

Document Public

**Détermination de l'origine des
nitrates dans l'aquifère du
Roussillon par le traçage isotopique
des sources d'azote
(Commune de Pia, Pyrénées Orientales)**

BRGM/RP-52745-FR
décembre 2003

Étude réalisée dans le cadre des opérations
de Service public du BRGM - 02EAU717

Ladouche B., Duvail C., Marchal J.P., Le Strat P.
Avec la collaboration de
Chery L.



Détermination de l'origine des nitrates dans l'aquifère du Roussillon par le traçage isotopique des sources d'azote (commune de Pia, Pyrénées Orientales).

Mots Clés : pollution, nitrates, traçage isotopique, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{11}\text{B}$, $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$, Tritium, architecture et géométrie des aquifères.

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

LADOUCHE B., DUVAIL C., MARCHAL J. P. LE STRAT P. et CHERY L., 2003. Détermination de l'origine des nitrates dans l'aquifère du Roussillon par le traçage isotopique des sources d'azote (Commune de Pia, Pyrénées Orientales). Rapport BRGM/RP- 52745-FR, 54 p., 18 Fig., 3 tab., 1 annexe, 4 tab.

© BRGM, 2003, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Détermination de l'origine des nitrates dans l'aquifère du Roussillon par le traçage isotopique des sources d'azote (commune de Pia, Pyrénées Orientales).

Synthèse

Des études réalisées par le BRGM et la Chambre d'Agriculture du Roussillon entre 1995 et 1996 ont permis de caractériser globalement les teneurs en nitrate dans les eaux souterraines du Roussillon, que ce soit dans les nappes superficielles ou les nappes plus profondes du Pliocène. Ces études et suivis ont mis en évidence une contamination diffuse chronique des alluvions quaternaires superficielles (vulnérables). Elles montrent également une contamination plus surprenante de l'aquifère profond du Pliocène (nappe captive protégée) avec des teneurs pouvant dépasser 50 mg/l sur certains ouvrages, en particulier dans les secteurs de Pia, d'Elne et en aval de Perpignan.

Dans le but d'identifier l'origine des nitrates dans les formations du Pliocène du Roussillon, une étude environnementale préalable a été demandée au BRGM sur le secteur de Pia. Ce secteur d'étude a été sélectionné en raison de teneurs très différentes en nitrate pour les deux forages exploités pour l'alimentation en eau potable de la commune de Pia, avec des teneurs moyennes de 13,4 mg/l en F2 et 47,2 mg/l en F4, les deux captages étant espacés de 280 m. Des teneurs supérieures à 50 mg/l ont été mesurées sur cet ouvrage F4, l'utilisation pour l'eau potable ne pouvant être admise qu'en mélange avec l'eau de F2. Un nouveau forage F5 réalisé en 2002 à 40 m environ de F2 et sollicitant les mêmes niveaux que l'ouvrage F2 a révélé une très faible teneur en nitrate (3,9 mg/l).

La recherche de l'origine de la contamination en nitrate des eaux souterraines a été abordée par une approche géochimique reposant sur l'utilisation des isotopes du milieu (isotopes de l'azote $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, du bore $^{11}\text{B}/^{10}\text{B}$, du strontium $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$, de l'eau $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, tritium) couplée à une étude hydrochimique « classique » (éléments majeurs). Cette étude a bénéficié de plusieurs financements : un financement lié à l'action de Service Public du BRGM et un financement de la Direction Régionale de l'Environnement Languedoc Roussillon (DIREN LRO).

Dans cette étude, des éléments de réponse ont été apportés aux deux questions fondamentales qui se posaient sur la qualité des eaux de l'aquifère profond du Pliocène de la commune de Pia :

- Quelle est l'origine de la pollution par les nitrates des eaux du secteur ?
- Les mesures effectuées sont-elles représentatives de l'état des forages ou de la nappe profonde du Pliocène ?

Pour répondre à ces deux interrogations, il s'est avéré indispensable de réaliser un diagnostic précis de la situation sur un secteur test constitué d'une douzaine de points d'observations situés dans l'environnement des deux captages de Pia, afin d'appréhender le mécanisme de cette contamination azotée et son origine. Il est également apparu indispensable de ré-interpréter les données géologiques existantes au vu des résultats récents de la recherche géologique appliquée afin d'actualiser l'architecture et la géométrie des formations aquifères du secteur d'étude.

Les résultats géochimiques obtenus dans cette étude ont permis d'identifier l'origine des pollutions en nitrates des différents aquifères du secteur de Pia. En outre, l'outil isotopique a été performant pour identifier la nature des vecteurs de pollution. Il a été montré que :

- Les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire (< 10 m de profondeur) présentent des faciès caractéristiques d'eau d'infiltration récente par les précipitations. Les teneurs en nitrates et en bore des eaux peuvent être attribuées aux pollutions par les eaux usées d'origine domestique. Localement, et notamment au niveau d'un ensemble de serres hors sol, la nappe alluviale est fortement affectée par les rejets en nitrate d'origine minérale des serres (fertilisation).
- La minéralisation des eaux du Pliocène intermédiaire (chenaux fluviaux planaires situés entre 20 et 40 m de profondeur) s'explique comme le résultat d'un mélange entre une eau ancienne et une eau d'infiltration récente. On montre que les eaux de cet aquifère sont localement en connexion hydraulique avec les eaux de la nappe alluviale sus-jacente du Quaternaire. Les teneurs en nitrate et en bore des eaux peuvent être attribuées dans leur ensemble aux pollutions par les eaux usées d'origine domestique.
- Le forage F2 de la commune de Pia, qui capte le Pliocène profond entre 70 et 90 m et le Miocène à plus de 100 m permet, dans le secteur d'étude, de caractériser l'eau du pôle profond (Mio-pliocène) le moins affecté par les problèmes de pollutions. La minéralisation de ces eaux s'explique comme le résultat d'une contamination ancienne par des eaux usées d'origine domestique. L'absence de tritium indique que l'aquifère a été rechargée il y a plus de 50 ans. Les résultats géochimiques permettent de suggérer que les eaux du Miocène (chenaux fluviaux de type méandrique situés à plus de 105 m de profondeur) sous-jacent au Pliocène profond (entre 70 et 90 m) ne sont pas affectées par les problèmes de pollution par les nitrates.
- La minéralisation de l'eau du forage F4 (Pliocène profond entre 70 et 90 m) s'explique comme le résultat d'un mélange entre une eau ancienne et une eau d'infiltration récente. La part d'eau récente est importante et doit être attribuée à l'eau des chenaux fluviaux du Pliocène intermédiaire (20-40 m de profondeur). Les teneurs en nitrates et en bore des eaux du forage F4 sont à associer aux pollutions par les eaux usées d'origine domestique.
- La différence de qualité entre les eaux des deux forages F2 et F4 peut s'expliquer par le phénomène de mélange qui se produit lors du pompage. En effet, l'eau pompée dans le forage F2 résulte d'une proportion d'eau issue des chenaux fluviaux du Miocène (chenaux fluviaux > 105 m de profondeur) et d'une autre proportion d'eau issue du Pliocène profond (chenaux fluviaux planaires situés entre 70 et 90 m de profondeur). Le débit pompé par le forage F4 est uniquement assuré par les niveaux aquifères du Pliocène profond (chenaux fluviaux planaires situés entre 70 et 90 m de profondeur).

Le contexte hydrogéologique de la zone d'étude indique clairement que les différents niveaux aquifères identifiés suivant une verticale sont naturellement indépendants les uns des autres en raison de la présence d'importants niveaux imperméables constitués d'argiles continentales de plaines d'inondation. Dans ce contexte, pour expliquer les pollutions observées au niveau des aquifères captifs du Pliocène, il faut évoquer le problème des forages défectueux (forages anciens ou forages mal isolés) qui mettent en connexion hydraulique la nappe superficielle polluée par les nitrates avec les nappes captives plus profondes initialement de très bonne qualité physico-chimique. Différents modes de transmission de la pollution ont été identifiés :

- **Transfert direct ①**: les eaux de la nappe alluviale sont directement mises en connexion hydraulique avec les eaux du Pliocène profond (70-90 m de profondeur) par l'intermédiaire d'un ou plusieurs forages défectueux captant cet aquifère.
- **Transfert différé ② puis ③**: les eaux de la nappe alluviale sont mises, dans un premier temps, en connexion hydraulique avec les eaux du Pliocène intermédiaire (20-40 m) par l'intermédiaire d'un ou plusieurs forages défectueux. L'eau de l'aquifère intermédiaire se trouve alors contaminée et peut localement affecter, dans un second temps, l'aquifère sous-jacent du Pliocène profond à la faveur d'un ou plusieurs ouvrages défectueux.

Compte tenu de la nature des différents chenaux fluviaux du Pliocène qui sont de type planaire, une pollution ponctuelle des eaux au sein des réservoirs aura tendance à se diffuser dans l'ensemble de la nappe et cela d'autant plus rapidement que l'aquifère est soumis à des sollicitations importantes par pompage. Le nombre de forages recensés dans le secteur de Pia et l'inconnue qui subsiste quant à leur état général, sont autant de facteurs potentiels qui pourraient aggraver la qualité des eaux souterraines du Pliocène de ce secteur.

Sur la base des résultats de l'étude, les acteurs institutionnels dans le domaine de l'eau pourront à l'avenir mettre en place un programme d'actions précis visant à réduire les teneurs en nitrates dans l'eau souterraine de cet aquifère patrimonial. Il peut s'agir dans un premier temps de faire un recensement et un diagnostic exhaustif de l'état des forages d'eau (irrigation, privé, AEP) présents dans le secteur d'étude. Sur la base de ce dernier des actions de réhabilitation (travaux de cimentation, réhabilitation de tête de puits etc...) et/ou de « condamnation d'ouvrage » pourront être engagées. Ces actions ont certes un coût non négligeable, mais s'avèrent indispensables pour assurer la sauvegarde de la qualité des eaux souterraines de cet aquifère patrimonial.

Il faut noter qu'il est actuellement envisagé d'expérimenter en vraie grandeur l'impact des forages défectueux sur la qualité des eaux souterraines notamment dans cet aquifère multicouche du Roussillon. Cette opération test prendra en compte des situations hydrogéologiques différentes et des ouvrages à caractéristiques techniques variables. L'apport de la géochimie isotopique semble être un outil indispensable à la compréhension des phénomènes et à leur interprétation.

