de la molécule sans relation avec le type de sol ou les conditions climatiques (deux sols suivis dans deux contextes climatiques différents) et d'expliquer la variabilité du comportement soit en fonction du sol, soit en fonction des conditions climatiques.

Les résultats plus détaillés ont été reportés dans Baran et Mouvet (2002a, b). Les illustrations 60 et 61 présentent à titre d'exemple les pourcentages d'acétochlore et de dérivés présents dans les sols à différentes dates.

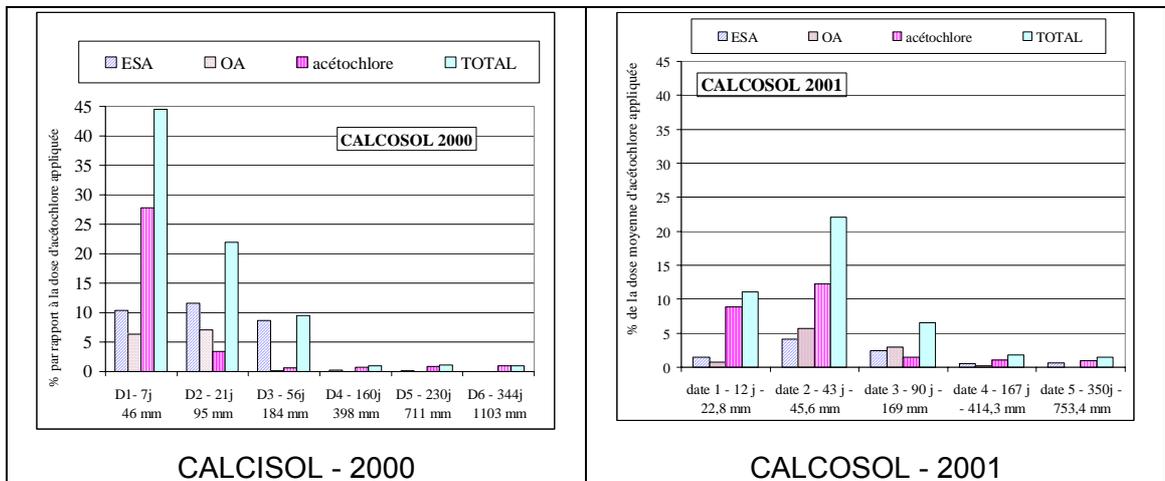


Illustration 60 - Pourcentage de dérivés ESA, OA, d'acétochlore et somme de ces produits par rapport à la dose moyenne appliquée en 2000 dans un calcisol et 2001 dans un calcosol.

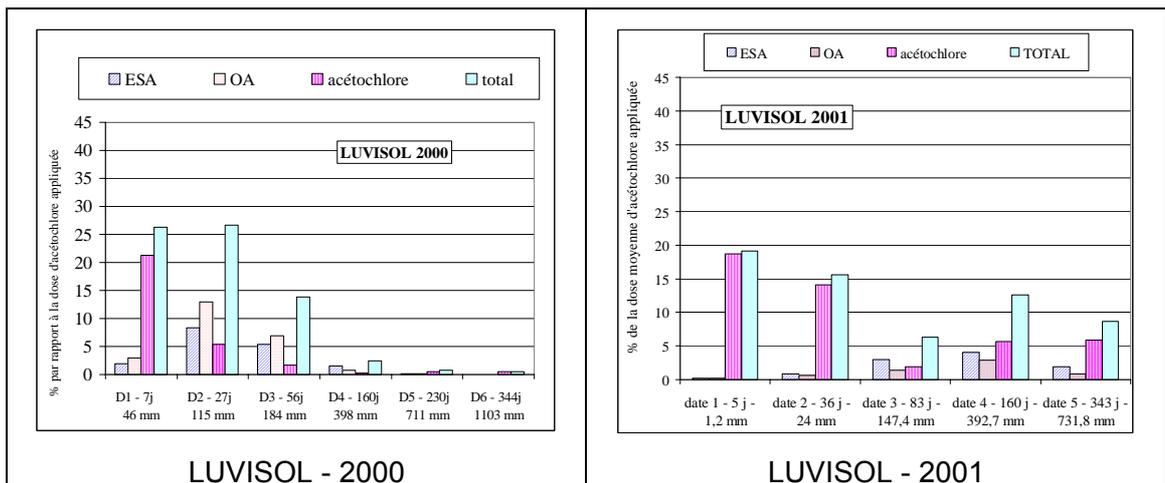


Illustration 61 - Pourcentage de dérivés ESA, OA, d'acétochlore et somme de ces produits par rapport à la dose moyenne appliquée en 2000 et 2001 dans des luvisols.

