

**Pollution diffuse des eaux
souterraines par les produits
phytosanitaires :
le site expérimental
de la source des Brévilles
(Montreuil-sur-Epte, Val d'Oise)**

Rapport final
BRGM/RP-59082-FR
Octobre 2010

Pollution diffuse des eaux souterraines par les produits phytosanitaires : le site expérimental de la source des Brévilles (Montreuil-sur-Epte, Val d'Oise)

Rapport final
BRGM/RP-59082-FR
Octobre 2010

Étude réalisée dans le cadre des projets
de Recherches du BRGM PDR09EAU32

N. BARAN
Avec la collaboration de
P. Stollsteiner ; A. Gutierrez

Vérificateur :

Nom : GOURCY L.

Date : 26/10/10

Signature :

Approbateur :

Nom : PENNEQUIN D.

Date :

Signature :

En l'absence de signature, notamment pour les rapports diffusés en version numérique,
l'original signé est disponible aux Archives du BRGM.

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2008.



Mots clés : produits phytosanitaires, qualité, eau souterraine

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :
BARAN N., STOLLSTEINER P., GUTIERREZ A., 2010. Pollution diffuse des eaux souterraines par les produits phytosanitaires : le site expérimental de la source des Brévilles (Montreuil-sur-Epte, Val d'Oise). 25p.

Synthèse

Depuis décembre 1999, le bassin hydrogéologique de la source des Brévilles (Montreuil-sur-Epte, Val d'Oise) fait l'objet d'investigations de natures diverses dans le but de caractériser et comprendre les processus gouvernant la contamination des eaux souterraines par les produits phytosanitaires. Ces investigations menées dans le cadre de projets qui se sont succédés depuis une décennie ont permis d'acquérir une multitude de données notamment hydrogéologiques, hydrométriques, pédologiques et spécifiques aux produits phytosanitaires.

Ce site présente un intérêt tout particulier dans la mesure où les agriculteurs ont accepté de changer leurs pratiques agricoles avec un arrêt des applications d'atrazine dès 2000 soit 4 saisons culturales avant l'interdiction nationale d'usage. De plus, l'absence de corps de ferme ou de sites de stockage sur le bassin permet de travailler en contexte de pollution diffuse exclusivement. Enfin, le bassin a une taille réduite permettant la mise en œuvre d'investigations très détaillées.

La somme des données disponibles ainsi que la longueur des chroniques et la fréquence élevée de mesures de qualité d'eau confère à ce site un caractère exceptionnel. Il apparaît ainsi presque unique au niveau national voire international. C'est à ce titre que l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et le BRGM ont souhaité poursuivre l'acquisition de données de référence pour la période juin 2009 – juin 2010.

Le présent rapport présente les données acquises au cours de ces 12 mois en les resituant par rapport à l'existant. Quelques pistes d'interprétation de données observées sont également discutées.

Sommaire

| | |
|------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 1. Contexte et historique des études précédentes | 7 |
| 1.1. LE GROUPE REGIONAL PHYT'EAUX PROPRES ET LES PRECEDENTES ETUDES | 7 |
| 1.2. LE CONTEXTE AGRICOLE | 8 |
| 1.3. CONTEXTE HYDROGEOLOGIQUE ET REPRESENTATIVITE DU SITE..... | 8 |
| 2. Acquisition des données de référence | 12 |
| 2.1. MESURES HYDROMETRIQUES..... | 12 |
| 2.1.1. Pluviométrie | 12 |
| 2.1.2. Mesures de débit | 13 |
| 2.1.3. Temps de transfert dans la zone non saturée | 14 |
| 2.1.4. Traçages..... | 16 |
| 2.2. DONNEES DE QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES | 17 |
| 2.2.1. La molécule de substitution : l'acétochlore | 17 |
| 2.2.2. L'atrazine et ses produits de dégradation..... | 18 |
| 2.2.3. Stocks d'atrazine dans le sol | 20 |
| 2.2.4. Autres produits phytosanitaires | 21 |
| 2.2.5. Les nitrates | 22 |
| 3. Conclusions | 24 |
| 4. Bibliographie..... | 25 |

Liste des illustrations

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Illustration 1 : Localisation des sondages et piézomètres | 10 |
| Illustration 2 : Bassins d'alimentation des principales sources..... | 11 |
| Illustration 3 : Pluviométrie annuelle enregistrée à Buhy pendant la période 1993-2009 | 13 |
| Illustration 4 : Débit mesuré et débit souterrain modélisé | 14 |
| Illustration 5 : Chroniques des niveaux piézométriques pour les PZ2 à PZ7 enregistrées jusque juin 2010..... | 16 |
| Illustration 6 : courbes de restitution d'iode à la source des Brévilles..... | 17 |
| Illustration 7 : Evolution des teneurs en atrazine, dééthylatrazine (DEA), et déisopropylatrazine (DIA) à la source des Brévilles de octobre 1999 à juin 2010..... | 19 |
| Illustration 8 : Flux exportés par la source par année hydrologique..... | 20 |
| Illustration 9 : Quantités de pesticides utilisés sur le bassin des Brévilles entre 1995 et 2008 | 21 |
| Illustration 10 : Evolution des teneurs en isoproturon (IPU) à la source des Brévilles..... | 22 |
| Illustration 11 : teneurs en nitrate mesurées à la source des Brévilles | 23 |

1. Contexte et historique des études précédentes

1.1. LE GROUPE REGIONAL PHYT'EAUX PROPRES ET LES PRECEDENTES ETUDES

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 a financé pour partie les travaux menés sur le site. L'Union Européenne par l'intermédiaire des projets PEGASE (Pesticide in European Groundwaters : detailed study of representative Aquifers and Simulation of Possible Evolution scenarios) et AquaTerra (fin en Mai 2009 - Integrated modelling of the river-sediment-soil-groundwater system; advanced tools for the management of catchment areas and river basins in the context of global change) ont supporté 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, a contribué au financement de ce projet à son démarrage (2000-2004) ainsi que par la convention 1013848-1 (1/7/2009 au 30/6/2010).

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 a supporté financièrement chaque année la substitution de l'atrazine jusqu'à son interdiction nationale, et le conseil régional d'Ile-de-France a cofinancé, avec l'Agence de l'eau Seine-Normandie, le changement de matériel des agriculteurs en 2000.

Chaque année durant la réalisation de ces projets européens, le BRGM a présenté les principaux résultats obtenus et les perspectives au comité de pilotage constitué par l'Agence de l'Eau, le Conseil Général, le Conseil Régional, la DDASS, la DRAF, la Chambre d'Agriculture, le parc régional du Vexin, la municipalité de Montreuil sur Epte. Les réunions se sont tenues à la mairie de Montreuil-sur-Epte et les agriculteurs invités y ont participé activement.

1.2. LE CONTEXTE AGRICOLE

L'utilisation de la source des Brévilles, pour l'alimentation en eau potable des communes de Montreuil-sur-Epte et Buhy, 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.

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.

Cette implication de la Chambre d'Agriculture s'est poursuivie au fil des années.

