



Programme ONGERE Module D

Mise à jour, le 17 janvier 2012

TRANSPOLAR

Action 4 : Etude de la variabilité temporelle des contaminants

Afin de caractériser les tendances d'évolutions de la contamination de l'aquifère alluvial par les produits phytosanitaires et les nitrates, un suivi temporel de la qualité sur plusieurs points d'eau répartis sur la zone d'étude a été entrepris. Cette opération a concerné 16 ouvrages.

Les points de mesure ont été sélectionnés (choix validé par le comité de pilotage) en prenant comme critères de sélection les éléments suivants :

- Priorité aux captages d'alimentation en eau potable actuellement en exploitation dans la plaine (avantage de fournir une eau renouvelée (utilisation quotidienne à des débits importants) et de disposer d'un équipement de pompage en place) et aussi aux ouvrages AEP abandonnés en raison des fortes teneurs mesurées en nitrates et/ou produits phytosanitaires (problématique majeure axée sur la reconquête de la ressource alluviale pour cet usage),
- Répartition des points sur les différentes terrasses alluvionnaires de la zone d'étude,
- Variabilité de contextes d'occupation du sol associé à différent type de pression polluante (parcelle cultivée, zone urbaine, jardin de particulier....),
- Présence de caractéristiques pédologiques nuancées,
- Prise en compte de plusieurs gammes de teneurs en nitrates et/ou pesticides,
- Eventuelle influence de la rivière Crieu sur les évolutions de la qualité,
- Répartition harmonieuse sur l'ensemble de la zone d'étude (Haute-Garonne et Ariège).

La carte de l'illustration 1 indique la localisation des 16 ouvrages choisis pour le suivi mensuel effectué de mars 2009 à décembre 2010. Les analyses des éléments majeurs et des teneurs en pesticides ont été réalisées par le laboratoire du BRGM (service MMA accrédité COFRAC).

Ce suivi mensuel de la qualité des eaux souterraines a permis de souligner la forte variabilité spatiale et temporelle de la contamination dans la plaine alluviale.

L'illustration 2 permet de visualiser la variabilité spatiale et temporelle de la contamination en nitrate à l'échelle de la plaine via les 16 points d'eau répartis sur la zone d'étude.

La variabilité spatiale est très élevée et est supérieure à la variabilité temporelle observée. Huit des points de prélèvements (23, 45, 60, 75, 117, 224, 250 et 281) présentent des valeurs médianes de concentrations en nitrate supérieures à 50 mg/L correspondant à la limite de potabilité. Certains de ces points d'eau montrent par ailleurs une faible variabilité temporelle.



Illustration 1 - Localisation des points d'eau sélectionnés pour le suivi de la qualité de la nappe

Les points situés les plus en amont de la plaine (261 et 300) sont les points présentant les teneurs en nitrate les plus faibles. Les teneurs les plus fortes se situent dans un rectangle globalement compris entre Belpech et Cintegabelle. Ces résultats confirment, malgré les fluctuations temporelles, les observations réalisées lors de la vaste campagne de mesures effectuées en avril 2008 sur 144 points d'eau.

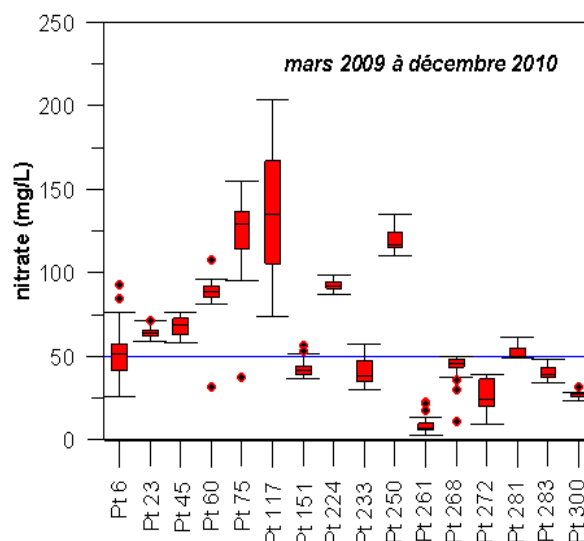


Illustration 2 - Statistiques (médiane, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, minimum, maximum et outliers) portant sur le suivi mensuel effectué de mars 2009 à décembre 2010 des teneurs en nitrate sur les 16 points d'eau sélectionnés (la ligne bleue correspond à la limite de potabilité de 50 mg/L)

La corrélation entre les grandes fluctuations de concentrations en nitrate et la piézométrie paraît assez claire pour certains points avec soit une corrélation directe (points 60, 117, 151, 224, 281) soit une corrélation avec un déphasage temporel, de 3 à 4 mois pour le point 45, de 2 à 3 mois pour le point 272 et d'un mois pour les points 261 et 300.

Il semble donc que pour les grands cycles, la recharge ait un impact clair sur l'évolution des concentrations en nitrate mais avec un déphasage qui ne peut pas être estimé. En revanche les variations à court pas de temps (d'un mois à l'autre) sont plus difficiles à expliquer dans le détail.

L'illustration 3 permet de visualiser (par ordre décroissant) le nombre total de quantifications pour chacune des molécules recherchées ainsi que le nombre de points ayant révélé au moins une fois la présence d'une molécule donnée.