Pour résumer et de manière simplifiée, ces suivis ont permis de montrer que la demi-vie de l'acétochlore est très courte, de l'ordre de quelques jours quels que soient le sol et l'année. Les dérivés ESA et OA sont détectés très rapidement après l'application mais ne sont détectables dans le sol que pendant quelques mois. À l'inverse, l'acétochlore est toujours détecté dans les horizons de surface même 12 mois après l'application ; les teneurs sont toutefois très faibles et correspondent à moins de 1 % de la quantité appliquée. Les trois molécules ont été détectées à des profondeurs supérieures à l'horizon de surface laissant supposer que ces produits sont susceptibles d'être lessivés vers les horizons plus profonds et peut-être à plus long terme jusqu'à la nappe. Toutefois les expérimentations mises en place ne permettent pas de quantifier ce lessivage.

La variabilité des bilans de masse d'une année à l'autre pour un sol donné et notamment la plus grande persistance des métabolites mais aussi de l'acétochlore en 2001 par rapport à 2000 pourrait résulter d'un moindre lessivage en 2001 du fait de précipitations beaucoup plus faibles qu'en 2000.

La mise en place plus ou moins rapide de la dégradation d'une année à l'autre pourrait aussi être liée à la différence de conditions climatiques entre les deux années de suivi.

Pour une année donnée, les différences observées entre les sols pourraient résulter d'un fonctionnement hydrodynamique différent des deux sols, couplé à une activité de biodégradation différente liée notamment à l'existence d'apports ou non de fumier sur la parcelle. Toutes ces pistes mériteraient d'être testées dans des études complémentaires.

### **3.5. MODÉLISATION**

Les travaux de modélisation ayant fait l'objet d'une description détaillée dans la partie 2.3 du présent rapport, ils font l'objet d'une synthèse assez courte, le lecteur pouvant notamment se référer aux illustrations fournies auparavant pour cette partie.

#### **3.5.1. Modèle 2D horizontal**

Le modèle bidimensionnel monocouche du bassin versant permet, pour les écoulements en milieu saturé, de vérifier la cohérence des paramètres principaux, mesurés ou estimés à partir des observations de terrain (recharge globale, perméabilité de l'aquifère) et de contrôler les interpolations de topographie.

Les 1 035 mailles de calcul représentent un bassin versant d'environ 2,6 km<sup>2</sup> avec une zone amont de perméabilité plus faible d'un ordre de grandeur que la perméabilité aval (cf. illustration 14). Les conditions aux limites sont de flux nul et les conditions initiales de charge correspondent aux niveaux relevés dans les piézomètres au début de l'année 2000. L'infiltration de la pluie a été spatialisée en fonction de l'unité de sol considérée ; en régime permanent, l'estimation de l'infiltration annuelle à partir du calcul de la pluie efficace en fonction de la réserve utile est de 289 mm pour l'année 2000.

L'allure générale de la répartition des charges simulées est cohérente avec celle observée sur le terrain et l'erreur maximale sur les charges est d'un mètre, sauf en PZ7 où elle atteint 4 m (cf. illustration 15). La simulation inclut sept mailles adjacentes à la source qui débordent et dont la somme des débits, 24,4 L/s, est tout à fait cohérente avec les débits moyens mesurés à la station de jaugeage, 25 L/s.

Cette première étape de la modélisation 2D peut être considérée comme satisfaisante car le débordement de la nappe a lieu dans la maille correspondant à la source de Brévilles, et les charges calculées des piézomètres, hormis PZ7, sont cohérentes avec les observations.

La prise en compte de la zone non saturée au-dessus de la zone saturée ajoute une dimension supplémentaire au modèle. Dans l'absolu le modèle est donc en trois dimensions. Pour aborder les paramètres de la zone non saturée, une seule dimension a été considérée dans un premier temps.