Sommaire

1. Introduction	9
1.1 Contexte Général.....	9
1.2 Méthodologie utilisée.....	9
2. Présentation du secteur d'étude	11
2.1 Localisation.....	11
2.2 Contexte hydrogéologique et hydrochimique (vis à vis des teneurs en NO ₃).....	13
2.3 Choix des points de prélèvement.....	14
3. Contexte géologique	17
3.1 Méthodologie.....	17
3.2 Modèle géologique.....	18
3.3 Conséquences hydrogéologiques.....	20
4. Méthodes d'investigations isotopiques	21
4.1. Les isotopes stables de l'azote (¹⁵ N/ ¹⁴ N).....	21
4.2 Les isotopes stables du bore (¹¹ B/ ¹⁰ B).....	21
4.3 Les isotopes de la molécule d'eau (oxygène 18, deutérium et tritium).....	22
4.4 Les isotopes du strontium (rapport ⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr).....	23
5. Résultats géochimiques	24
5.1 Caractérisation du pôle non pollué de la zone d'étude.....	24
5.2 Caractérisation des sources de pollutions de la zone d'étude.....	24
5.3 Caractérisation des eaux des forages : mise en évidence des mélanges d'eau de qualité différente par l'utilisation de l'activité tritium des eaux.....	25
6. Origine de la pollution dans les eaux souterraines	29
6.1 Les eaux de la nappe alluviale du Pléistocène (< 10 m de profondeur) et les eaux de surface.....	29
6.2 Les eaux des chenaux fluviaux du Pliocène (aquifères intermédiaires ENTRE 20 ET 40 m de profondeur).....	31
6.3 Les eaux des chenaux fluviaux profonds du Pliocène (ENTRE 70 et 90 m de profondeur)- Rôle Des chenaux fluviaux du Miocène sur la qualité des eaux du forage AEP F2 de Pia.....	33
6.4 Synthèse.....	36
7. détermination des vecteurs de la pollution pour les forages profonds (> 70 m de profondeur) : vers un schéma conceptuel de fonctionnement.	37
7.1 Caractérisations des mélanges d'eau à l'aide des isotopes stables de l'eau (oxygène 18 et deutérium).....	37
7.2 Caractérisations des mélanges d'eau à l'aide des isotopes stables de l'eau (oxygène 18) et du bore (δ ¹¹ B).....	38
7.3 Caractérisations des mélanges d'eau à l'aide des isotopes stables de l'eau (oxygène 18) et du nitrate (δ ¹⁵ N).....	40
7.4 Caractérisations des mélanges d'eau à l'aide des rapports isotopiques du strontium (87Sr/86Sr) et du bore (δ ¹¹ B).....	41
7.5 Caractérisations des mélanges d'eau à l'aide des rapports isotopiques du strontium (87Sr/86Sr) et du nitrate (δ ¹⁵ N).....	43
7.5 Synthèse et proposition d'un schéma conceptuel de fonctionnement.....	45
8. Conclusions et perspectives d'applications	48
Références bibliographiques	50

Liste des figures

Figure 1 : Carte de localisation de la zone d'étude	12
Figure 2 : Evolution de la piézométrie au sein des formations du Pliocène profond (chenaux fluviatiles 60-90 m et sables marins 120-130 m)	13
Figure 3 : Evolution des teneurs en nitrates des eaux des forages AEP F2 et F3 de la commune de Pia (suivis DDASS).....	15
Figure 4 : Diagraphies (gamma-ray et résistivité) de forage F2, F3, F4 et F5 de la commune de Pia et carte de localisation des ouvrages.....	19
Figure 5 : Caractérisation du faciès chimique des eaux de surface et des eaux souterraines du secteur de la commune de Pia à l'aide du diagramme de Piper.....	28
Figure 6 : Relation $\delta^{15}\text{N}$ en fonction du rapport $1/\text{NO}_3$ dans les eaux de surface et les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire (<10 m de profondeur).....	30
Figure 7 : Relation $\delta^{11}\text{B}$ en fonction du rapport $\text{N}_{\text{tot}}/\text{B}$ dans les eaux de surface et les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire (<10 m de profondeur).....	30
Figure 8 : Relation $\delta^{15}\text{N}$ en fonction du rapport $1/\text{NO}_3$ dans les eaux des chenaux fluviatiles du Pliocène à 30 m de profondeur environ.....	32
Figure 9 : Relation $\delta^{11}\text{B}$ en fonction du $\delta^{15}\text{N}$ dans les eaux des chenaux fluviatiles du Pliocène à 30 m de profondeur environ.....	32
Figure 10 : Relation $\delta^{15}\text{N}$ en fonction du rapport $1/\text{NO}_3$ dans les eaux des chenaux fluviatiles du Pliocène profond (profondeur >60m).....	35
Figure 11 : Relation $\delta^{11}\text{B}$ en fonction du $\delta^{15}\text{N}$ dans les eaux des chenaux fluviatiles du Pliocène profond (profondeur >60m).....	35
Figure 12 : Evolution des teneurs en deutérium en fonction des teneurs en oxygène 18.....	37
Figure 13 : Evolution de la signature isotopique du bore en fonction des teneurs en oxygène 18.....	39
Figure 14 : Evolution de la signature isotopique du nitrate en fonction des teneurs en oxygène 18.....	41
Figure 15 : Evolution de la signature isotopique en bore ($\delta^{11}\text{B}$) en fonction du rapport isotopique du strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$).....	43
Figure 16 : Evolution de la signature isotopique en nitrate ($\delta^{15}\text{N}$) en fonction du rapport isotopique du strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$).....	44
Figure 17 : Relation $\delta^{11}\text{B}$ versus $\delta^{15}\text{N}$ dans les eaux des différents aquifères échantillonnés. Les différents pôles de pollution et la signature de la référence naturelle sont également reportés.....	46
Figure 18 : Schéma conceptuel des modalités de transfert de pollutions entre aquifères.....	47

Liste des tableaux

Tableau 1 : Description des points de prélèvement	15
Tableau 2 : Teneur en tritium des eaux et interprétations qualitatives correspondantes.....	27
Tableau 3 : Origine des teneurs en nitrate- tableau de synthèse.....	36

1. Introduction

1.1 CONTEXTE GENERAL

Des études réalisées par le BRGM et la Chambre d'Agriculture du Roussillon entre 1995 et 1996 ont permis de caractériser globalement les teneurs en nitrate dans les eaux souterraines du Roussillon, que ce soit dans les nappes superficielles ou les nappes plus profondes du Pliocène. Ces investigations qui ont consisté en la mesure de la conductivité et des teneurs en nitrates des eaux sur 700 ouvrages, notamment lors de la première campagne estivale de 1995, ont permis d'établir une cartographie générale des concentrations en nitrates de ce réservoir multicouche. Outre les analyses réalisées par la DDASS sur les captages exploités pour l'alimentation en eau potable des collectivités, la détermination des teneurs en nitrates a été ou est encore effectuée soit par la DIREN sur quelques ouvrages sélectionnés dans le cadre des programmes d'actions relatifs à la zone vulnérable par les nitrates, soit par la Chambre d'Agriculture des Pyrénées Orientales dans le cadre des opérations Ferti Mieux.

Ces études et suivis ont mis en évidence une contamination diffuse chronique des alluvions quaternaires superficielles (vulnérables). Elles montrent également une contamination plus surprenante de l'aquifère profond du Pliocène (nappe captive protégée) avec des teneurs pouvant dépasser 50 mg/l sur certains ouvrages, en particulier dans les secteurs de Pia, Elne et en aval de Perpignan.

Deux questions fondamentales se posent pour les eaux de l'aquifère profond du Pliocène :

- Les mesures effectuées sont-elles représentatives de l'état des forages ou de la nappe profonde du Pliocène ?
- Quelle est l'origine de cette pollution ?

Afin de répondre à ces deux interrogations, il s'est avéré indispensable de réaliser un diagnostic précis de la situation sur un secteur test afin d'appréhender le mécanisme de cette contamination azotée et son origine. Cette étude est indispensable afin de comprendre les phénomènes de transfert dans cet aquifère multicouche, mais aussi dans le cadre de la mise en place d'un programme d'actions précis visant à réduire les teneurs en nitrates dans l'eau souterraine du Roussillon. Le secteur test retenu a été celui de Pia. Les objectifs de l'étude sont les suivants :

- Est-il possible de discerner l'origine des teneurs élevées en nitrate et d'identifier les vecteurs des sources de pollution ?
- Est-il possible de définir de manière globale l'origine de la minéralisation de l'eau de la nappe du Pliocène ?

1.2 METHODOLOGIE UTILISEE

La recherche de l'origine de la contamination en nitrate des eaux du secteur de Pia a été réalisée à l'aide d'une approche géochimique reposant sur l'utilisation des isotopes du

milieu (isotopes de l'azote $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, du bore $^{11}\text{B}/^{10}\text{B}$, du strontium $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$, de l'eau $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, tritium) couplée à une étude hydrochimique « classique » (éléments majeurs). L'utilisation des isotopes stables en tant que traceurs environnementaux est une voie en plein essor et permet de discerner dans une qualité d'eau globale les principales causes des concentrations élevées en nitrates (Chery et al., 2000, Pauwels et al. 2000 ; Widory et al. 2001). Cette approche vient naturellement en appui à l'approche hydrogéologique (caractéristiques géologiques et hydrogéologiques de la nappe, caractéristiques techniques des forages).

Pour identifier l'origine des teneurs en nitrate des eaux souterraines dans le secteur de Pia, deux campagnes de prélèvement sur 11 points ont été effectuées en octobre 2002 et mars 2003, dans un contexte de basses eaux et moyennes eaux.

La première campagne d'octobre 2002 (contexte de basses eaux) avait pour objectif :

- de caractériser la signature géochimique des eaux de l'aquifère profond (>60 m) du Pliocène (3 ouvrages échantillonnés) dans le secteur affecté par les pollutions en nitrate ;
- de caractériser la signature géochimique des eaux de l'aquifère profond dans un secteur non affecté par les pollutions azotées (1 site de référence) ;
- de caractériser la signature géochimique des eaux des aquifères moins profonds (2 ouvrages à 30 m et 1 ouvrage à 5 m environ) ;
- d'identifier la composition isotopique des sources potentielles de pollution du secteur pouvant contaminer les eaux des formations aquifères du Pliocène : eaux usées domestiques (réseau public ou assainissement autonome) ; rejets de serres maraîchage hors-sol ; canal d'irrigation de Vernet et Pia et eaux de ruissellement de la zone artisanale Nord de Perpignan (échantillon nommé « Aguille »).