1.3. CONTEXTE HYDROGEOLOGIQUE ET REPRESENTATIVITE DU SITE

Le secteur étudié se trouve sur le flanc ouest de l'anticlinal de La Chapelle-en-Vexin. Cette structure est faillée en son centre sur un axe nord-ouest – sud-est. Le compartiment ouest est globalement tabulaire avec un léger pendage vers l'ouest ainsi qu'une légère dépression circulaire centrée précisément sur la source de Brévilles. La géologie des couches est bien le vecteur de la convergence des flux d'eau souterraine en cet endroit. Les formations aquifères sont d'âge tertiaire : essentiellement (depuis la surface) des calcaires bartoniens et lutétiens, des sables et grès de l'Yprésien supérieur et des argiles de l'Yprésien inférieur. Dans la vallée de l'Epte, la craie sous-jacente aux formations précédentes affleure localement. Localement, des limons quaternaires recouvrent ces formations et il est également possible de trouver des grès et meulières du Stampien (partie amont du bassin) sous forme résiduelle et discontinue.

La nappe se trouve essentiellement dans les sables de Cuise, reposant sur les argiles imperméables. Elle est libre, c'est-à-dire que sa surface peut évoluer sans contrainte au sein de l'aquifère sous l'effet de la recharge, qui l'alimente verticalement.

La source des Brévilles qui constitue l'exutoire principal de la nappe était utilisée pour l'alimentation en eau potable des communes de Montreuil-sur-Epte et de Buhy. 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. La distribution de l'eau de la source des Brévilles a été suspendue en août 2001 en raison des teneurs systématiquement trop élevées en nitrates et en pesticides. Mais le système de production est maintenu en l'état dans l'espoir d'une réhabilitation de cette source.

Au cours des différentes études menées sur le site de Montreuil-sur-Epte, plusieurs campagnes de forages ont été réalisées afin d'améliorer la connaissance de la géologie du site (Illustration 1). Les informations géologiques collectées par ces ouvrages (réalisés en partie en carottage) ont été complétées par des campagnes géophysiques. Des panneaux électriques ont précisé la position des failles et le pendage des couches, tandis que des sondages de RMP (Résonance magnétique Protonique) ont estimé la profondeur de l'eau souterraine dans les endroits non renseignés par les piézomètres. De cette manière, la surface piézométrique a été dessinée et le bassin d'alimentation de la source a été estimé à environ 4 km² (Illustration 2)