### **3.5.2. Modélisation de colonnes 1D depuis la surface du sol jusqu'au bas de la zone non saturée**

#### ***a) Transfert d'eau***

La modélisation en 1D permet de rechercher avec un temps de calcul minimal les valeurs réalistes des paramètres hydrodynamiques du sol et de la couche calcaire qui permettent d'atténuer les trop fortes variations temporelles modélisées du débit sortant de la couche de calcaire. Le modèle 1D est une colonne constituée d'une couche de calcaire lutétien de 31,6 m surmontée d'un sol de type calcisol de 0,4 m d'épaisseur scindé en deux horizons de sol distincts de 0,2 m chacun (cf. illustration 21). Les historiques de pluie et d'évapotranspiration (ETP) appliqués sur la maille de surface prennent en compte la période allant du 1<sup>er</sup> septembre 1988 au 06 juillet 2004. Une culture de maïs, avec son développement racinaire et l'évolution de ses besoins en eau, est prise en compte. La maille du bas n'est ni étanche ni à potentiel imposé : seul un gradient unitaire de charge est imposé de manière à permettre un écoulement par le fond. Bien que les calcaires du Lutétien présentent un fort degré d'hétérogénéité (Morvan, 2004), la couche de calcaire est modélisée par une formation homogène et des paramètres équivalents à une combinaison d'hétérogénéités sont recherchés. Les conditions initiales correspondent au profil des teneurs en eau mesurées dans la zone non saturée au niveau de PZ3 en avril 2000.

L'évolution modélisée de la teneur en eau dans le sol au cours du temps est, vu l'hétérogénéité des résultats des mesures de ce paramètre, satisfaisante (cf. illustration 22). Des travaux de calage ont montré un effet particulièrement net de l'exposant  $b_t$  de la loi de rétention sur la teneur en eau simulée jusqu'au fond de la colonne (cf. illustration 23). Par ailleurs, des calages de la succion à demi-saturation des calcaires ont également été effectués (cf. illustration 25). L'ensemble de ces travaux a abouti à un jeu de valeurs optimisées, sur base des mesures disponibles, pour les paramètres pris en compte dans la modélisation 1D (cf. illustration 26).

#### ***b) Transport de bromure***

En avril 2000, la parcelle agricole dans laquelle se trouve le piézomètre Pz3 a fait l'objet d'un traitement à l'acétochlore (environ 2 kg/ha) et d'un épandage de bromure de potassium, traceur de l'infiltration de l'eau, d'environ 20 kg/ha.

Le modèle 1D précédent constitue la base des simulations du transport de bromure et d'acétochlore au cours du temps. Les valeurs de pluie et d'ETP entre le 1<sup>er</sup> janvier 2000 (jour 1 des simulations) et le 30 novembre 2002 sont appliquées sur la maille de surface. Un gradient unitaire de charge est imposé au niveau de la dernière maille afin

de permettre au flux d'infiltration de s'écouler. Comme pour le transfert d'eau, la croissance du maïs cultivé sur la parcelle est prise en compte par le modèle.

Sur le premier mètre, les pics de concentration en bromure modélisés sont, par rapport aux mesures, localisés aux bonnes profondeurs et les ordres de grandeurs sont respectés (cf. illustrations 27 à 29). Pour la modélisation des teneurs en bromure sur l'ensemble du profil de 32 m, sol et calcaire non saturé sous-jacent, les mesures de concentration de bromure disponibles ne couvrent que les 4,25 premiers mètres. La simulation du transport de bromure est tout à fait satisfaisante après 10 jours, tant que le bromure se trouve dans le sol (cf. partie supérieure de l'illustration 30). Lorsque le bromure pénètre dans les mailles du modèle qui correspondent à la couche calcaire (cf. partie inférieure de l'illustration 30), la progression modélisée du bromure reste régulière car les propriétés de la couche calcaire sont homogènes dans le modèle. Dans la réalité, l'hétérogénéité du calcaire perturbe de manière très significative la progression du bromure. Celui-ci est freiné par des couches marneuses proches de la surface et se retrouve de ce fait sollicité par la reprise évaporatoire, c'est-à-dire qu'il est susceptible de remonter vers le sol et les plantes. Seule la prise en compte d'hétérogénéités dans la couche calcaire permettrait de représenter ces phénomènes. Cette option n'a pas été traitée car l'objectif du modèle 1D est de simplifier la géométrie et le paramétrage des modèles 2D et 3D.