La seconde campagne de mars 2003 (contexte de moyennes eaux) avait pour objectif d'évaluer les variations au cours du cycle hydrologique (comparaison basses eaux et moyennes eaux) et de préciser la signature géochimique de l'aquifère intermédiaire (20-40 m) et superficiel du Quaternaire (<10 m).

En parallèle à cette étude, une étude géologique détaillée de la géométrie des réservoirs basée sur l'interprétation de plusieurs diagraphies a été effectuée afin d'améliorer la connaissance sur le contexte géologique local. L'interprétation des résultats géochimiques des deux campagnes s'est appuyée sur ce nouveau modèle géologique, notamment pour la mise en évidence des vecteurs de pollution.

2. Présentation du secteur d'étude

2.1 LOCALISATION

Le secteur d'étude se situe sur la commune de Pia (Pyrénées Orientales) au Nord de Perpignan. La localisation des points échantillonnés (en 2002 et 2003) dans cette étude est reportée sur la figure 1. Les points d'eau échantillonnés par la DIREN lors de sa campagne de diagnostic de septembre 2002 sont également reportés sur cette carte.

Un recensement (non exhaustif) des points d'eau souterraine dans le secteur sud , sud-ouest de la commune de Pia a été réalisé dans cette étude. Il s'agit essentiellement des points d'eau situés, d'un point de vue hydrogéologique, en amont (immédiat) des forages AEP de la commune de Pia. Dans le secteur (figure 1), ont été recensés :

- 11 ouvrages dans la nappe alluviale du Quaternaire (<10 m de profondeur)
- 7 ouvrages dans les nappes intermédiaires du Pliocène (20- 40 m de profondeur)
- 8 ouvrages dans les nappes profondes du Pliocène (> 60 m de profondeur)

Il existe de nombreux autres puits ou forages dans ce secteur et l'inventaire exhaustif n'a pu être réalisé.

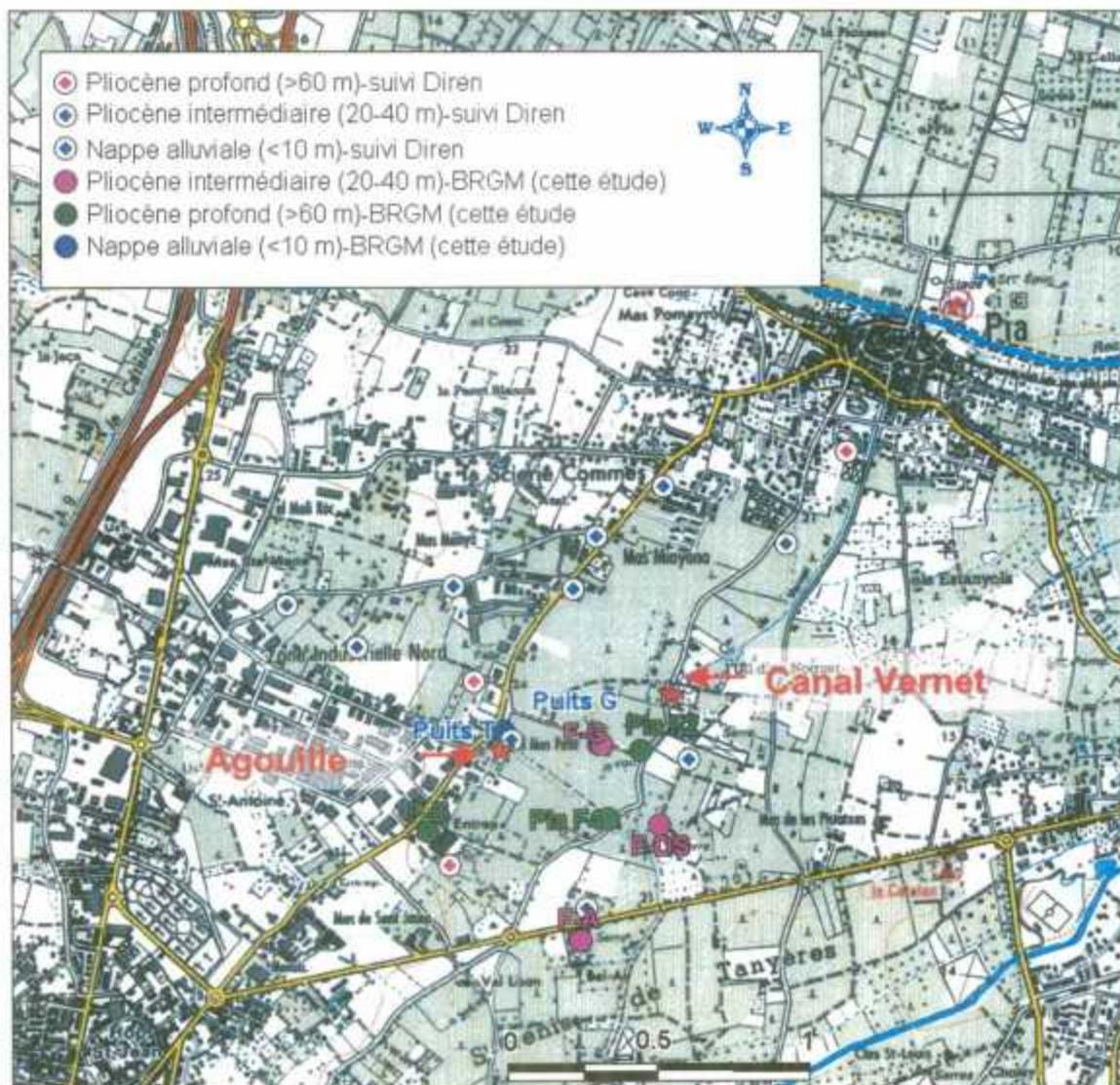


Figure 1 : Carte de localisation de la zone d'étude

(Fonds scannés 1/25 000 ©copyright IGN Paris 1999, Autorisation n°90-9068)

2.2 CONTEXTE HYDROGEOLOGIQUE ET HYDROCHIMIQUE (VIS A VIS DES TENEURS EN NO₃)

Informations sur l'occupation du sol

Dans un rayon de 300 m autour de ces forages F2 et F4, le secteur est actuellement occupé par quelques habitations isolées avec de nombreuses friches agricoles. A l'Ouest, se localise la zone artisanale Nord Perpignan. Elle est occupée par des entreprises de stockage de conditionnement, de service. Si l'extension de cette zone s'est développé notamment vers l'Est, en direction de Pia, son existence est ancienne (plus de 25 ans).

Il faut noter que les habitations existantes dans l'environnement des forages F2 et F4 ne sont pas raccordées aux réseaux d'eaux usées des communes de Pia et Perpignan. La zone artisanale Perpignan Nord est rattachée au réseau d'eaux usées de la ville de Perpignan avec station de traitement située en rive droite de la Têt. Les eaux pluviales de cette zone sont collectées et drainées, tout au moins partiellement, par un évacuateur passant à quelques mètres du forage F4.

Informations sur les caractéristiques hydrogéologiques du Pliocène profond

Le niveau de la nappe est surveillé en continu par le BRGM sur le forage F3 de la commune de Pia (**figure 2**), cet ouvrage étant intégré au réseau de surveillance piézométrique mis en place par le Conseil Général des Pyrénées Orientales.

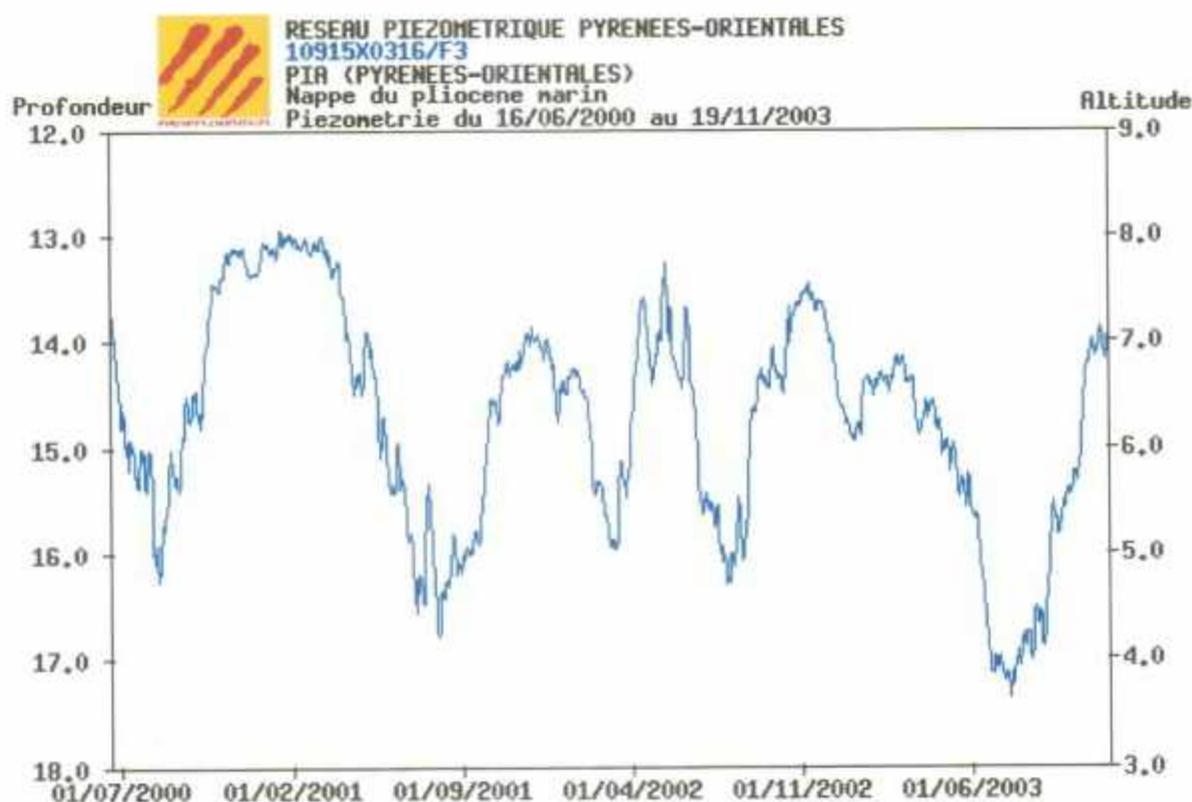


Figure 2 : Evolution de la piézométrie au sein des formations du Pliocène profond (chenaux fluviaux 60-90 m et sables marins 120-130 m).