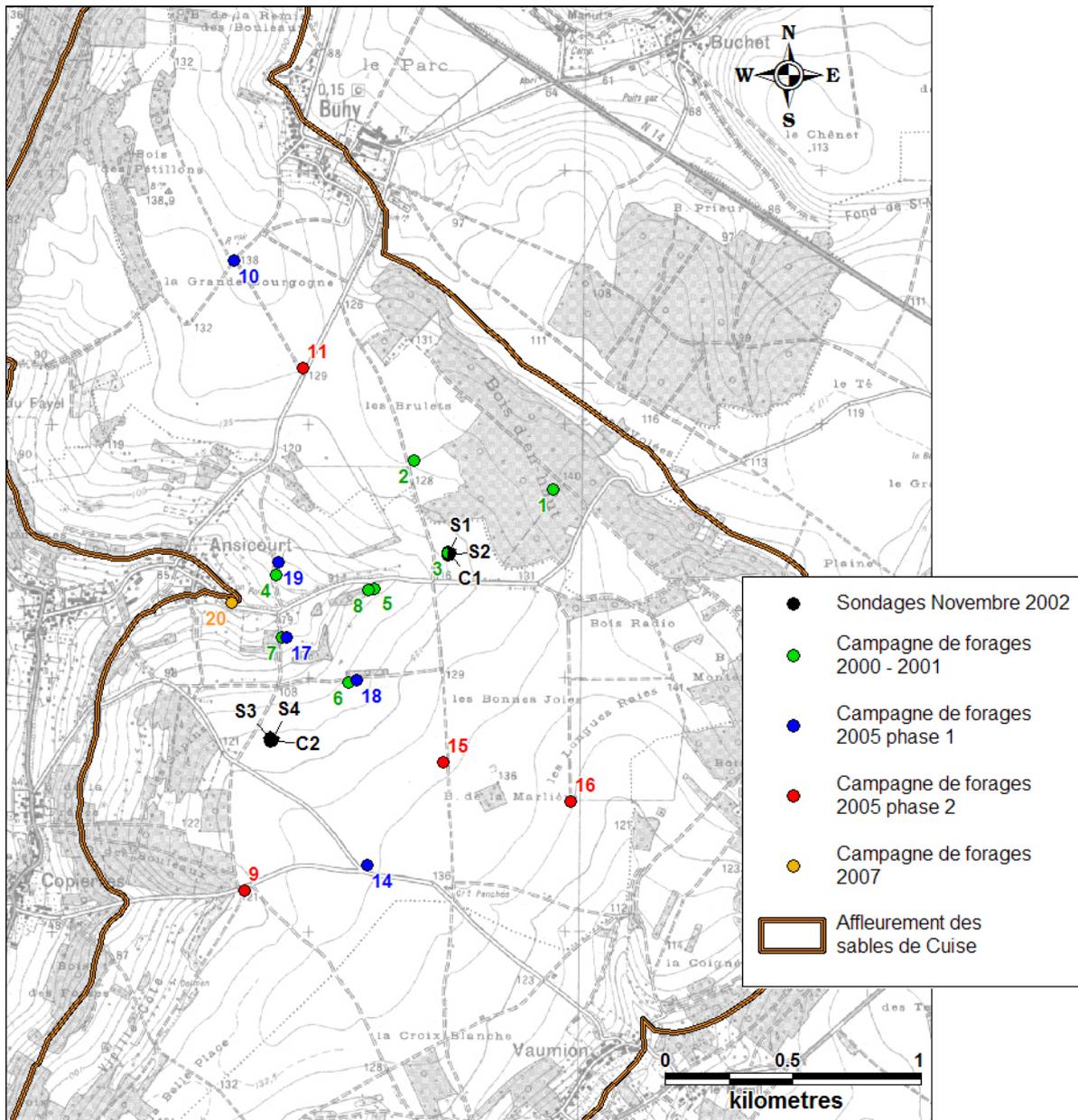


Illustration 1 : Localisation des sondages et piézomètres

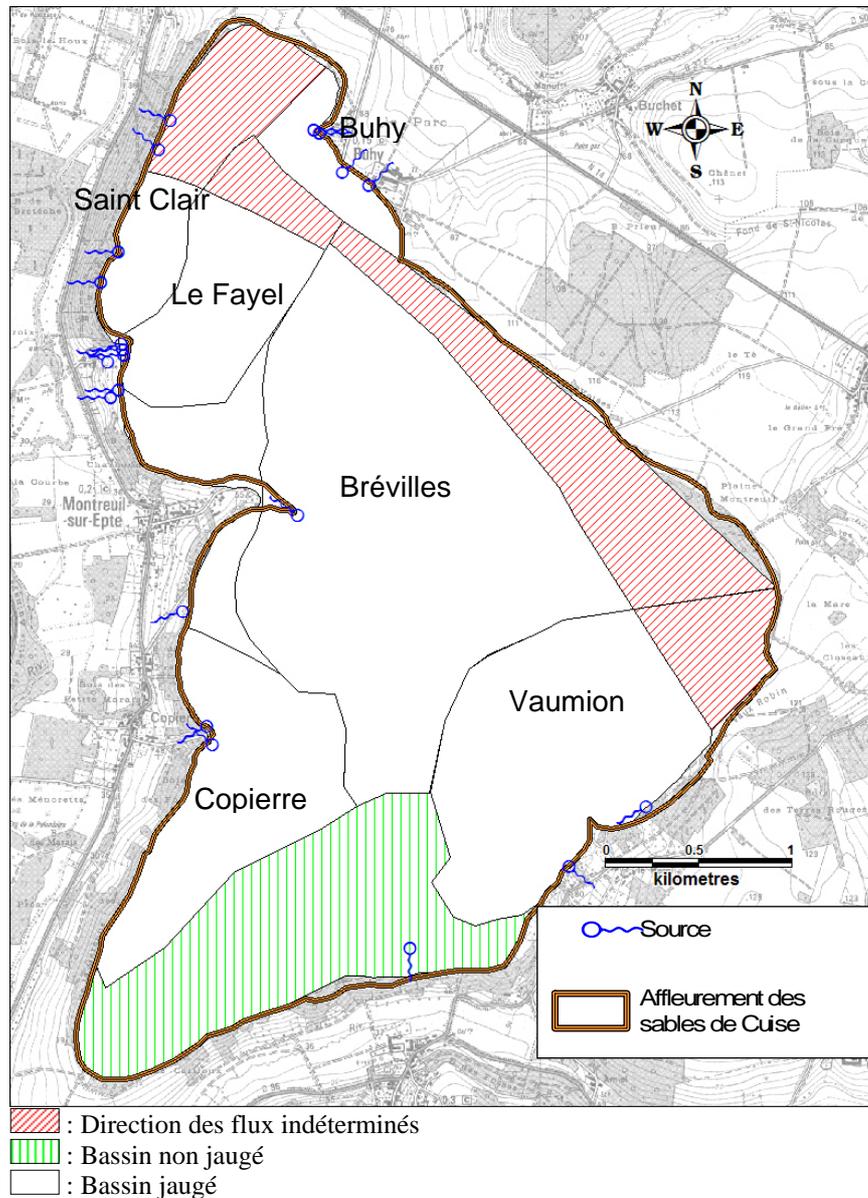


Illustration 2 : Bassins d'alimentation des principales sources

La perméabilité de l'aquifère a été estimée par pompages d'essais entre $5 \cdot 10^{-4}$ et $4 \cdot 10^{-5}$ m/s, les valeurs les plus fortes se situant à proximité de la source. On peut penser qu'elles résultent ainsi d'un développement naturel lié à la proximité de l'exutoire. Cette distribution est également liée à l'existence d'un gradient vertical de perméabilité : la partie supérieure des sables est moins argileuse et plus grossière, et donc plus perméable que la partie inférieure. Du fait du pendage des couches, cette partie supérieure est noyée à proximité de la source, tandis qu'à l'amont, la nappe est plutôt située dans la partie inférieure des sables.

2. Acquisition des données de référence

2.1. MESURES HYDROMETRIQUES

2.1.1. Pluviométrie

Si le maintien de pluviomètres sur le bassin hydrogéologique a été possible durant les projets européens (Pegase, AquaTerra), le dimensionnement du projet qui a suivi n'a pas permis de les conserver. Les données pluviométriques exploitées à ce jour correspondent donc aux données de MétéoFrance acquises à Buhy, c'est-à-dire à environ 3 kms de la source des Brévilles. Les analyses antérieures des données ont montré la corrélation entre nos pluviomètres et celui de Buhy permettant ainsi de justifier l'usage des données de Buhy pour le site des Brévilles.

Les cumuls pluviométriques annuels reportés sur l'illustration 3 montrent une très forte variabilité pendant la période 1993-2009, 1993 marquant de début de l'exploitation du pluviomètre par MétéoFrance. La moyenne annuelle sur cette période est de 752.5 mm. Depuis le début du suivi de la source des Brévilles, les années 2003, 2004, 2005 et 2009 apparaissent ainsi particulièrement déficitaires alors que 2000 et 2001 sont fortement excédentaires.

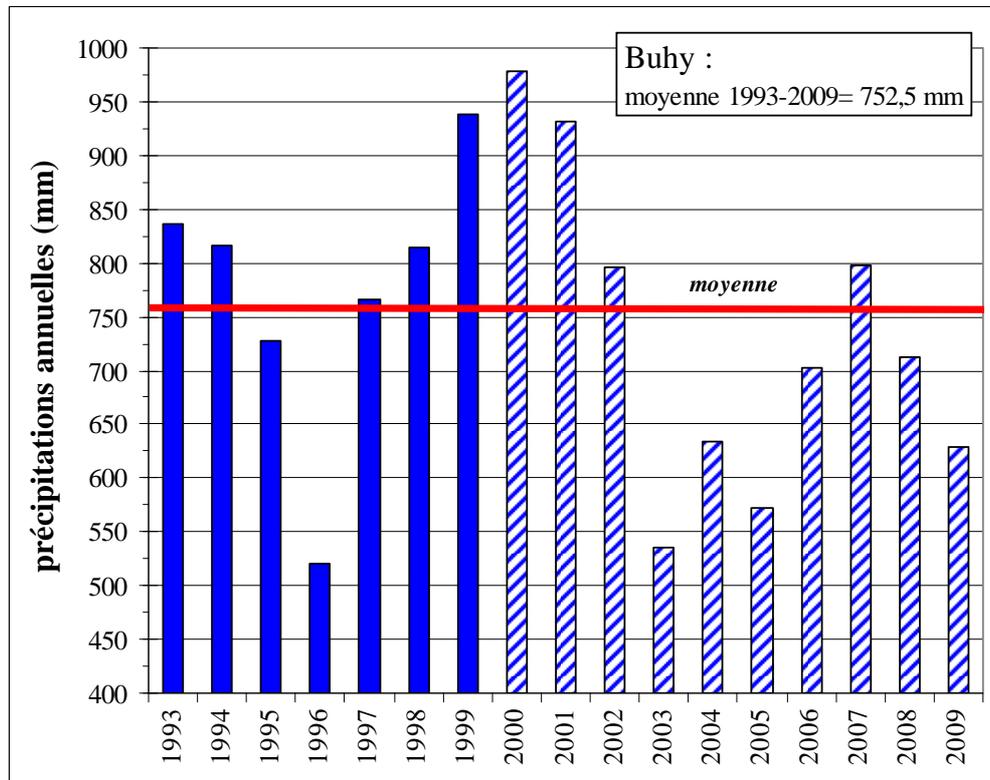


Illustration 3 : Pluviométrie annuelle enregistrée à Buhy pendant la période 1993-2009 (hachures : années concernées par les différentes études menées sur le site)

2.1.2. Mesures de débit

L'acquisition des hauteurs d'eau au niveau du déversoir s'est poursuivie grâce au dispositif existant. Différents jaugeages ont permis d'établir une relation hauteur d'eau-débit. Compte-tenu de la configuration du site d'étude et du positionnement du déversoir, les débits mesurés sont influencés par le ruissellement. Afin de s'affranchir de ce biais mais également pour palier aux lacunes de données liées à des dysfonctionnements du matériel, le débit « souterrain » est modélisé (Modèle global Gardenia). Sur la durée du présent projet, un dysfonctionnement important de la station automatique d'acquisition a eu lieu entre décembre 2009 et mars 2010. Le débit modélisé est utilisé pour le calcul des flux de phytosanitaires.