### **c) Transport de l'acétochlore**

En se basant sur des mesures du coefficient de Freundlich et des vitesses de biodégradation mesurées en laboratoire sur des échantillons de sols de la parcelle, un simple calage, essentiellement dans les 5 premiers centimètres du sol, permet d'aboutir à une simulation satisfaisante des concentrations en acétochlore mesurées dans le sol *in situ* (cf. illustration 33).

Les résultats de la simulation 1D du transport du bromure et de l'acétochlore sont intéressants non seulement pour la qualité globalement satisfaisante de l'ajustement obtenu, (ajustement qui peut toujours être amélioré par des calages successifs), mais également pour l'expérience et les enseignements qu'ils apportent. Toutefois, la simulation du transport des pesticides a pour objectif la prédiction de teneurs dans la nappe et à ses exutoires et le modèle 1D n'est pas adapté pour considérer les écoulements au-delà de la zone non saturée. Il faut donc considérer la dimension verticale et horizontale dès lors que la zone non saturée est couplée à la zone saturée. La prise en compte de la zone non saturée dans le modèle 2D augmente la complexité du problème mais demeure plus simple que le modèle 3D.

### **3.5.3. Modélisation 2D sur une coupe**

Le modèle (cf. illustration 34) est établi sur une coupe est-ouest passant à proximité de 3 piézomètres. La coupe fait 1,65 km de long (33 mailles de 50 m) et 1 m de large. Un flux nul est imposé sur la face amont et sur la face aval de la coupe. La nappe peut déborder en tout point du modèle (en particulier dans les points bas) pour simuler de possibles émergences. Les simulations sont faites en régime transitoire avec un pas

de temps journalier. Les simulations couvrent dix années, de 1993 à 2003. Les critères retenus pour juger de la qualité de chaque simulation sont les fluctuations saisonnières des charges simulées et le gradient des charges le long du profil.

La distinction des sables de Cuise (siège de la zone saturée) en deux couches superposées de perméabilité contrastée a apporté une première amélioration. En revanche, des essais visant à subdiviser la couche calcaire pour tenir compte des niveaux plus ou moins marneux rencontrés en forage n'ont pas été retenus. Une amélioration du calage a été également obtenue en modifiant le paramètre de succion à demi-saturation ( $h_t$ ) dans les sables. Enfin, l'amélioration principale a été obtenue par la prise en compte des paramètres du calcaire déterminés lors des travaux les plus récents sur la colonne 1D (Frétault, 2004). Le gradient est nettement amélioré (cf. illustration 37), mais cette amélioration s'accompagne d'une atténuation très nette, voire exagérée, des fluctuations des charges simulées (cf. illustration 38). D'autres modifications des valeurs de certains paramètres ont donc été apportées à ce modèle.

L'ultime étape réalisée sur le modèle coupe est la séparation des couches sableuses non plus en 2 mais en 4 zones : à la division entre couches supérieure et inférieure s'ajoute une séparation entre l'amont et l'aval. La perméabilité de la partie inférieure aval joue un rôle décisif sur le drainage des eaux de la nappe car elle conditionne l'écoulement latéral de la nappe. La subdivision amont/aval apporte une légère amélioration (cf. illustration 40). Le calage n'a pas abouti mais certaines tendances sont respectées et les niveaux simulés sont relativement proches (à 1 ou 2 m près, soit environ 2-5 % en relatif) des niveaux observés. Ces simulations, bien qu'elles ne puissent pas encore être considérées comme satisfaisantes, représentent une avancée considérable par rapport aux simulations de l'illustration 36.

Le calage du modèle coupe 2D, qui couple la ZNS et la zone saturée et qui est une étape indispensable avant la modélisation du transport de phytosanitaires, s'est heurté à des difficultés restées en partie non résolues sur la base des données disponibles à la fin de cette étude. Ces difficultés sont liées d'une part à la difficulté de trouver un jeu approprié de valeurs des paramètres pour un milieu homogène équivalent d'un système complexe et hétérogène, et d'autre part aux inconnues qui subsistent notamment sur la structure géologique et les propriétés hydrodynamiques du système à une échelle spatiale compatible avec l'hétérogénéité du système et les apports diffus de phytosanitaires auxquels il est soumis.