Les paramètres hydrodynamiques du milieu ont été déterminés par les essais de pompages réalisés sur les ouvrages AEP F2, F3 et F4 de la commune de Pia (Marchal, 1991).

Au niveau du forage AEP F2, la transmissivité déduite par essais de pompage (octobre 1974 et juin 1991) est de l'ordre de $6.1 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$. Au niveau des forages AEP F4 et F3 (non exploité), les transmissivités estimées sont respectivement de $9.5 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$ et $2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$. Compte tenu des paramètres hydrodynamiques et du gradient de charge au sein de cette formation aquifère, les vitesses d'écoulement, hors cône d'influence des captages, sont faibles et de l'ordre du mètre à la dizaine de mètres par an (Chabart, 1996).

Le débit d'exploitation total des forages F2 et F4 a été fixé à $90 \text{ m}^3/\text{h}$ (valeur maximale). Il se répartit en $50 \text{ m}^3/\text{h}$ en F2 et $40 \text{ m}^3/\text{h}$ en F4. Notons que l'exploitation en F2 a une influence hydrodynamique sur F4 et inversement.

Le nouveau forage F5 de Pia réalisé à une quarantaine de mètres au Nord Est de F2 n'est pas encore en service. La transmissivité des formations aquifères sur ce site est de $5,7 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$.

Etats des aquifères vis à vis des teneurs en nitrates.

Dans la nappe alluviale du Quaternaire les teneurs en nitrate mesurées (suivis DIREN et BRGM) sont comprises entre 2 et 42 mg/l. Pour les nappes intermédiaires du Pliocène (20-40 m de profondeur), les teneurs en nitrate mesurées (suivis DIREN et BRGM) sont comprises entre 15 et 54 mg/l. Pour les nappes profondes du Pliocène (> 60 m de profondeur), les teneurs en nitrate mesurées (suivis DIREN et BRGM) sont comprises entre 9 et 140 mg/l (localement).

2.3 CHOIX DES POINTS DE PRELEVEMENT

La liste des points d'eau souterraine échantillonnés dans cette étude en vue de déterminer l'origine des nitrates dans le secteur de la commune de Pia est reportée dans le tableau 1 ci-dessous.

Deux ouvrages dans la nappe alluviale ont été échantillonnés (puits Touraine et Gaspar), trois ouvrages dans l'aquifère intermédiaire du Pliocène à 20-40 m (forages G, A et DS) et cinq ouvrages dans le pliocène profond (forages AEP F2 et F4 de Pia ; B ; AEP F3 de Rivesaltes).

Les eaux de surface du ruisseau Agouille qui draine la Zone Industrielle Nord de Perpignan ainsi que les eaux du Canal Vernet ont été échantillonnées.

Les eaux d'une fosse septique d'un particulier au niveau du mas Petit et les eaux usées de la STEP de Perpignan au niveau de la station de relevage ont été également échantillonnées. Enfin, des eaux des rejets des serres hors sol ont été prélevées (au niveau du site F A).

Tableau 1 : Description des points de prélèvement

N° BSS	Désignation	type point d'eau	profondeur ouvrage	Formation	profondeur crépine (m)	X LII carto	Y LII carto
10915X0353	Puits T	puits privé	7 m	Quaternaire	0 à 7 m	646620	1748010
10915X0354	Puits G	puits privé	7m	Quaternaire	0 à 7 m	646950	1747960
10915X0355	F DS	forage privé	30 m	Pliocène intermédiaire	20 à 30 m	647140	1747700
10915X0354	F G	forage privé	26 m	Pliocène intermédiaire	20 à 26 m	646950	1747960
1091-5x-0166	F A	forage privé	150 m	Pliocène intermédiaire	30 à 38 m	646870	1747310
1091-5x-0070	F B	forage privé	53 m	Pliocène	07 à 53 m	646371	1747669
1091-5x-0315	Pia F4	forage AEP	90 m	Pliocène profond	71 à 81 m 83.5 à 86.5 m	646970	1747710
1091-5x-0197	Pia F2	forage AEP	142 m	Pliocène profond et Miocène	70.4 à 72.4 m 80.4 à 88.4 m 106.5 à 115.5 m 119.5 à 121.5 m 133.5 à 135.5 m	647080	1747940
1091-1X-0113	F3_Rivesaltes	forage AEP	90.4 m	Pliocène profond	53 à 83 m	644486	1750876

Les forages F2 et F4 utilisés pour l'alimentation en eau potable de la commune de Pia font l'objet d'un suivi de la qualité de l'eau (contrôle sanitaire réalisé par la DDASS des Pyrénées Orientales).

L'évolution des teneurs en nitrates de l'eau des forages F2 et F4 mesurées par la DDASS est présentée sur la figure suivante (figure 3).

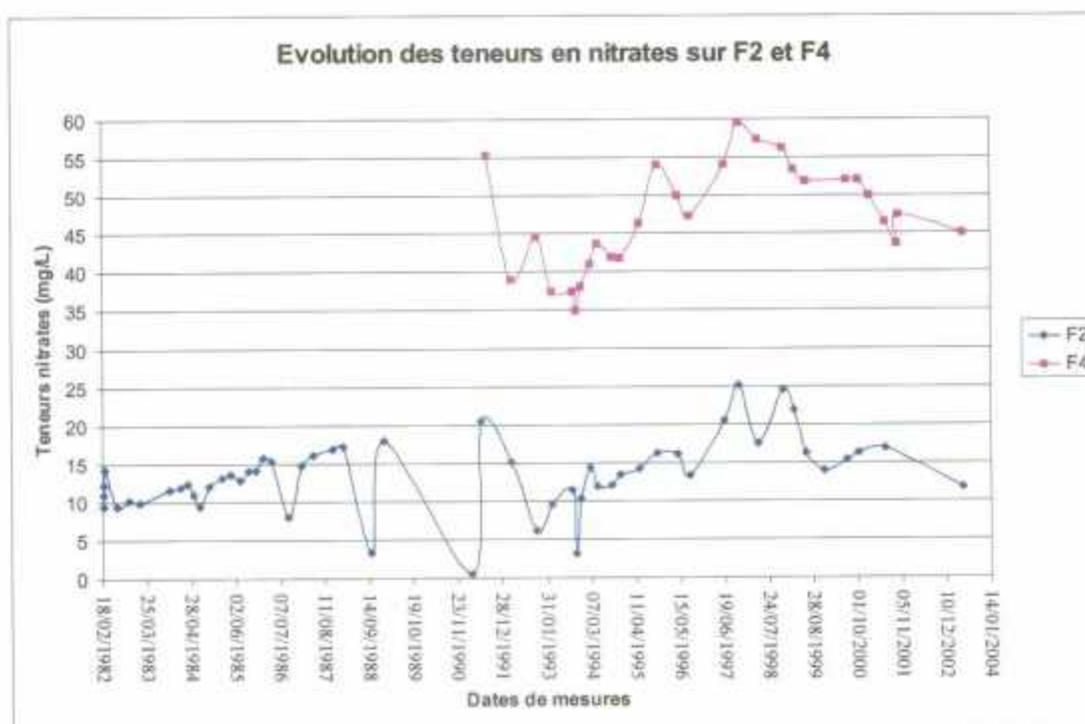


Figure 3 : Evolution des teneurs en nitrates des eaux des forages AEP F2 et F3 de la commune de Pia (suivis DDASS).

Détermination de l'origine des nitrates dans l'aquifère du Roussillon par le traçage isotopique des sources d'azote (commune de Pia, Pyrénées Orientales).

On constate une relative similitude dans l'évolution des teneurs en nitrate de l'eau des forages F2 et F4 avec une augmentation entre 1994 et 1998 et une diminution significative des teneurs depuis cette date.

La diminution de l'activité agricole (friches agricoles) et/ou le raccordement des habitations aux réseaux collectifs d'eau usées dans ce secteur de Pia peut expliquer ces tendances.

3. Contexte géologique

Dans le but d'établir le contexte géologique détaillé du secteur de Pia, une étude de l'architecture et de la géométrie des réservoirs aquifères a été réalisée par la valorisation des données de diagraphies et de descriptions des cuttings réalisées sur cinq ouvrages : Pia F2 (N° BSS 10915X0187) ; Pia F3 (N° BSS 10915X0316) ; Pia F4 (N° BSS 10915X0315) ; Pia F5 (N° BSS : non renseigné). Cette étude de réservoir s'appuie sur une méthodologie établie par les géologues pétroliers (T. Cross 1988 et P. Homewood 1992). Son application au domaine hydrogéologique (Duvail et Le Strat, 2002) a permis d'établir l'architecture et la géométrie des prismes sédimentaires plio-quadernaires au droit du Roussillon suivant un profil terre-mer.

3.1 METHODOLOGIE

L'étude du mode d'empilement des formations sédimentaires entre le domaine « onshore » (à terre) et « offshore » (en mer) du Golfe du Lion permet de préciser les étapes et l'évolution de la mise en place des prismes. Elle a permis, avec les outils modernes de la sédimentologie (stratigraphies séquentielle et sismique, stratigraphie génétique, sédimentologie de faciès, géomorphologie) une actualisation des connaissances sur la géométrie des corps sédimentaires et notamment des réservoirs aquifères du plio-quadernaire du Roussillon.

La méthodologie consiste sur une échelle de paléo-environnements (« profil de dépôts ») à distinguer leur évolution en terme de rétrogradation (empilement d'unités de plus en plus marines), d'aggradation (empilement d'unités de même environnement) et de progradation (empilement d'unités de plus en plus continentales). Elle permet de visualiser l'évolution dynamique des paléo-environnements et d'apprécier les variations, les cyclicités et les hiérarchies des différents corps sédimentaires. Dans cette approche, on ne corrèle pas des lithologies mais des empilements d'unités hiérarchisées traduisant des enchaînements de paléo-environnements.