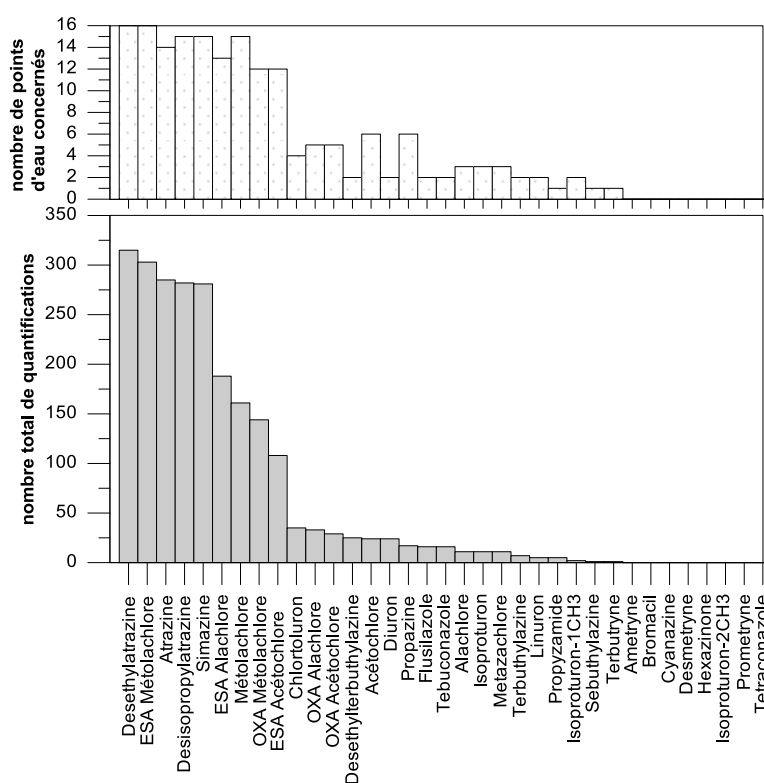


Illustration 3 - Nombre total de quantification et nombre de points d'eau ayant présenté au moins une quantification (données mars 2009 à décembre 2010)

Sur les 35 molécules recherchées, 27 d'entre elles ont été quantifiées au moins une fois sur l'un des 16 points d'eau suivi au cours des 21 campagnes d'analyses menées. Il s'agit de, par ordre décroissant du nombre total de quantifications : la dééthylatrazine, l'ESA métolachlore, l'atrazine, la désisopropylatrazine, la simazine, l'ESA alachlore, le métolachlore (ou S-métolachlore), l'OXA métolachlore, et l'ESA acétochlore. Il s'agit donc à la fois d'une substance interdite d'usage (atrazine), d'une substance toujours utilisée (S-métolachlore) et de produits de dégradation de ces mêmes substances ou d'autres chloroacétanilides encore utilisés ou interdits (acétochlore et alachlore, respectivement).

Bien que les tests de sorption aient montré que l'OXA métolachlore est légèrement moins adsorbé que l'ESA métolachlore (22 cas sur les 25 testés), la **présence de l'OXA métolachlore dans les eaux souterraines est moindre** (total des quantifications moindre, moins de points d'eau concernés, concentrations généralement plus faibles pour un point d'eau donné) **que celle de l'ESA métolachlore**. La plus grande quantité minéralisée d'OXA mais aussi une cinétique de minéralisation plutôt plus rapide que pour l'ESA (démontrées par les expérimentations de laboratoire), explique vraisemblablement cette prépondérance de l'ESA vs. l'OXA dans les eaux souterraines.

Pour certains points d'eau et certaines molécules, l'évolution temporelle des concentrations semble gouvernée par la piézométrie (corrélation ou anti-corrélation) alors que cela ne semble pas évident pour d'autres points d'eau. Les pics de concentration en métolachlore peuvent suivant les points d'eau se manifester à différentes dates (vers mars donc avant une potentielle application) ou plus tardivement pendant l'été suggérant alors un transfert différé de quelques semaines par rapport à l'application. Pour 11 points d'eau, les fluctuations de concentration en ESA métolachlore semblent liées aux fluctuations de la piézométrie, soit assez directement, soit parfois avec un déphasage temporel. Les pics de métolachlore et d'ESA sont parfois synchrones mais pas de manière systématique témoignant ainsi d'une dynamique différente des 2 molécules. La poursuite du suivi à pas de temps fin permettra de mieux identifier les facteurs gouvernant cette dynamique pour chacune des molécules.

Concernant l'atrazine et la dééthylatrazine (DEA), pour de nombreux points d'eau, les évolutions de concentrations sont similaires même si les teneurs en DEA sont généralement supérieures à celles de l'atrazine. Les tests statistiques effectués indiquent une corrélation positive significative entre les concentrations en atrazine et DEA pour certains points d'eau. De plus, certains d'entre eux présentent une corrélation entre l'évolution des concentrations en substances et les fluctuations du niveau piézométrique (corrélation positive et négative).

Pour d'autres points, il semble qu'il y ait un déphasage temporel entre l'évolution des concentrations et celle de la piézométrie. L'absence de pics très marqués en atrazine avec notamment des teneurs supérieures à la DEA va dans le sens de l'absence d'apports récents en atrazine, en lien avec l'interdiction d'usages. La corrélation avec la piézométrie suggère également que ce ne sont pas des apports qui induisent une augmentation des concentrations mais une mobilisation d'un stock lors de la recharge. Il n'est en revanche pas possible de dire où se trouve ce stock (sol, zone non saturée ?) et si la recharge engendre l'infiltration d'eau chargée en substances et/ou si la remontée du niveau piézométrique favorise la remobilisation du stock présent dans la zone de battement de nappe.