## 4. Conclusions et perspectives

Les différentes expérimentations menées sur le site de Montreuil-sur-Epte ont permis d'apporter des informations nouvelles et utiles pour la compréhension du fonctionnement hydrodynamique de ce site et du transfert des phytosanitaires.

D'un point de vue strictement hydrodynamique, le suivi des débits et des niveaux piézométriques de 2001 à septembre 2005 a permis de montrer que malgré le changement important des conditions climatiques (passage d'années fortement pluvieuses à déficitaires), les variations de débit et de niveaux piézométriques étaient faibles et interviennent plusieurs mois, voire années après le changement de conditions en entrée. Le système présente donc une certaine inertie qui pourrait être liée au fort pouvoir tampon de la zone non saturée. D'ailleurs, certains profils tritium obtenus dans la zone non saturée suggèrent l'existence de vitesse de transfert inférieure au mètre par an au sein de la matrice. D'autres profils au contraire montrent qu'une partie de l'eau peut circuler plus rapidement via les fractures ; le volume d'eau concerné par ce type de transfert est inconnu.

À ce jour, il n'est pas possible de déterminer la durée réelle du temps de réponse, la durée de suivi étant finalement courte -même si elle est de presque six années- par rapport à ce processus à quantifier. La remontée des niveaux/débits qui succéderaient à de nouvelles années humides serait sans doute un atout pour améliorer la compréhension et mieux estimer le temps réponse (transfert de pression) depuis la surface jusqu'à la nappe.

Les vitesses de transfert au sein de la zone saturée restent mal connues, même s'il semble qu'elles puissent être relativement rapides dans les calcaires saturés, mais ne concernent que la partie aval du bassin. En revanche, le transfert horizontal dans les sables saturés serait plus lent. À ce jour, il n'est toutefois pas possible de dire si cette vitesse est comparable ou non à celle qui correspond à un transfert vertical dans la matrice calcaire.

Que ce soit en terme de phytosanitaires ou de nitrate, il existe une forte variabilité spatiale (piézomètres et source) et temporelle pour un point donné des concentrations en solutés. Outre la pression agricole (engrais et phytosanitaires) variable à l'échelle du bassin, le rôle de la zone non saturée apparaît primordial. Ainsi, certains points apparaissent peu contaminés simplement parce que le transfert des solutés depuis le sol jusqu'à la nappe n'est pas encore terminé et n'a pas permis à ces solutés d'arriver à la nappe à ce jour.

La détection systématique de l'atrazine et de son dérivé dans un piézomètre situé dans une parcelle n'ayant jamais reçu d'atrazine montre l'influence des transferts horizontaux au sein de la nappe. La chronique observée en ce point semble fortement dépendante des pratiques culturales qui ont eu lieu à l'amont de ce point.

La grande variabilité spatiale observée entre les points de mesure s'explique à la fois par les pratiques culturales, la position topographique (influence du secteur « drainé » par le point d'observation) et le rôle majeur de la zone non saturée. La compréhension des signaux n'est possible que parce que le volet hydrodynamique a été largement développé sur ce bassin.

La source apparaît bien comme un point intégrateur des observations réalisées à différents endroits dans le bassin.

Outre les aspects spécifiques à ce bassin, des informations ont été acquises et serviront à la compréhension du fonctionnement d'autres bassins et au transfert des phytosanitaires.

La persistance de l'atrazine et de la dééthylatrazine à la source six ans après les dernières applications suggère qu'un stock d'atrazine (et de DEA) existe dans le sol et/ou la zone non saturée et qu'il peut être remobilisé pendant une période de plusieurs mois voire années. L'amélioration de la qualité de l'eau à la source sera donc longue. Des travaux spécifiquement dédiés à la connaissance de ce stock et de ses conditions de remobilisation seraient bienvenus. En effet, il n'y a pas eu à notre connaissance beaucoup de travaux à ce sujet.