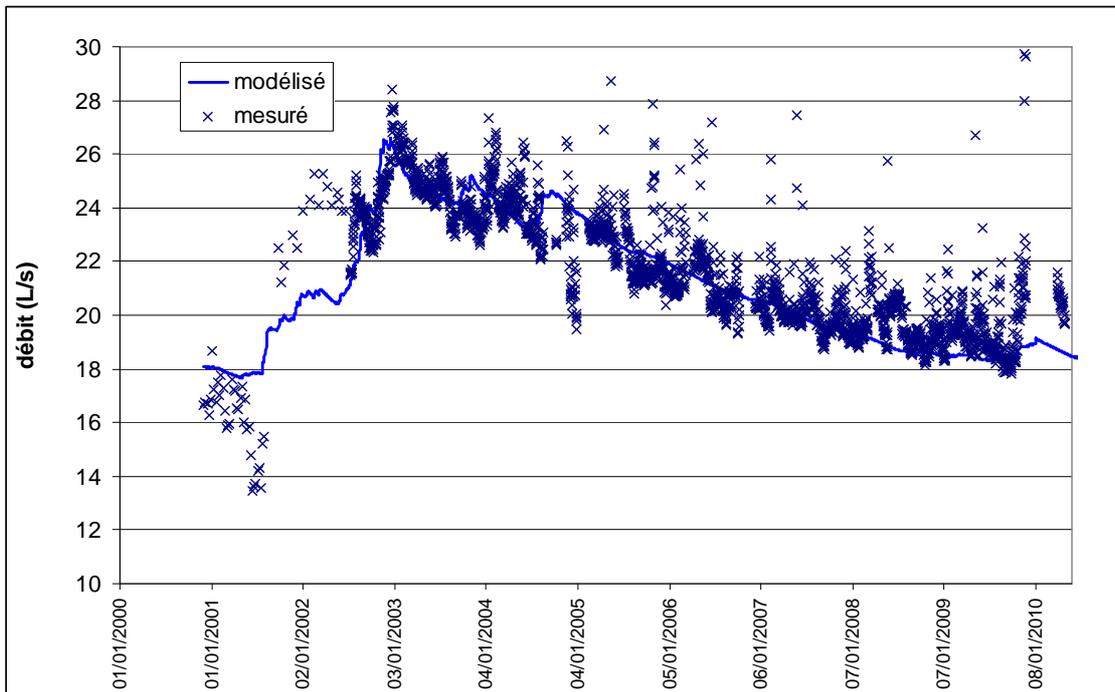


Illustration 4 : Débit mesuré et débit souterrain modélisé

L'illustration 4 permet de visualiser les variations de débit mesuré et simulé correspondant réellement aux écoulements souterrains sans ruissellement. Les débits les plus importants ont été observés fin 2003 et 2004 et ont ensuite décliné régulièrement. Les débits observés début 2010 restent toutefois légèrement plus importants que ceux observés au début du suivi c'est-à-dire fin 2000. Malgré la tendance générale à la baisse des débits, une légère augmentation a été observée d'octobre 2009 à février 2010.

La baisse des débits apparaît assez cohérente avec le contexte pluviométrique puisque les années récentes sont plutôt déficitaires. Il convient toutefois de noter que l'année 2007, année légèrement excédentaire par rapport à la moyenne, n'a qu'un impact très limité sur les débits.

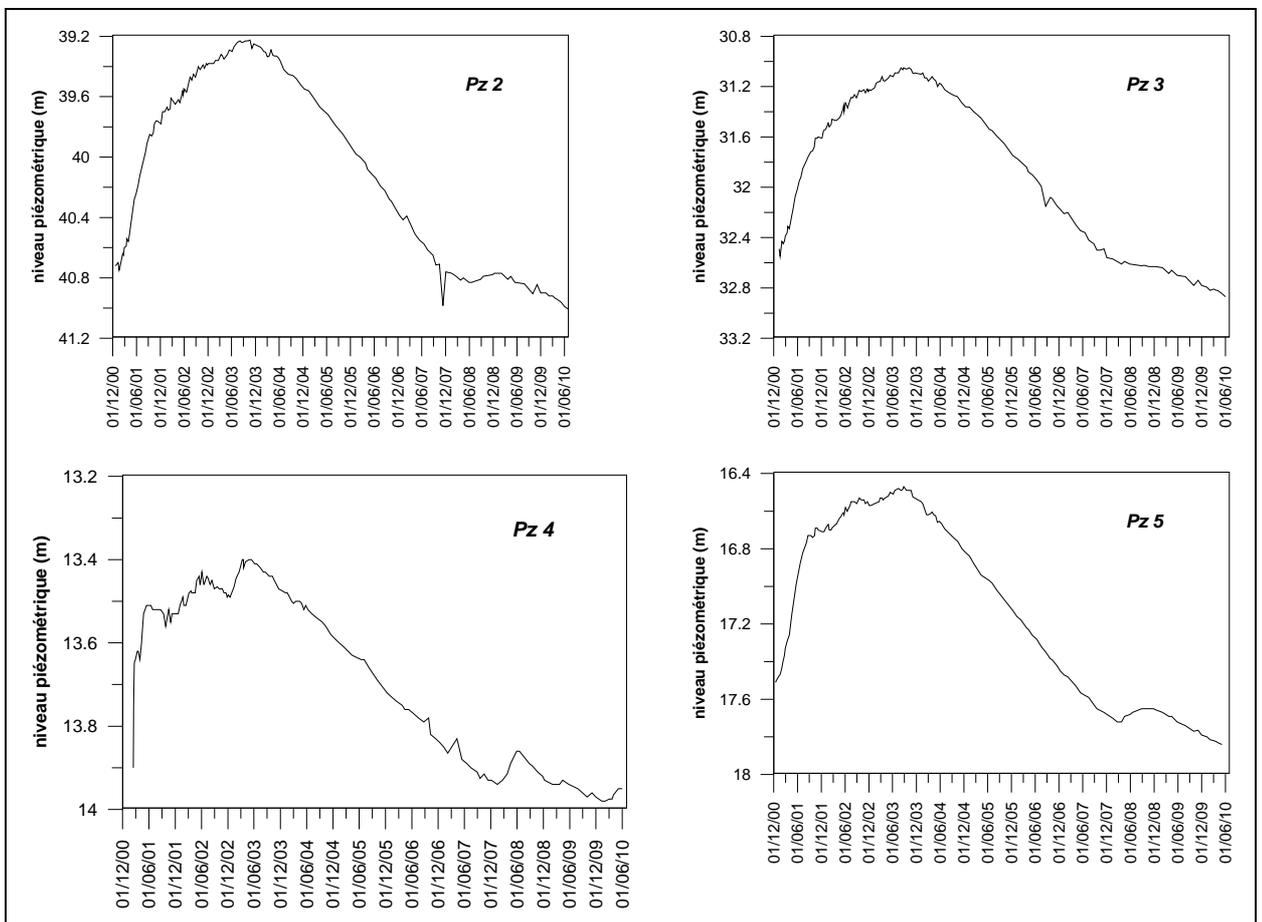
2.1.3. Temps de transfert dans la zone non saturée

La réalisation de profils tritium dans la zone non saturée à partir de l'eau extraite des solides, la mesure du tritium dans les eaux prélevés dans les différents piézomètres et l'application de traceurs plus récemment utilisés en hydrologie comme les CFC (chlorofluorocarbones) ont montré que les âges apparents rencontrés dans les eaux souterraines de ce bassin sont relativement anciens, généralement de plus d'une décennie (Baran et al., 2005).

Cela signifie que le temps de transfert de l'eau dans la zone non saturée est relativement long. De plus, des essais réalisés en laboratoire sur des solides ont

montré que les pesticides pouvaient être retardés comparativement à l'eau, indiquant que le temps de transfert des solutés pouvait encore être allongé (Surdyk et al., 2008).