Les données utilisées consistent en des loggings de cuttings et des diagraphies (gamma-ray et résistivité). Ces données sont largement suffisantes en domaine continental (ce qui est le cas pour le Miocène et le Pliocène) pour établir des modalités d'empilements des séquences génétiques et leur hiérarchie. Elles sont même suffisantes pour déterminer le type d'empilement notamment en domaine fluviatile (distinction entre domaine planaire, domaine en tresses ou domaine méandré).

L'analyse des données est réalisée sur la base des techniques de stratigraphie séquentielle, de stratigraphie génétique et de géomorphologie. Ce qui est important dans cette approche c'est le calibrage d'après les affleurements et d'après le contexte géologique régional. Ici l'analyse se trouve dans le contexte du Miocène et du Pliocène du Roussillon. C'est à dire que les objets analysés doivent tenir compte du mode d'empilement vertical des séquences aggradantes du Miocène, de l'évènement messinien (chute du niveau marin) et du mode d'empilement du Pliocène avec les « bottomsets » (argiles marines), les « foresets » (sables marins) et les « topsets » (argiles continentales et chenaux fluviatiles). Par ailleurs, le contexte régional permet d'observer dans le Miocène des systèmes fluviatiles de cônes alluviaux à la base qui évoluent assez rapidement au sommet vers des systèmes méandrés.

Une remarque concerne les connexions à petite échelle de cette configuration miocène des chenaux fluviaux. Ils sont en effet en relation plus ou moins simple avec la limite du système par les cônes alluviaux amonts, eux-mêmes en relation avec le massif mésozoïque calcaire karstifié du synclinal de l'Agly.

3.2 MODELE GEOLOGIQUE

L'interprétation des différentes diagraphies réalisées sur les 5 forages du secteur de Pia suivant une coupe « nord-sud » permet de distinguer trois ensembles sédimentaires bien distincts (figure 4). Le premier concerne le Miocène présent à partir de 90 m de profondeur environ au niveau des forages F2 et F5, le second caractérise le Pliocène et le troisième les alluvions du Pléistocène (Quaternaire). Les deux premiers ensembles sont séparés par une discontinuité majeure : l'incision messinienne qui peut être accompagnée de brèches. Ces brèches sont dites de "fin de chute" ou de "début de remontée" du niveau marin au Messinien. La formation du Quaternaire constituée de sables et de graviers repose sur des argiles continentales pliocènes de plaine d'inondation.

Dans la formation du Miocène, on distingue des ensembles de niveaux sableux intercalés dans des niveaux imperméables constitués d'argiles continentales de plaine d'inondation. Les niveaux sableux qui constituent des niveaux aquifères sont apparentés à des chenaux fluviaux plus ou moins colmatés. Dans le Miocène, pour une profondeur donnée, les différents chenaux fluviaux n'apparaissent pas interconnectés les uns aux autres en raison de leurs géométries en forme de méandres et de l'importance des plaines d'inondation. En d'autre terme, les chenaux fluviaux sont relativement circonscrits dans l'espace (par exemple, le niveau sableux situé entre 140 et 150 m au forage F5 n'est pas rencontré dans le forage F2). Par contre les chenaux fluviaux miocènes sont très probablement à l'amont en relation (plus ou moins simple) avec les cônes alluviaux, eux-mêmes en connexion avec le massif mésozoïque calcaire karstifié du synclinal de l'Agly.

Dans la formation du Pliocène, on distingue également des ensembles de niveaux sableux intercalés dans des niveaux imperméables également constitués d'argiles continentales de plaine d'inondation. Les niveaux sableux qui constituent des niveaux aquifères sont apparentés à des chenaux fluviaux. Contrairement au Miocène, les différents chenaux fluviaux du Pliocène sont de type planaire (nommés « sheet flood »). Ces réseaux fluviaux formaient de grands épandages sablo-graveleux. Ainsi, à l'échelle de Pia, un niveau sableux donné (30-40 m par exemple) se rencontre partout dès que l'on fore.

En résumé, à l'échelle de Pia, les différents réservoirs individualisés aux différentes profondeurs apparaissent déconnectés les uns des autres en raison de la présence de niveaux imperméables constitués d'argiles continentales de plaines d'inondation. Les différents réservoirs aquifères individualisés sont les suivants :

- nappe alluviale du Pléistocène (quaternaire <10 m de profondeur),
- nappes des chenaux fluviaux planaires du Pliocène intermédiaire (aquifère captif, 20-40 m de profondeur),
- nappes des chenaux fluviaux planaires du Pliocène profond (aquifère captif, 70-90 m de profondeur),
- nappes des chenaux fluviaux méandriques du Miocène (aquifère captif, 100-150 m de profondeur).

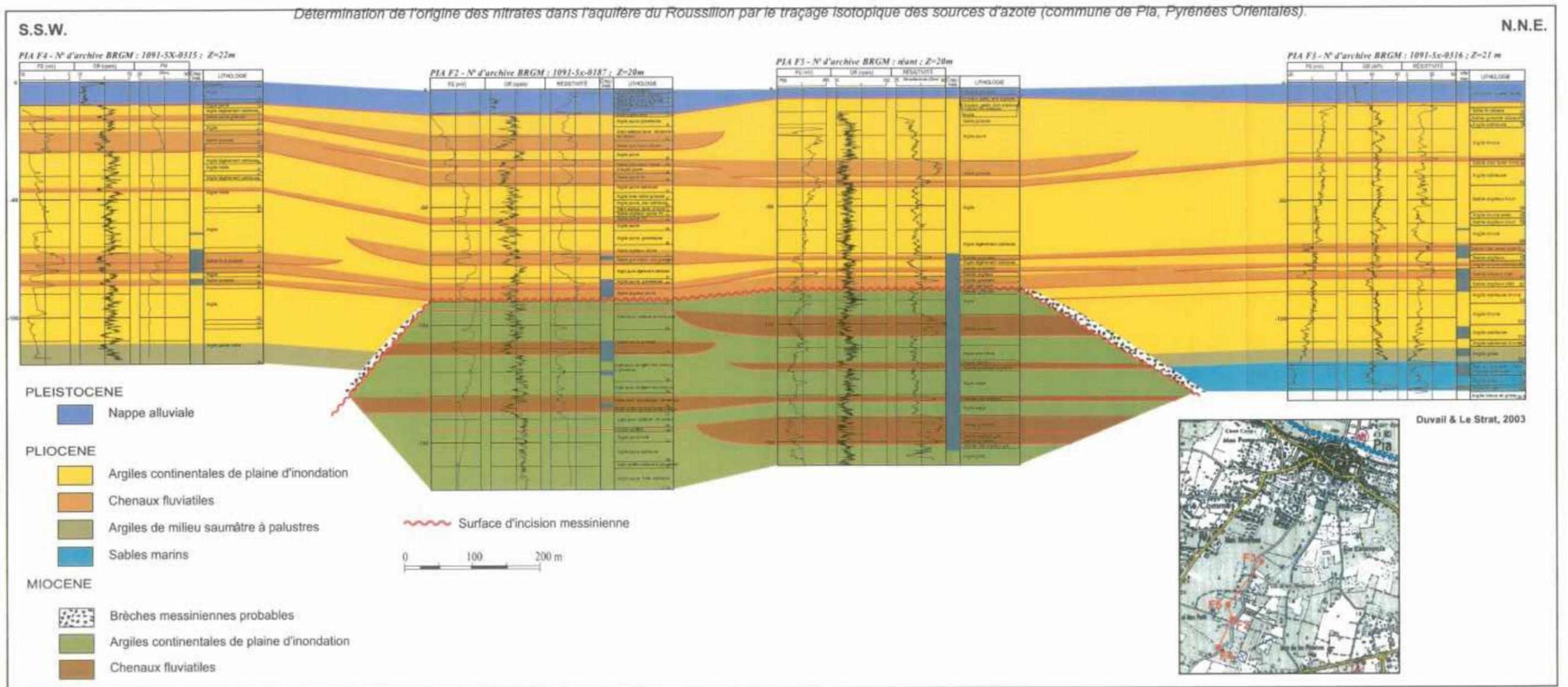


Figure 4 : Diagraphies (gammaray et résistivité) de forage F2, F3, F4 et F5 de la commune de Pia et carte de localisation des ouvrages.

L'analyse des loggings de cuttings et des diagraphies sur la base des techniques de stratigraphie séquentielle, de stratigraphie génétique et de géomorphologie a permis d'établir l'architecture et la géométrie des réservoirs aquifères de la zone d'étude.

3.3 CONSEQUENCES HYDROGEOLOGIQUES.

Le modèle géologique établi dans cette étude sur la base d'une valorisation des données géologiques existantes en BSS (Banque de données du Sous-Sol) permet à l'aide des outils modernes de la sédimentologie d'actualiser les connaissances hydrogéologiques sur le secteur de Pia. Le fait nouveau est la mise en évidence d'un môle de Miocène au niveau des forages F2 et F5 de Pia.

D'un point de vue hydrogéologique, l'étude met en évidence que les différents niveaux aquifères identifiés suivant la verticale sont naturellement indépendants les uns des autres en raison de la présence d'importants niveaux imperméables constitués d'argiles continentales de plaines d'inondation. Dans le Pliocène, les chenaux fluviaux sont de type planaire ce qui d'un point de vue hydrogéologique a une grande importance. Les eaux des réservoirs seront plus vite et plus fortement influencées par les paramètres extérieurs au système (pollution par exemple). Pour le Miocène, la nature méandrique des chenaux fluviaux limite fortement la propagation d'une éventuelle pollution dans le système.

La différence fondamentale qui distingue les forages F2 et F4 du secteur de Pia échantillonnés dans cette étude est la suivante : le forage F2 recoupe au niveau de ces crêpes certains des chenaux fluviaux méandriques du Miocène contrairement au forage F4 qui recoupe uniquement les chenaux fluviaux planaires du Pliocène.