Le suivi du transfert de l'acétochlore (molécule utilisée en substitution de l'atrazine et homologuée en 2000) et deux de ses dérivés dans deux sols pendant deux années climatiquement contrastées a permis de montrer que cette molécule avait une demi-vie courte, de quelques jours. Les deux métabolites sont détectés rapidement dans les sols mais seulement pendant quelques mois, eux mêmes étant dégradés ou fixés voire lessivés. La détection des trois molécules à des profondeurs supérieures à l'horizon de surface laisse en effet penser que ces trois composés sont lessivables en partie, partie qui ne peut pas être quantifiée. Toutefois, à ce jour, ni la molécule mère, ni les produits de dégradation ne sont détectés dans la nappe. Vu l'inertie globale du système, l'épaisseur de la zone non saturée couplée à sa forte inertie, la distance entre la source et les parcelles traitées, il n'est pas impossible que les molécules ne soient pas encore arrivées à la nappe ou jusqu'à la source. De plus, les surfaces traitées sont faibles par rapport au bassin. L'éventuelle détection d'un de ses trois produits dans la nappe ou la source serait un bon indicateur des temps de transfert réels. Les sols étudiés étant largement répandus sur le Bassin parisien et les périodes d'études couvrant une large gamme de pluviométrie, les informations relatives au devenir de l'acétochlore dans les sols sont probablement transposables à d'autres sites.

Les résultats de la simulation 1D du transport du bromure et de l'acétochlore au travers du sol montrent que l'ajustement obtenu (ajustement qui peut toujours être amélioré par des calages successifs) est satisfaisant par rapport aux données disponibles. Toutefois, la simulation du transport des pesticides depuis la surface du sol jusque dans la nappe nécessite la prise en compte de l'ensemble de la zone non saturée (soit, en plus du sol, les calcaires du Lutétien très hétérogènes et d'une épaisseur moyenne de 30 m) et de la zone saturée. Ce type de simulation nécessite au moins un modèle coupe 2D, au mieux un vrai modèle 3D.

Le calage hydrodynamique du modèle coupe 2D, notamment la séparation de la zone saturée sableuse en 2 couches (supérieure et inférieure) et 2 zones (amont et aval) permet d'obtenir des niveaux piézométriques simulés qui diffèrent d'environ 2-5 % (1 à 2 m en valeur absolue) des niveaux observés. Le gradient de la nappe est également restitué de manière assez satisfaisante, du moins sur une bonne partie de la coupe. Le processus de calage d'un tel modèle est une opération très complexe et les améliorations qui peuvent apparaître suite à la modification d'un paramètre ne sont pas forcément bénéfiques à tout point de vue. Ce calage s'est heurté à des difficultés restées en partie non résolues sur la base des données disponibles à la fin de cette étude. Ces difficultés sont liées d'une part à la difficulté de trouver un jeu de valeurs des paramètres pour un milieu homogène équivalent d'un système complexe et hétérogène, et d'autre part aux inconnues qui subsistent notamment sur la structure géologique et les propriétés hydrodynamiques du système à une échelle spatiale compatible avec l'hétérogénéité du système et les apports diffus de phytosanitaires auxquels il est soumis. Il s'avère donc nécessaire de poursuivre l'acquisition de données complémentaires sur le milieu, que ce soit des mesures de nouveaux paramètres (tests de traçages par exemple), ou l'extension spatiale (en latéral et en vertical) de mesures de paramètres en partie renseignés (notamment les techniques géophysiques et les mesures des propriétés hydrodynamiques d'échantillons réels), ou simplement la poursuite des chroniques d'acquisition de pluies, niveaux piézométriques et débits à la source. Cette amélioration de la connaissance du milieu servira directement à de futurs travaux de modélisation qui pourront alors atteindre l'objectif d'une prise en compte spatialisée du transport de phytosanitaires depuis la surface du sol jusqu'à la source des Brévilles.

Les suivis réalisés sur ce site illustrent la complexité de la caractérisation de la qualité d'une eau souterraine et de son évolution, questions au cœur de la Directive cadre sur l'Eau. En effet, la variabilité spatiale de la contamination observée pose le problème de la représentativité des points de mesure, alors que la variabilité temporelle pose celui de l'appréciation des tendances. Les observations réalisées dans le cadre de cette étude peuvent servir d'éléments de réflexion à la mise en place des réseaux de suivis (nombre de points, fréquence de mesure...). La détection d'une molécule six ans après sa dernière application résulte non seulement des propriétés physico-chimiques de cette molécule, mais aussi de la forte inertie du système. Dans des contextes hydrogéologiques similaires, il est donc à craindre que la mise en place d'améliorations des pratiques (par exemple, réduction des intrants) ne se traduise pas rapidement par une amélioration de la qualité de l'eau remettant ainsi en cause les objectifs d'atteinte de bon état chimique de 2015.