Le suivi du niveau de la nappe dans les piézomètres installés sur le site (en 2000 pour les plus anciens) est remarquable par la forme lisse des séries temporelles. Pratiquement aucune fluctuation saisonnière n'est décelable sur ces mesures régulières qui traduisent une très forte inertie du système. Cette inertie n'est pas due uniquement à la nature sableuse de l'aquifère qui confère un fort coefficient d'emménagement au système. Des modélisations hydrodynamiques ont montré que la zone non saturée devait jouer un rôle très important dans le retard et l'étalement des épisodes pluviométrique en surface, au point de lisser totalement les alternances saisonnières pour ne laisser transparaître que les fluctuations interannuelles, avec un décalage de 3 ans entre le maximum de pluviométrie et la crue de la nappe.



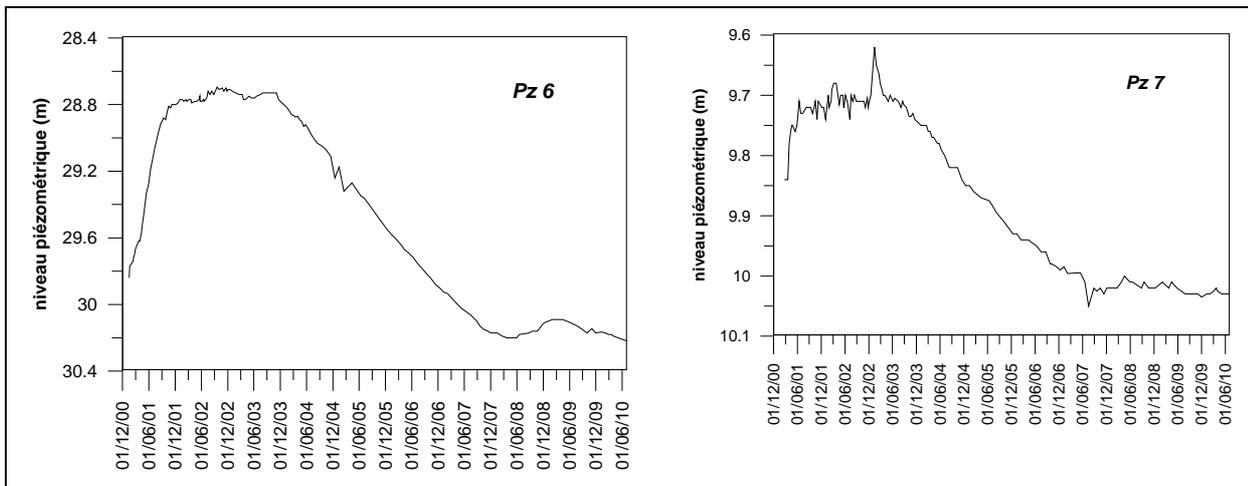


Illustration 5 : Chroniques des niveaux piézométriques pour les PZ2 à PZ7 enregistrées jusque juin 2010

On notera que depuis le début du suivi (10 années), un cycle hydrologique complet n'a pas encore été observé malgré une légère remontée de certains niveaux piézométriques entre fin 2008 et début 2010. Les niveaux enregistrés en juin 2010 sont les plus bas depuis le début du suivi. Cette inertie du système se traduit également sur le débit de la source des Brévilles mesurée sur une section rectiligne à 200 m de son exutoire. Néanmoins, cette mesure intègre une partie de ruissellement rapide et se situe parfois à l'aval de prélèvements qui, sans représenter un volume considérable, vient perturber la régularité du débit de la source.

2.1.4. Traçages

Plusieurs essais de traçages ont été réalisés sur le site de la source des Brévilles. Les traceurs, injectés à une distance d'environ 200 m en amont de la source sans perturbation de l'écoulement souterrain naturel ont été restitués avec des temps et des succès divers. L'essai le plus remarquable est celui de l'injection de iodure de sodium dans la moitié supérieure de l'aquifère à travers le piézomètre Pz17b. Une première arrivée représentant une faible masse de produit est apparue en quelques jours à la source (Illustration 6). Alors que le pic de traceur disparaissait, un deuxième pic est apparu avec une durée de convection de 250 jours. Ce phénomène est interprété comme résultant de deux vitesses de circulation dans le milieu souterrain, l'une rapide, capable de propager le traceur sans l'étaler, l'autre très lente. Un autre traceur injecté plus profondément dans la nappe au même endroit (Pz17c) a également traduit des vitesses multiples dans l'aquifère profond, mais beaucoup plus lentes. Deux autres traceurs ne sont pas encore apparus. En définitive, un signal ponctuel injecté dans un écoulement qui semble uniforme et stable au regard des niveaux et des débits, a été transformé lors de son passage dans l'aquifère en un signal complexe et démultiplié (Goderniaux et al., 2010). Cette information est capitale pour expliquer en partie les

variations brusques de concentration en atrazine et DEA observées aux piézomètres et à la source (voir chapitres suivants).

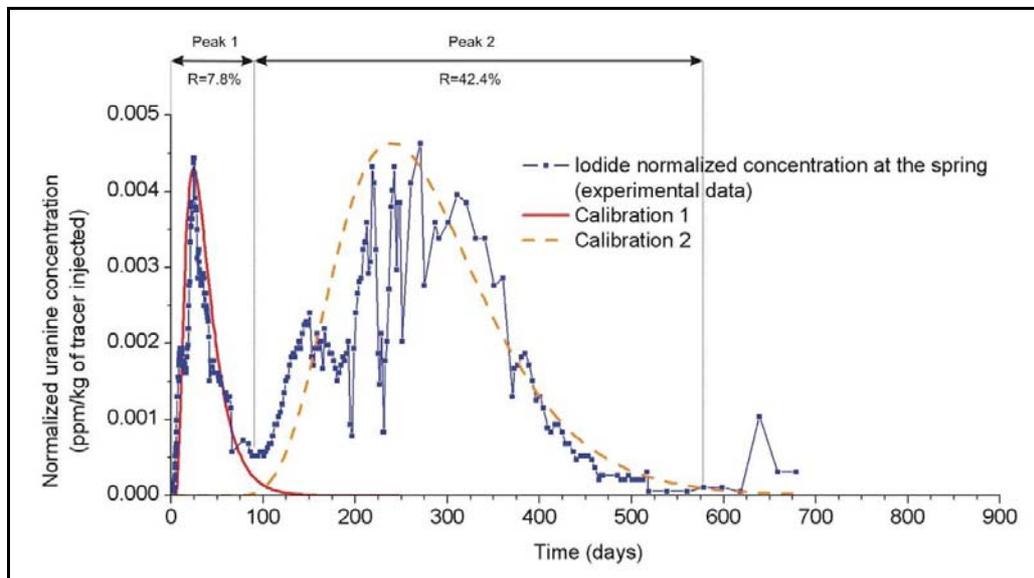


Illustration 6 : courbes de restitution d'iodure de sodium à la source des Brévilles

2.2. DONNEES DE QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES

2.2.1. La molécule de substitution : l'acétochlore

L'acétochlore a été homologué en France en 2000. Les premières applications sur le bassin ont donc eu lieu en avril 2000 pour le désherbage du maïs en remplacement de l'atrazine.

Ses deux principaux produits de dégradation sont l'acide oxanilique de l'acétochlore (OXA acétochlore) et l'acide éthane sulfonique de l'acétochlore (ESA acétochlore). Aux Etats-Unis où l'acétochlore a été homologué dès 1994, ces deux produits de dégradation sont retrouvés dans les eaux souterraines et les eaux de surface (Kolpin et al., 2004).

La molécule mère et les deux molécules filles sont donc recherchées dans les eaux de la source des Brévilles. A ce jour, aucune des 3 molécules n'a été quantifiée de façon indiscutable sur les 178 mesures qui ont réalisées depuis avril 2000.