4. Méthodes d'investigations isotopiques

4.1. LES ISOTOPES STABLES DE L'AZOTE ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$)

L'origine des nitrates dans un aquifère est souvent multiple, les sources potentielles de pollution par les nitrates sont les suivantes :

- les précipitations atmosphériques apportent de l'azote (NO_3 , NH_4 , NO_2) mais en quantité relativement faible (de 5 à 15 kg N/Ha/an),
- la nitrification de l'azote ammoniacal des engrais organiques, des déchets agricoles, des amendements organiques et des précipitations atmosphériques,
- la minéralisation de l'azote organique par les micro-organismes du sol,
- les engrais minéraux nitritiques,
- les eaux usées domestiques (STEP et assainissement autonome).

Les nitrates sont des sels très solubles et ne subissent pratiquement pas d'interaction avec les particules du sol contrairement à l'azote ammoniacal et à l'azote organique. Les nitrates non consommés par les systèmes racinaires des plantes sont entraînés vers la nappe par les eaux de drainage.

La recherche des causes d'une contamination de l'eau par les nitrates peut être réalisée en partie à l'aide des concentrations en nitrates et des isotopes de l'azote (rapport isotopique $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) car la plupart des sources d'azote dans le milieu présentent des signatures isotopiques différentes.

Les isotopes stables font l'objet de mesures différentielles car leurs variations relatives sont suffisamment indicatives, les résultats sont exprimés en parts pour mille à l'aide de la notation « δ » dans un souci de simplification :

$$\delta^{15}\text{N}(\text{‰}) = \left[\left(\frac{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{échantillon}}}{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{standard}}} \right) - 1 \right] * 1000$$

Le standard de référence dont la teneur en ^{15}N est stable est l'azote de l'air.

D'un point de vue analytique, la technique de préparation utilisée au laboratoire du BRGM est celle de Kreitler (1975). Les substances azotées sont concentrées par évaporation puis réduites par l'alliage de Devarda. L'ammoniac libéré est alors piégé sous forme de NH_4Cl dans de l'acide chlorhydrique. Ce chlorure d'ammonium est mis à réagir avec du LiOBr afin de libérer l'azote gazeux. L'azote est ensuite piégé sur du charbon actif puis analysé à l'aide d'un spectromètre de masse à phase gazeuse. La précision analytique de la méthode est de 0.3 ‰.

4.2 LES ISOTOPES STABLES DU BORE ($^{11}\text{B}/^{10}\text{B}$)

Les isotopes stables du bore sont mesurés par spectrométrie de masse par thermoionisation à source solide. De manière similaire aux isotopes de l'azote, les résultats sont exprimés en parts pour mille à l'aide de la notation « δ » :

$$\delta^{11}\text{B}(\text{‰}) = \left[\left(\frac{^{11}\text{B}/^{10}\text{B}_{\text{échantillon}}}{^{11}\text{B}/^{10}\text{B}_{\text{standard}}} \right) - 1 \right] * 1000$$

Le standard de référence dont la teneur en ^{11}B est stable est l'acide borique (NBS-951) distribué par le National Bureau of Standards. Les rapports isotopiques du bore sont très différents pour les eaux souterraines, les eaux issues d'eaux résiduelles urbaines ou d'eaux d'irrigation par exemple. Les concentrations et les rapports isotopiques du bore ($^{11}\text{B}/^{10}\text{B}$) sont donc susceptibles de tracer des contaminations ponctuelles de différentes origines.

Le bore est un traceur conservatif en raison de sa forte solubilité en solution aqueuse (sous forme d'acide borique) et de l'absence d'effets associés à l'évaporation, l'oxydo-réduction et la volatilisation. Des fractionnements peuvent être liés cependant à des phénomènes de sorption. Pour de faibles variations de concentration en bore, les rapports isotopiques évoluent de façon hyperbolique et donc les écarts sont significatifs et marqués. Le bore présente ainsi un fort potentiel de signature en terme de mélange ou de processus spécifiques.

4.3 LES ISOTOPES DE LA MOLECULE D'EAU (OXYGENE 18, DEUTERIUM ET TRITIUM)

Les isotopes stables de l'eau (^2H et ^{18}O) sont utiles pour déterminer l'origine de l'eau qui peut être météorique (ce qui correspond aux eaux "continentales" : eau de pluie, eau de surface et eau souterraine) ou marine. Ils permettent de mettre en évidence des phénomènes de mélange d'eaux de qualités différentes.

L'intérêt des isotopes stables de la molécule d'eau (^{18}O et ^2H) réside dans le fait qu'ils permettent de tracer très fidèlement les flux hydriques qui s'écoulent dans les systèmes, dans la mesure où ils sont intimement liés à l'eau. Par opposition aux traceurs chimiques, les isotopes stables de l'eau sont strictement conservatifs car il n'existe, aux températures habituellement rencontrées dans le domaine de l'hydrogéologie de sub-surface, aucun échange isotopique entre l'eau et la matrice minérale des systèmes (Fontes, 1976). Les isotopes stables de l'eau sont fréquemment utilisés pour déterminer l'origine des eaux qui s'écoulent dans les aquifères.

Les variations des compositions isotopiques de l'eau dans le cycle hydrologique résultent soit de fractionnement isotopique qui intervient lors des changements de phase (évaporation, condensation), soit de mélange d'eaux de composition isotopique différente. L'évaporation entraîne toujours la formation de vapeur appauvrie en isotopes lourds par rapport au liquide d'origine. A l'inverse, lors de la condensation, la phase condensée (pluie par exemple) est toujours enrichie en isotopes lourds au détriment de la phase vapeur résiduelle (nuage). A l'échelle mondiale, les teneurs en deutérium des pluies sont reliées aux teneurs en oxygène 18 par la relation suivante : $\delta^2\text{H} = 8 \cdot \delta^{18}\text{O} + 10$, couramment appelée droite mondiale des eaux météoriques (Craig, 1961).

La détermination des teneurs en oxygène 18 et deutérium permet la comparaison par rapport à la fonction d'entrée, c'est à dire par rapport à la droite locale des eaux météoriques. Ces investigations permettent ainsi de préciser si les eaux de l'aquifère ont été modifiées par échange ou mélange avec des eaux extérieures au système. Le traçage obtenu à partir de l'oxygène 18 et du deutérium peut donc contribuer à caractériser les transferts d'eau au sein des formations du Pliocène. A titre d'information, des études antérieures effectuées sur les eaux du Pliocène ont permis de montrer que l'aquifère multicouche du Roussillon est marquée notamment par la recharge dans les massifs situés en amont du bassin de la Têt.

Contrairement à l'oxygène 18 et au deutérium, l'isotope tritium de la molécule d'eau est instable dans le temps et est fréquemment utilisé comme chronomètre pour dater les eaux. (^3H , isotope radioactif de période courte de 12,26 ans)¹. C'est un marqueur des masses d'eau contemporaines. En effet, une production artificielle s'est ajoutée à la production naturelle au cours des essais thermonucléaire aériens, pendant la période 1952-1963 ; les essais ont cessé depuis 1963. Par l'intermédiaire de cette production artificielle, on peut donc différencier les eaux qui résultent des précipitations sans tritium nucléaire (avant 1952) des eaux de précipitations formées dans une atmosphère contenant du tritium nucléaire. La

¹ Production naturelle de 1 atome pour 10^{18} atomes

présence de tritium dans une eau témoigne d'une alimentation récente. Dans notre cas, elle peut permettre d'identifier une infiltration d'eau récente confirmant une pollution actuelle.

A titre d'information, les teneurs en tritium de quelques eaux de pluie de Perpignan échantillonnées dans les années 1960 sont données à titre indicatif ci-dessous (BD-ISO, <http://infoterre.brgm.fr>).

date	Unité Tritium
31/07/1965	394 ($\pm 16,0$)
31/12/1965	190 ($\pm 10,0$)
31/12/1966	113 ($\pm 8,0$)

Les teneurs en tritium des pluies actuelles sont très faibles et globalement comprise entre 2 et 7 unités tritium, les valeurs les plus élevées étant observées en hiver et au printemps.

4.4 LES ISOTOPES DU STRONTIUM (RAPPORT $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$).

L'élément strontium peut être utilisé comme traceur dans les études environnementales puisqu'il est naturellement présent dans le milieu. Il possède 4 isotopes stables : ^{88}Sr , ^{87}Sr , ^{86}Sr et ^{84}Sr , seul le strontium 87 (^{87}Sr) est radiogénique c'est à dire qu'il est issu de la désintégration radioactive d'un isotope père, en l'occurrence le rubidium 87 (^{87}Rb) par désintégration β^- .

L'abondance des isotopes ^{88}Sr , ^{86}Sr et ^{84}Sr reste constante au cours du temps alors que l'abondance de l'isotope ^{87}Sr va augmenter dans le temps suite à la production via la désintégration du ^{87}Rb . En Sciences de la Terre et dans les études environnementales on utilise le rapport de l'isotope radiogénique sur un isotope stable soit : $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$. Le strontium (Sr) est un élément chimique de type alcalino-terreux dont les propriétés physico-chimiques sont proches de celles du calcium. Cette similarité permet au Sr de se substituer au Ca dans les réseaux cristallins.

D'une manière générale, **les eaux qui drainent les roches acquièrent la composition isotopique en Sr (rapport $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) des minéraux de cette roche les plus sensibles à la dissolution.** Ainsi, les eaux qui drainent des roches silicatées (granite par exemple) présentent des rapports $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ relativement élevés, celles qui drainent des roches carbonatées ont des signatures plus faibles (moins radiogéniques). Ces variations isotopiques peuvent être utilisées pour mettre en évidence et quantifier des mélanges d'eaux de diverses origines.

Le strontium n'est pas modifié par des processus tels que l'évaporation ou la précipitation de minéraux. Sa composition isotopique reflète donc un terme source soit celui du strontium de l'eau initiale, soit celui d'un minéral qui s'est dissous. Les variations du rapport isotopique du strontium dans un aquifère donnent ainsi des informations sur l'origine et les proportions de mélange des différents composants naturels (interaction eau-roche) et anthropogéniques.