## 5. Bibliographie

**Anonyme** (1994) - Montreuil-sur-Epte, source des Brévilles. Étude hydrogéologique et d'environnement. Rapport SOGREAH, 26 p.

**Banton O. et al.** (1997) - Hydrogéologie : multiscience environnementale des eaux souterraines, Presses de l'Université du Québec / AUPELF.

**Baran N.** (1999) - Transit de l'isoproturon et de l'atrazine dans un système hydrologique karstique de la craie (Gâtinais-France) : de la station pédologique expérimentale à l'échelle du système. *Documents BRGM 284*, Editions BRGM, 329 p.

**Baran N., Mouvet C., Lepiller M.** (2000) - Transfert de phytosanitaires à l'échelle d'un système hydrologique karstique. *Hydrogéologie*, 1, p. 73-80.

**Baran N., Mouvet C.** (2002a) - Source des Brévilles – Montreuil-sur-Epte (95). Bilan des activités jusqu'à décembre 2001 et suivis parcellaires pour l'année culturale 2000. Rapport BRGM/RP-51703-FR, 63 p., 23 fig., 7 tabl., 1 annexe.

**Baran N., Mouvet C.** (2002b) - Source des Brévilles – Montreuil-sur-Epte (95). Bilan des activités jusqu'à novembre 2002 et suivis parcellaires pour l'année culturale 2001. Rapport BRGM/RP 51974-FR, 55 p., 20 fig., 2 tabl.

**Baran N., Mouvet C., Morvan X.** (2004) - Source des Brévilles – Montreuil-sur-Epte (95). Bilan des activités pour l'année 2003. Rapport BRGM/RP-52889-FR, 55 p., 22 ill.

**Carsel R.F., Parish R.S.** (1988) - Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics *Water Resour. Res.* 24: p. 755-769.

**Darsy C.** (2003) - Modélisation hydrodynamique et des transferts de bromure avec le logiciel MARTHE sur le bassin versant de la source des Brévilles à Montreuil-sur-Epte (Val d'Oise). Rapport de stage de troisième année en Sciences et Technologie de l'EAU. ISIM Montpellier.

**Darsy C., Gutierrez A.** (2004) - Projet PEGASE. Modélisations sur le site de la source des Brévilles. Montreuil-sur-Epte (95). Rapport BRGM/RP-52596-FR.

**De Marsily G.** (1986) - Quantitative Hydrogeology. *Academic Press*. 440 p.

**Fialkiewicz W.** (octobre 2002) - Prediction of Bromide concentration in vertical column PZ3 of « Versyck 2000 » plot. Note interne.

**Fréault P.** (2004) - Modélisations 1D et 2D en zone non saturée sur le site de la source des Brévilles. Montreuil-sur-Epte (95). Rapport de stage. Juillet-décembre 2004.

**Genuchten M.Th. van** (1980) - A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: p. 892-898.

**Goderniaux P.** (2005) - Caractérisation du bassin versant de la source des Brévilles. Rapport de stage. Université de Liège. Février-Septembre 2005. 86 p., 7ann.

**Gutierrez A.** (2001) - Réalisation de sept piézomètres et d'un forage dans les sables de Cuise. Montreuil-sur-Epte (Val d'Oise). Rapport de fin de travaux. Rapport ANTEA A23555/A, 21 p.

**Gutierrez A.** (2002) - Réalisation de pompages d'essais dans les sables de Cuise du bassin versant de la source deS Brévilles, Montreuil-sur-Epte (Val d'Oise). Rapport de fin de travaux. Rapport BRGM/RP-51534-FR. 37 p.

**Gutierrez A., Baran N., Morvan X., Mouvet C.** (2003) – Projet PEGASE Modèle conceptuel du bassin versant de la source des Brévilles, Montreuil-sur-Epte (Val d'Oise). Rapport BRGM/RP-52595-FR.

**Gutierrez A., Izac J.L.** (2002) - Réalisation de sondages dans la zone non saturée du bassin de la source des Brévilles, Montreuil-sur-Epte (Val d'Oise). Rapport fin de travaux. 37 p., 17 ill., 2 tabl., 1 ann.