Pourtant, le suivi du transfert de l'acétochlore et des deux produits de dégradation ESA et OXA réalisé dans deux parcelles ayant des sols contrastés en 2000 et dans deux

autres parcelles en 2001 ont montré le risque de lessivage de ces 3 molécules au-delà du sol et donc potentiellement vers la nappe (Baran et al., 2004).

De la même façon, des expérimentations menées en laboratoire sur la dégradation de l'acétochlore ont démontré l'apparition de ces 2 métabolites. En revanche, ces 2 métabolites ne sont détectés que pendant quelques semaines signifiant qu'ils sont eux-mêmes dégradés ou fixés par le sol (Dictor et al., 2008).

En complément des travaux menés par le BRGM, des collègues danois (DTU) associés au BRGM via les projets européens ont montré que la dégradation de l'acétochlore dans les solides de la zone non saturée ou de la zone saturée est extrêmement limitée.

Les temps de transfert très longs du système, son inertie ainsi que la localisation très amont des parcelles ayant reçu de l'acétochlore (donc loin de la source) peuvent expliquer l'absence de détection à ce jour.

2.2.2. L'atrazine et ses produits de dégradation

Bien que l'atrazine ne soit plus utilisée depuis avril 1999, sa détection à la source ainsi que celle de son métabolite la dééthylatrazine est systématique, à des teneurs qui restent supérieures à la limite de potabilité (0.1µg/L - Illustration 7). Pour l'atrazine, après une évolution très bruitée en début de suivi, la décroissance des teneurs a été nettement perceptible même si extrêmement lente jusque fin 2008-début 2009 où les teneurs semblent légèrement à la hausse. En revanche pour la dééthylatrazine le signal reste très complexe avec des fluctuations à court pas de temps qui semblent en contradiction avec la régularité et la lenteur des écoulements souterrains. Toutefois, comme pour l'atrazine il semble que les concentrations les plus basses aient été mesurées fin 2008 avec une légère augmentation sur la fin de la période de suivi.

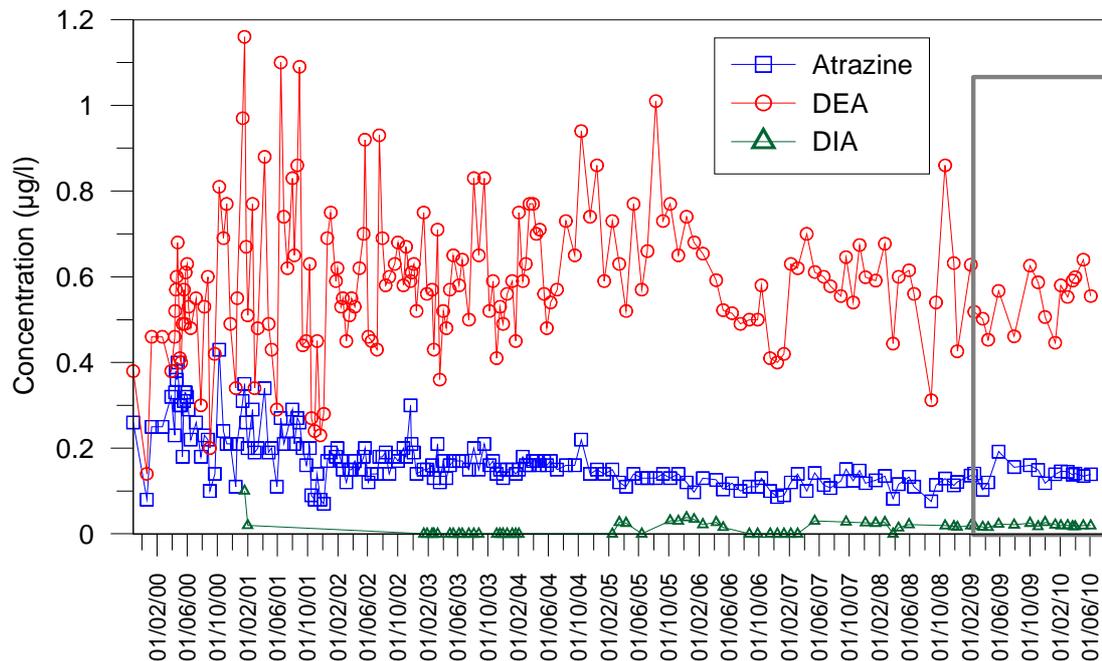


Illustration 7 : Evolution des teneurs en atrazine, dééthylatrazine (DEA), et désisopropylatrazine (DIA) à la source des Brévilles de octobre 1999 à juin 2010 (encadré : période concernée par le présent projet)

Le suivi du débit en continu et ces mesures ponctuelles permettent de calculer un flux de pesticides à l'échelle de l'année hydrologique (Illustration 8). Afin de lisser les épisodes de ruissellement et pour combler les lacunes de données liées à des problèmes de panne de l'enregistreur de hauteur d'eau, le débit est ajusté suivant une modélisation Gardénia. C'est ce débit total simulé qui est utilisé pour les calculs. Il est réajusté au fur et à mesure de l'acquisition et du traitement des données ce qui peut expliquer des légères différences entre les flux calculés à un moment donné et repris ensuite.

En cumulé par année hydrologique, pour la somme (atrazine + DEA), les flux les plus importants ont été observés pour l'année 2004-05, les flux les plus faibles pour les 3 dernières années de calcul (année hydrologique 2009-10 étant encore en cours, les flux ne peuvent être calculés). Cette diminution est liée vraisemblablement à une diminution des stocks d'atrazine et de DEA dans le sol et la zone non saturée mais pourrait aussi être liée au fait que les débits de la source sont les plus faibles enregistrés depuis le début du suivi. On remarquera que moins de 500 g de substances suffisent à contaminer la source à des teneurs supérieures à la norme de 0.1µg/L. Ce graphe permet aussi de mettre en évidence la part très importante qu'occupe la DEA dans la contamination de la source par rapport à l'atrazine. Enfin, on notera que l'impression visuelle obtenue sur l'illustration 7 d'une augmentation des concentrations en atrazine, se traduit par un bilan légèrement supérieur aux 2 années précédentes, signe d'une remobilisation un peu plus importante. Pour la DEA en revanche, le bilan est très proche des 2 années précédentes.