5. Résultats géochimiques

5.1 CARACTERISATION DU POLE NON POLLUE DE LA ZONE D'ETUDE

Dans le but de caractériser un état pollué il est nécessaire de définir les caractéristiques de l'état non pollué. Dans cette étude, le caractère non pollué des eaux profondes du Pliocène a été caractérisé à l'aide des eaux du forage AEP F3 de Rivesaltes. L'eau de ce forage présente des teneurs en nitrate inférieures à 5 mg/l et une activité tritium inférieure à 1 ce qui indique que l'on est en présence d'une eau ancienne âgée de plus de 50 ans (eau de pluie infiltrée antérieurement aux premiers essais nucléaires aériens de 1952). La détermination des rapports isotopiques de l'azote n'a pas été possible en raison d'une trop faible teneur en nitrate des eaux (< 3 mg/l) de ce forage. Par ailleurs et compte tenu du potentiel redox (+122 mV), des teneurs en oxygène dissous (48%) et des très faibles teneurs en fer des eaux (10 µg/l), on peut exclure le phénomène de dénitrification qui se produit en milieu réducteur et qui aurait pu expliquer des valeurs si faibles en nitrate. Dans ce contexte, nous avons supposé que la composition isotopique en azote est similaire à celle rencontrée dans les sols où le nitrate est issu uniquement de la minéralisation de l'azote du sol, soit $\delta^{15}\text{N} = +6.7 \text{ ‰} \pm 0.2 \text{ ‰}$ vs air (Mariotti 1986 ; Heaton 1986 ; Widory et al., 2001).

L'eau du forage AEP F3 de Rivesaltes présente également de très faibles teneurs en bore (21 µg/l), valeur qui apparaît compatible avec celles rencontrées dans les précipitations languedociennes (Ladouche et Aquilina, 2003). L'eau de ce forage ne semble donc pas affectée par des pollutions anthropiques. La composition isotopique en bore mesurée ($\delta^{11}\text{B} = +20 \text{ ‰}$ vs NBS 951) apparaît incohérente au regard de la valeur attendue des précipitations (identique à l'eau de mer, $\delta^{11}\text{B} = 39.5 \text{ ‰}$ vs NBS 951; Barth 1993) et témoigne vraisemblablement d'un fractionnement isotopique analytique ou du phénomène de sorption sur les argiles. La valeur mesurée ne peut donc être prise en compte.

Dans cette étude, la signature isotopique en nitrate et en bore du pôle naturel non pollué a été définie par les valeurs suivantes :

Isotopes de l'azote : $\delta^{15}\text{N} = 6.7 \text{ ‰}$ Isotopes du bore : $\delta^{11}\text{B} = 39.5 \text{ ‰}$
--

5.2 CARACTERISATION DES SOURCES DE POLLUTIONS DE LA ZONE D'ETUDE

Les sources potentielles de pollution considérées dans cette étude sont les suivantes :

- Eaux usées domestiques des réseaux collectifs. L'échantillonnage des eaux a été réalisé au niveau de la station de relevage des eaux usées de la STEP de Perpignan.
- Eaux usées domestiques des assainissements autonomes. Le prélèvement a été réalisé au niveau de la fosse septique « T » (cf. figure 1).
- Rejets de serre, maraîchage hors-sol au niveau de la serre (F A).
- Eaux de surface (canal d'irrigation de Vernet et canal Agouille, cf. figure 1).

Les eaux de la station de relevage de la STEP de Perpignan sont caractéristiques d'eaux usées d'origine domestique avec de fortes teneurs en ammonium = 71 mg/l ; une teneur en nitrate inférieure à la limite de détection et une forte teneur en bore (513 µg/l) liée à l'utilisation de borate des détergents et lessives. Les eaux de la fosse septique T sont

également caractéristiques d'eaux usées domestique avec de fortes teneurs en ammonium (26 mg/l); et une teneur élevée en bore (255 µg/l). La détermination du rapport isotopique des nitrates de ces eaux n'a pas été possible en raison de la réaction de saponification qui s'est produite lors de la réduction des nitrates et en raison d'une teneur trop faible en nitrates dans les échantillons. Les valeurs du rapport isotopique des eaux usées domestiques du secteur d'étude ont été supposés égales à celles mesurées par les auteurs dans la littérature : rapport $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ compris entre +10 ‰ et +25 ‰ vs air (Donville et Bergé 1985 ; Aravena et al. 1993 ; Aravena et Robertson, 1998). Les rapports isotopiques en bore ($^{11}\text{B}/^{10}\text{B}$) des eaux domestiques du secteur sont comprises entre -1.6 ‰ et +3.8 ‰ vs NBS 951, valeurs compatibles à celles déterminés par les auteurs dans la littérature (Barth, 1998).

Dans cette étude, la signature isotopique en nitrate et en bore du pôle eaux usées domestiques a été définie par les valeurs suivantes :

Isotopes de l'azote $\delta^{15}\text{N}$ = compris entre +10 ‰ et +25 ‰ vs air
Isotopes du bore $\delta^{11}\text{B}$ = compris entre -1.6 ‰ et +3.8 ‰ vs NBS 951

Les eaux de rejets de serre hors-sol ont été prélevées au niveau de la serre A, en sortie de serre. Les eaux échantillonnées sont très minéralisées (conductivité électrique = 6.5 mS/cm). Outre les fortes teneurs en nitrate (1955 mg/l) et en bore (550 µg/l), les eaux présentent également de fortes teneurs en chlorure (760 mg/l), sulfate (695 mg/l) etc (cf. tableau) et en éléments métalliques, dont le fer (4800 µg/l), le cuivre (229 µg/l) et le zinc (1790 µg/l). Les rapports isotopiques de l'azote ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) et du bore ($^{11}\text{B}/^{10}\text{B}$) sont respectivement de +4.9 ‰ vs air et +2.4 ‰ vs NBS 951, valeurs très proches de celles déterminées par les auteurs dans la littérature (Widory et al. 2001 ; Barth, 1998).

Dans cette étude, la signature isotopique en nitrate et en bore du pôle « engrais minéral » a été définie par les valeurs suivantes :

Isotopes de l'azote $\delta^{15}\text{N}$ = compris entre -4 ‰ et +2 ‰ vs air
Isotopes du bore $\delta^{11}\text{B}$ = compris entre -2 ‰ et +2 ‰ vs NBS 951

Les eaux de surface échantillonnées au niveau du canal des Agouilles présentent des indices de pollution en nitrate (54 mg/l) et en bore (81 µg/l). La signature isotopique en nitrate des eaux ($\delta^{15}\text{N} = +13.7$ ‰ vs air) suggère que les eaux sont affectées par les pollutions d'origine domestique. En effet, la signature isotopique est plus élevée que la signature isotopique naturelle. La signature isotopique en bore ($\delta^{11}\text{B} = +16$ ‰ vs NBS 951) peut être expliquée comme le résultat d'un mélange entre des eaux usées domestiques et une eau de pluie.

Les eaux de surface mesurées au niveau du canal de Vernet présentent de très faibles teneurs en nitrates (1.6 mg/l) et en bore (23 µg/l) et sont à ce titre non affectées par les problèmes de pollution. **Les eaux du canal de Vernet ne sont donc pas à considérer comme source de pollution pour les eaux souterraines du secteur de Pia.**

5.3 CARACTERISATION DES EAUX DES FORAGES : MISE EN EVIDENCE DES MELANGES D'EAU DE QUALITE DIFFERENTE PAR L'UTILISATION DE L'ACTIVITE TRITIUM DES EAUX

Les résultats des analyses tritium effectuées sur les échantillons d'eaux souterraines (7 en octobre 2002 et 8 en mars 2003) et les échantillons d'eau de surface sont présentés dans le

tableau 2. L'interprétation qualitative des résultats pour chacun des points d'eau analysés est également rapportée dans ce tableau.

Les eaux du pôle naturel du Pliocène profond, caractérisées à l'aide des eaux du forage AEP F3 de Rivesaltes, ne contiennent pas de tritium. Les eaux pompées sont anciennes (âgées de plus de 50 ans). Ce résultat était prévisible compte tenu des vitesses d'écoulement très faibles dans l'aquifère (de l'ordre du m/an à 10 m/an, Chabart 1996) et de la distance des aires de recharge (2 kilomètres environs).

Dans le secteur de Pia, les eaux du forage AEP-F2 sont les seules à ne pas contenir de tritium, que ce soit en basses eaux (octobre 2002) ou en hautes eaux (mars 2003). Il s'agit donc d'eaux anciennes âgées de plus de 50 ans infiltrées antérieurement aux premiers essais nucléaires de 1952. La différence entre l'eau du forage AEP F2 de Pia et celle du forage AEP F3 de Rivesaltes (qui ne contient pas de tritium) réside en la présence de teneur plus élevée en nitrate (11 mg/l) contre 3 mg/l pour le forage AEP F3 de Rivesaltes. Les eaux du forage AEP F2 de Pia apparaissent donc légèrement contaminées par une source de nitrate dont l'origine sera précisée ultérieurement (cf. § 5.1). Dans ce contexte, l'eau du forage AEP F2 de Pia apparaît donc influencée par une pollution ancienne dont la source est *a priori* à rechercher au niveau de l'aire d'alimentation de l'aquifère.

A l'exception des eaux du forage AEP-F2, toutes les autres eaux souterraines échantillonnées dans le secteur de Pia (Quaternaire, Pliocène peu profond (<30 m), Pliocène profond (>60 m)) présentent des teneurs en tritium. La présence de tritium dans les eaux témoigne donc d'une alimentation récente. Dans cette étude, l'origine des eaux du Pliocène (<30 m et > 60 m) présentant des teneurs en tritium peut être expliquée comme le résultat d'un mélange entre une eau ancienne de + 50 ans et une eau d'infiltration récente. Compte tenu des teneurs en tritium mesurées et des caractéristiques chimiques, la composante récente domine en terme de proportion de mélange.

Les eaux de sub-surface (<10 m) du Quaternaire présentent des teneurs en tritium caractéristiques d'eaux d'infiltration récente.

La pollution en nitrate observée en octobre 2002 dans les forages sollicitant les aquifères du Pliocène (forage privé (F-A) $\text{NO}_3 = 140 \text{ mg/l}$; forage privé (F-DS) $\text{NO}_3 = 70 \text{ mg/l}$; forage AEP-F4 $\text{NO}_3 = 39 \text{ mg/l}$; forage privé (F-B) $\text{NO}_3 = 71 \text{ mg/l}$;) est à attribuer à l'infiltration d'eau récente caractérisée par une pollution anthropique.