**Kolpin D.W., Thurman E.M., Linhart S.M.** (1998) - The environmental occurrence of herbicides: the importance of degradates in ground water. *Archives of environmental contamination and toxicology* 35: p. 385-390.

**Ledoux E.** (2003) - Modèles mathématiques en hydrogéologie. École supérieure des Mines de Paris LMH-RD - 86/12.

**Morvan X.** (2004) - Influence de la variabilité spatiale de différentes caractéristiques du milieu aux échelles de la parcelle expérimentale et du bassin versant hydrogéologique sur la contamination d'un aquifère sableux par les phytosanitaires. Thèse à l'université d'Orléans, 528 p.

**Morvan X., Bruand, Cousin, Roque, Baran N., Mouvet C.** (2004) - Prédiction des propriétés de rétention en eau des sols d'un bassin versant à l'aide de fonctions de pédotransfert : influence de la densité et de la teneur en éléments grossiers. *Étude et Gestion des sols* 11 : p. 117-135.

**Mouvet C., Albrechtsen H.J., Baran N. et al.** (2004) - "PEGASE: Pesticides in European Groundwaters: detailed study of representative aquifers and simulation of possible evolution scenarios". Final report of the EU project EVK1-CT1999-00028, Edited by I.G. Dubus and C. Mouvet, BRGM, France, 2004, 360 p.

**Mualem** (1976) - A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12: p. 513-522.

**Nash J.E., Sutcliffe S.V.** (1970) - Riverflow forecasting through conceptual models. *J. Hydrol.*, vol. 10.

**Normand M.** (2002) - Projet PEGASE : Expertise sur la mesure des débits de la source des Brévilles. Rapport ANTEA, Direction Stockages, ANTEA/STO-N085/02.

**Paranthoen S.** (1999) - Pollution des eaux par les produits phytosanitaires en Ile-de-France : étude de sites spécifiques. Rapport de DAA, INA-PG, 51 p.

**Rawls W.J., Brakensiek D.L. et Saxton K.E.** (1982) - Estimating soil water properties. *Transactions*, ASAE, 25(5) : p. 1316-1320 et 1328.

**Stengel** (1983) - Analyse de la porosité. Séminaire CEE-Agrimed. 14 au 18 mars, Avignon.

**Thiéry D.** (1990) - Logiciel MARTHE. Modélisation d'Aquifère par un maillage Rectangulaire en régime Transitoire pour un calcul Hydrodynamique des Écoulements. Rapport interne 4S/EAU. Additif au rapport BRGM, 4S/EAU R32210.

**Thiéry D.** (1993) - Modélisation des aquifères complexes – Prise en compte de la Zone Non Saturée et de la Salinité – Calcul des intervalles de confiance. *Revue Hydrogéologie*, 4: p. 325-336.

**Thiéry D.** (1995) - Modélisation 3D du transport de masse avec le logiciel MARTHE Version 5.4. Rapport BRGM, R38149 HYT/DR 95.

**Thiéry D.** (2002) - Didacticiel du préprocesseur WinMarthe v1.1. Rapport BRGM/RP-51904-FR.

**Thiéry D.** (2004a) - Sorption and degradation in the MARTHE code. Note technique BRGM NT EAU 2004/16

**Thiéry D.** (2004b) - Prise en compte de l'influence des effets de la végétation dans le code MARTHE 6.2 Effets sur les prélèvements d'eau et de masse. Note Technique BRGM NT EAU 2004/12.

**Thiéry D., Golaz C., Gutierrez A. et al.** (2004) - Refinements to the Marthe model to enable the simulation of the fate of agricultural contaminants from the soil surface to and in groundwater, in Proceedings of the COST International Workshop - 5-7/05/2004 - Rome - Italy, p. 315-320.

**Van Genuchten M.Th., Leij F.J., Yates S.R.** (1991) - The RETSC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. EPA/000/0-91/000.

**Walker** (1993) - Use of a simulation model to predict herbicide persistence in the field. P. 240-250. In Proc. Eur. Weed Res. Council Symp. Herbicides – Soil, Versailles, France. 10-11 December 1973. The Church Army Press, Cowley, UK.



**Centre scientifique et technique  
Service eau**

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