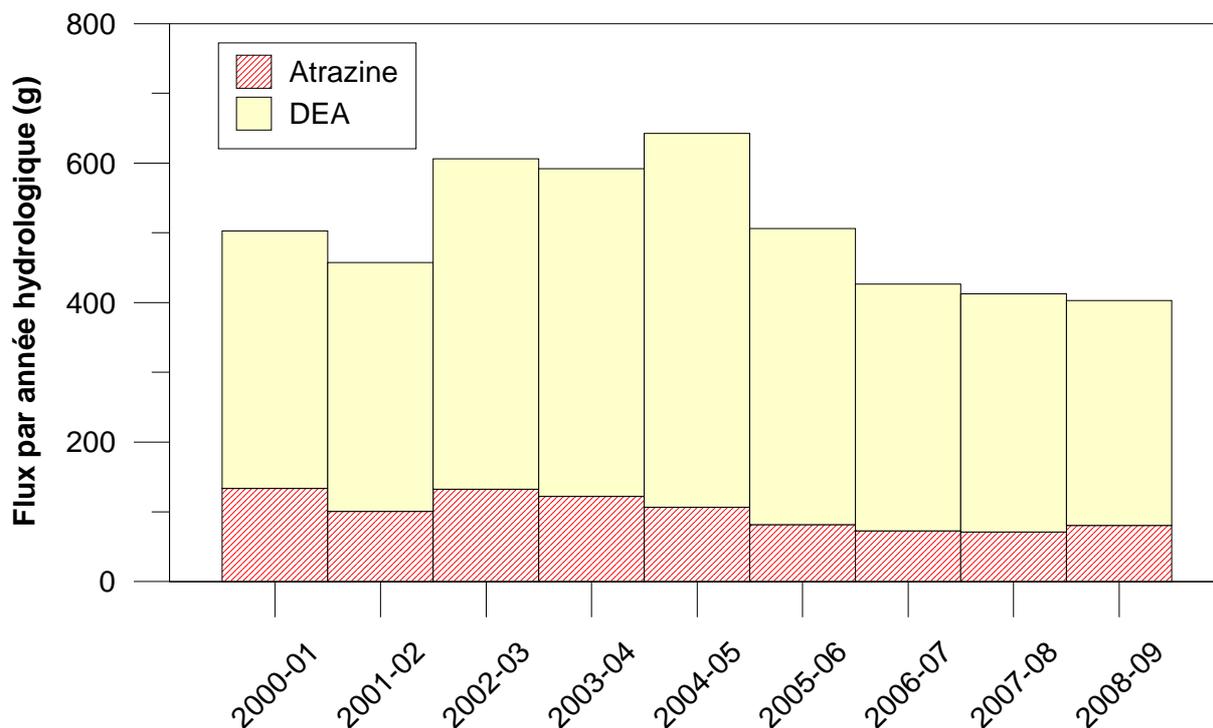


Illustration 8 : Flux exportés par la source par année hydrologique

2.2.3. Stocks d'atrazine dans le sol

Au printemps 2006, les parcelles connues comme ayant reçues au moins une fois de l'atrazine ont été échantillonnées (Mouvet et al., 2007). Cela signifie que le dernier apport d'atrazine avait eu lieu au minimum 7 ans avant l'échantillonnage. Des analyses d'atrazine et de DEA ont été réalisées sur différents horizons de sol. L'atrazine a été quantifiée dans les horizons de surface et parfois jusqu' à 60 cm de profondeur. Pour un horizon théorique de 40 cm d'épaisseur, cela représente une masse de 1 kg répartie sur 117 ha. En prenant des hypothèses d'infiltration moyenne compatible avec la recharge estimée sur le bassin et en supposant que 1 à 10 % de ce stock est mobilisable, la plupart des combinaisons montre que l'eau d'infiltration aurait une teneur supérieure à 0.1 µg/L. Même s'il s'agit d'un calcul théorique et très simpliste, il illustre le fait que cette masse résiduelle dans les sols pourrait encore constituer une source d'atrazine non négligeable et contribuer à la persistance de la contamination à la source.

2.2.4. Autres produits phytosanitaires

Les enquêtes réalisées auprès des agriculteurs ont permis d'avoir une estimation précise et détaillée des apports de phytosanitaires (et fertilisants) sur le site pour la période 1995-2008. L'illustration 9 montre que l'isoproturon et le chlortoluron, deux herbicides utilisés sur céréales, sont les 2 substances les plus largement appliquées. En revanche, leur détection dans les eaux souterraines n'a été que très rare à l'exception de la dernière année de suivi où les détections d'isoproturon apparaissent plus systématiques (Illustration 10) en lien avec une amélioration des performances analytiques. Les teneurs restent donc faibles, généralement moins de 10 ng/L. La perception d'une contamination plus systématique dans le temps n'est accrue par la plus grande sensibilité analytique de la technique actuelle mise en oeuvre.

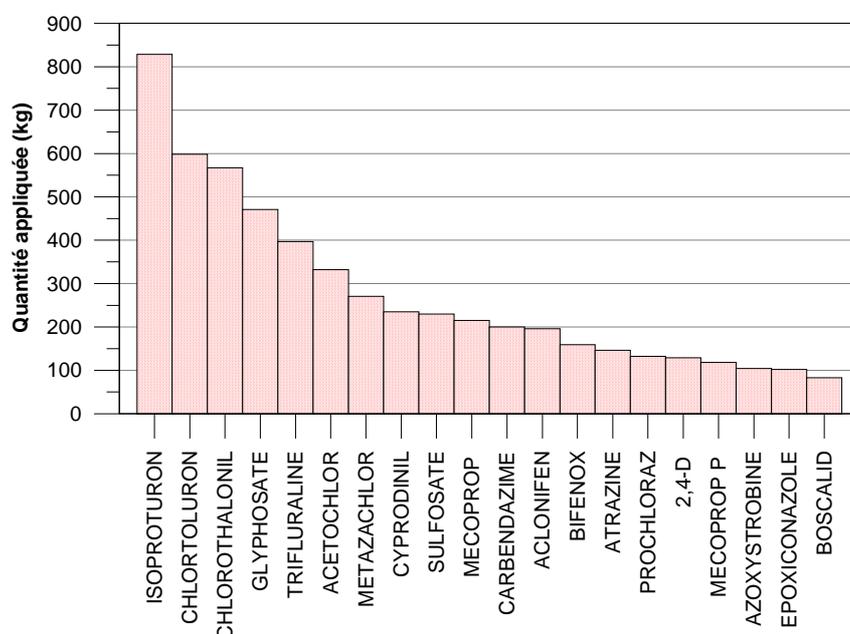


Illustration 9 : Quantités de pesticides utilisés sur le bassin des Brévilles entre 1995 et 2008

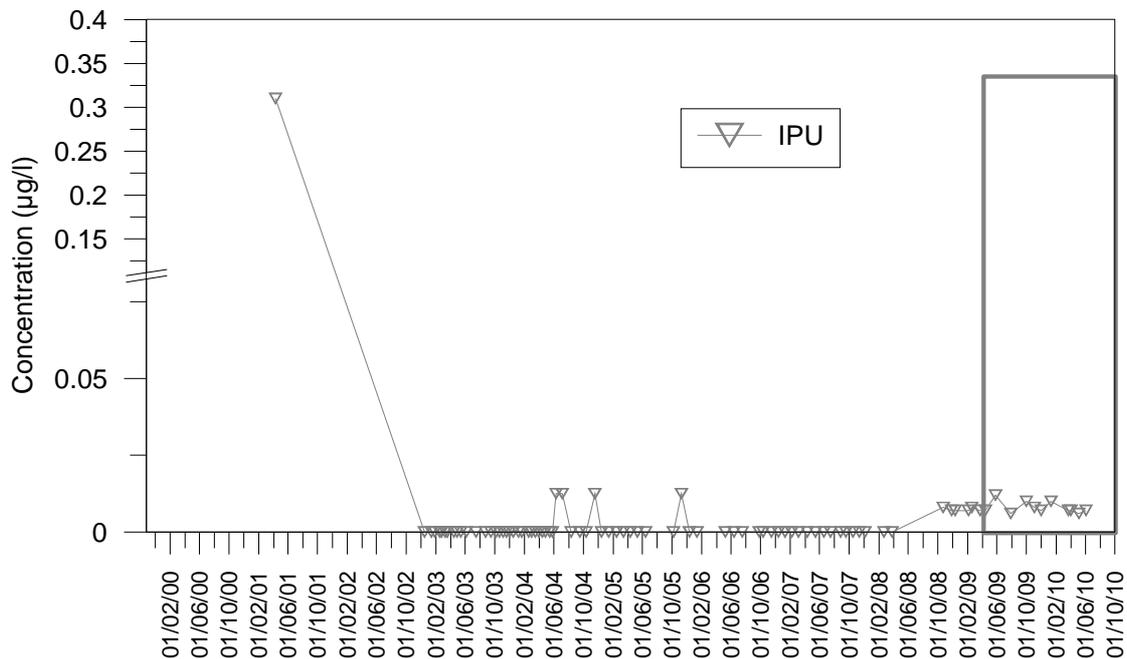


Illustration 10 : Evolution des teneurs en isoproturon (IPU) à la source des Brévilles de octobre 1999 à juin 2010 (encadré : période concernée par le présent projet)

Il convient de noter que les 2 produits de dégradation principaux de l'isoproturon (le monométhylisoproturon et de didesméthylisoproturon) ne sont jamais détectés.

De la même façon, deux autres chloroacétanilides (alachlore et métolachlore) qui pourraient avoir été utilisés pour le désherbage du maïs (alachlore interdit depuis 2008) ne sont pas retrouvés ni leurs produits de dégradation ESA et OXA.

2.2.5. Les nitrates

Bien que le projet focalise sur la problématique « phytosanitaires », les ions majeurs sont également dosés à la source des Brévilles. Ainsi l'illustration 11 montre l'évolution des teneurs en nitrate depuis 2000. Les concentrations maximales ont été observées en 2003 suite à un accroissement assez marqué depuis 2000. Depuis fin 2003, même si les concentrations fluctuent la tendance générale est plutôt à la baisse. L'allure générale de la chronique est très semblable à l'évolution constatée des débits ce qui laisse penser que l'évolution de la qualité de l'eau est très dépendante de la recharge.

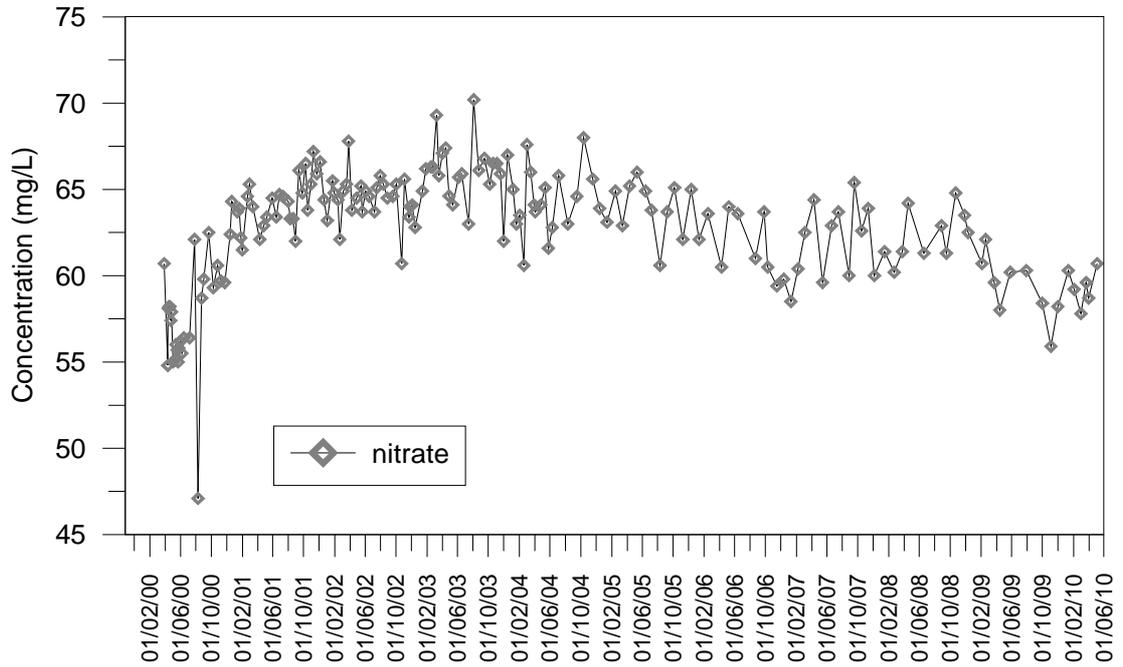


Illustration 11 : Teneurs en nitrate mesurées à la source des Brévilles

3. Conclusions

La poursuite de l'acquisition des données hydrométriques et de qualité d'eau sur le bassin hydrogéologique de la source des Brévilles (Montreuil-sur-Epte, Val d'Oise) a permis l'extension des chroniques de référence. Des données de natures diverses sont donc disponibles pour une période d'environ 10 années sur ce site.

L'inertie du système et les temps de transfert de l'eau et des solutés justifient des suivis pendant des périodes aussi longues. En effet, après 10 années de mesures, un cycle hydrologique complet n'est toujours pas observé. Les débits et niveaux piézométriques les plus élevés ont été observés en début de suivi et décroissent globalement depuis 2003. Une légère remontée a toutefois été observée entre fin 2008 et début 2010, peut être en relation avec la pluviométrie légèrement excédentaire de 2007.

D'un point de vue qualité des eaux, l'arrêt des apports d'atrazine au printemps 1999 n'a pas suffi à ce jour à restaurer la qualité de l'eau de la source. En effet des teneurs en atrazine supérieures à la norme de 0.1 µg/L sont toujours enregistrées. La dééthylatrazine est elle détectée à des teneurs encore plus élevées que la molécule mère. L'existence d'un stock de solutés dans le sol ainsi que l'inertie du système peuvent expliquer les actuelles détections. En revanche et bien que l'acétochlore et ses métabolites soient potentiellement lessivables vers les eaux souterraines, aucune détection non ambiguë n'a été réalisée à ce jour. A nouveau l'inertie du système mais aussi le fait que les parcelles ayant reçu l'acétochlore sont plutôt situées en amont du bassin peuvent expliquer cette absence de détection.

Parmi les autres substances phytosanitaires recherchées, l'isoproturon et le chlortoluron, les deux molécules les plus appliquées en terme de quantité, ne sont détectées que de manière très ponctuelle. La formation de résidus liés (rapide et importante pour les urées substituées) peut vraisemblablement expliquer ces absences de détection malgré les quantités utilisées.

4. Bibliographie

Baran N., Mouvet C., Dagnac T., Jeannot R., 2004. Infiltration of acetochlor and two of its metabolites in two contrasted soils. *Journal of Environmental Quality*, 33: 241-249.

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 2000-2004. Rapport final. BRGM/RP-54000-FR. 140 p., 95 ill.

Dictor M.C., Baran N., Gautier A., Mouvet C., 2008. Acetochlor mineralization and fate of its two major metabolites in two soils under laboratory conditions. *Chemosphere*. Vol. 71, p. 663-670

Goderniaux P., Brouyère S., Gutierrez A., Baran N., 2010. Multi-tracer tests to evaluate the hydraulic setting of a complex aquifer system (Brévilles spring catchment, France). *Hydrogeology journal* 18: 1729-1740.

Kolpin D.W., Schnoebelen D.J., Thurman E.M., 2004. Degradates provide insight to spatial and temporal trends of herbicides in ground water. *Groundwater* 42: 601-608.

Mouvet C., Baran N., Peschka M., Knepper T., 2007. AquaTerra DL F1.9 : Report on the residual mass of atrazine and desethylatrazine in Brévilles soils. AquaTerra. EU project no. 505428 (GOCE).

Surdyk N., Touzelet S., Baran N., Crouzet C., 2008. AquaTerra DL BGC2.18 : Pesticide transport through undisturbed materials from Brévilles site: laboratory experiments under realistic conditions. AquaTerra. EU project no. 505428 (GOCE).



**Centre scientifique et technique
Service EAU**

3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34