Tableau 2 : Teneur en tritium des eaux et interprétations qualitatives correspondantes

Formation	Nom du site	oct-02 mars-03		Interprétations
		Tritium UT	Tritium UT	
Pliocène profond (>60 m)	Forage AEP F3 Rivesaltes N°BSS : 10911X0113	<1	<1	Eau ancienne agée de + de 50 ans (eau de pluie infiltrée antérieurement aux premiers essais nucléaires aériens de 1952)
Pliocène profond (70-90 m) et Miocène (>110 m)	Forage AEP Pia F2 N°BSS : 10915X0167	<1	<1	Eau ancienne agée de + de 50 ans (eau de pluie infiltrée antérieurement aux premiers essais nucléaires aériens de 1952)
Pliocène profond (70-90 m)	Forage AEP Pia F4 N°BSS : 10915X0315	3 ± 1	4 ± 1	Résultat d'un mélange entre une eau ancienne (+ 50 ans) et une eau d'infiltration récente la composante récente domine
Pliocène profond (70-90 m)	Forage privé B N°BSS : 10915X0070	5 ± 2	5 ± 2	Résultat d'un mélange entre une eau ancienne (+ 50 ans) et une eau d'infiltration récente la composante récente domine
Pliocène peu profond (30-40 m)	Forage privé A N° BSS : 10915X0166	4 ± 1	5 ± 2	Résultat d'un mélange entre une eau ancienne (+ 50 ans) et une eau d'infiltration récente la composante récente domine
Pliocène peu profond (30-40 m)	Forage privé DS N° BSS : 10915X0355	5 ± 2	7 ± 2	Eau d'infiltration récente
Pliocène peu profond (30-40 m)	Forage privé G N°BSS : 10915X0354	NE	6 ± 2	Eau d'infiltration récente
Quaternaire (<10 m, Pléistocène)	Puits privé T N°BSS : 10915X0355	4 ± 1	6 ± 2	Eau d'infiltration récente (actuelle)
Quaternaire (<10 m, Pléistocène)	Puits privé G N°BSS : 10915X0354	NE	6 ± 2	Eau d'infiltration récente (actuelle)
-	Eau de surface Canal Vernet N°BSS : non renseigné	4 ± 1	NE	Eau de surface (actuelle)
-	Eau de surface canal Agouille N°BSS : non renseigné	4 ± 1	5 ± 2	Eau de surface (actuelle)
-	STEP-Perpignan station de relevage	ND	NE	
-	Fosse septique T	ND	NE	
-	Rejets serre A	ND	NE	

ND : non dosé; NE : non échantillonné.

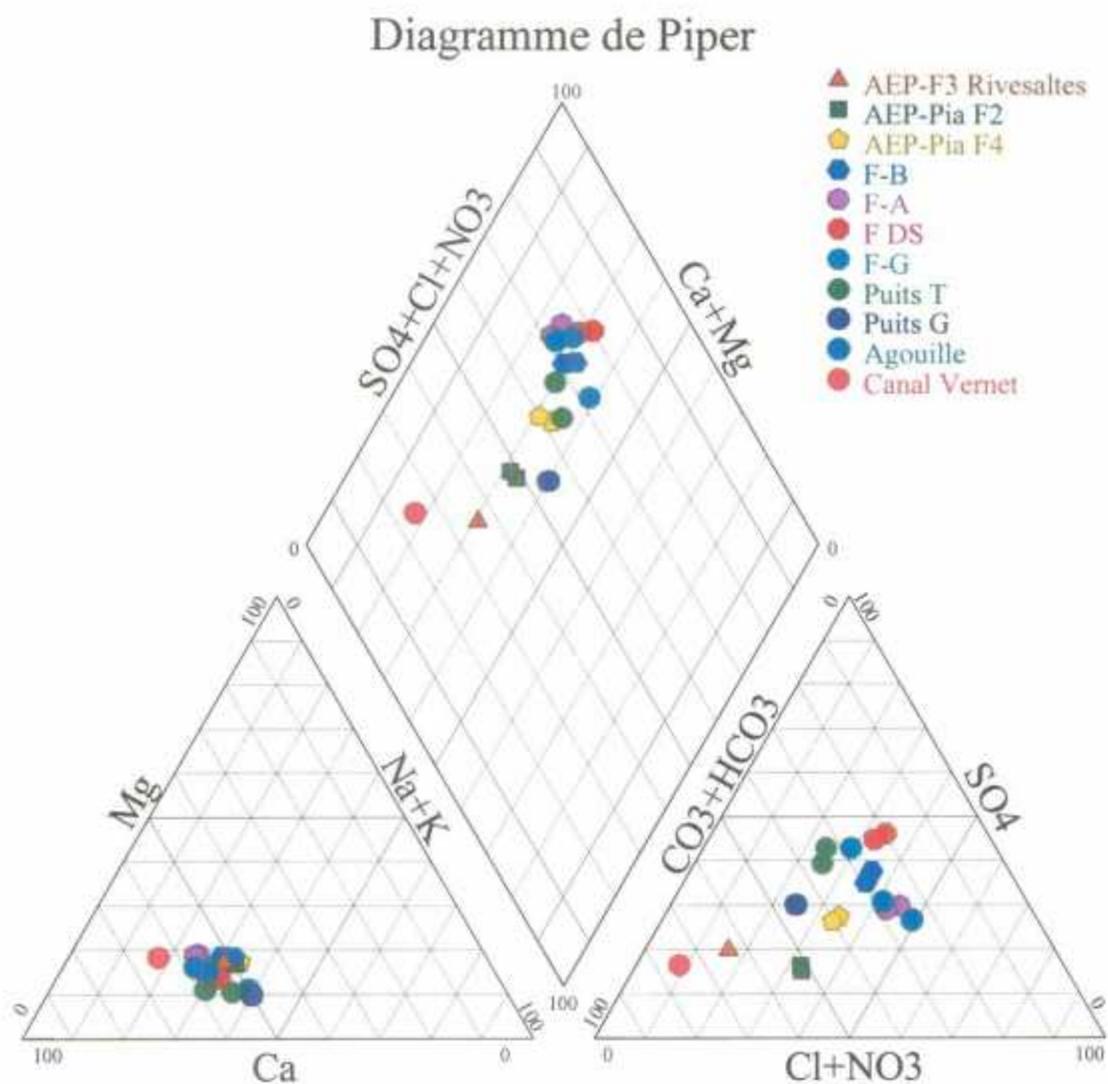


Figure 5 : Caractérisation du faciès chimique des eaux de surface et des eaux souterraines du secteur de la commune de Pia à l'aide du diagramme de Piper.

6. Origine de la pollution dans les eaux souterraines

Les gammes de variation mesurées pour les isotopes de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) et du bore ($\delta^{11}\text{B}$) dans les eaux souterraines échantillonnées sont importantes (respectivement de 5.4 ‰ à 23.9 ‰ et de 8.6 ‰ à 32.6 ‰) ce qui indique la présence de sources de nitrate et de bore multiples dans l'hydrosystème. Dans un souci de clarté, nous avons cherché, dans un premier temps, à expliquer les résultats en terme d'origine en considérant chaque type d'eau indépendamment et en considérant les résultats des différentes sources de pollution identifiées (cf. § 4.2 et 4.3). Cette étude a été abordée à l'aide de graphiques caractéristiques $\delta^{15}\text{N}$ versus $1/\text{N}$; $\delta^{11}\text{B}$ versus $1/\text{B}$ et $\delta^{11}\text{B}$ versus $\delta^{15}\text{N}$.

6.1 LES EAUX DE LA NAPPE ALLUVIALE DU PLEISTOCENE (< 10 M DE PROFONDEUR) ET LES EAUX DE SURFACE.

Les eaux de surface du canal Vernet présentent un faciès chimique de type bicarbonaté calcique et magnésien (figure 5). Les eaux sont très peu minéralisées (cf. tableau 1 en annexe). Les eaux de surface du ruisseau Agouille et de la nappe alluviale du Pléistocène (profondeur < 10 m) sont de type chloruré et sulfaté calcique et magnésien. Les teneurs en chlorures sont comprises entre 66 et 124 mg/l et entre 115 et 358 mg/l pour les sulfates. Les eaux apparaissent enrichies en chlorure et en sulfate par rapport à une eau de pluie. La présence de cuivre (12.6 µg/l) et de zinc (117 µg/l), notamment au niveau du puits Gaspar indique que les eaux sont affectées par des pollutions anthropiques. Les teneurs en nitrate sont comprises entre 6 et 44 mg/l. Les teneurs mesurées sont bien supérieures à celles classiquement rencontrées dans ce type d'aquifère. La tendance vers un faciès chloruré-sulfaté calcique confirme l'existence d'un changement de minéralisation par rapport à une minéralisation naturelle. Les très faibles teneurs en fer (< 44 µg/l) et manganèse (< 3.6 µg/l) des eaux de la nappe alluviale du Pléistocène permettent par ailleurs de montrer que les eaux ne sont pas affectées par des processus de dénitrification liés à un milieu réducteur.

La figure 6 présente les compositions isotopiques en nitrates ($\delta^{15}\text{N}$) en fonction de l'inverse des teneurs en nitrate des eaux de surface et des eaux échantillonnées dans la nappe alluviale du Pléistocène (Quaternaire à une profondeur inférieure à 10 m). Les signatures géochimiques des différentes sources de pollution sont également reportées. Compte tenu de l'absence de dénitrification, il apparaît, sur la base des isotopes stables de l'azote, que l'origine de la pollution nitratée des eaux de la nappe alluviale du Quaternaire est liée aux eaux usées d'origine domestique (STEP et/ou assainissement autonome).

La figure 7 qui présente l'évolution des compositions isotopiques en bore ($\delta^{11}\text{B}$) en fonction du rapport $\text{N}_{\text{tot}}/\text{B}$ permet de montrer que la signature isotopique en bore des eaux résulte d'un mélange entre l'eau de pluie et les eaux usées d'origine domestique.

Les signatures isotopiques en nitrate et en bore des eaux échantillonnées dans la nappe alluviale du Quaternaire (Pléistocène) indiquent que l'aquifère est pollué par des eaux usées d'origine domestique. Les teneurs en nitrate mesurées dans la nappe sont comprises entre 6 et 44 mg/l.

Les eaux de surface échantillonnées dans le canal Agouille présentent des teneurs en nitrate de 54 mg/l en période de basses eaux et de 44 mg/l en période de hautes eaux. Ces eaux sont également polluées par des eaux usées d'origine domestique.

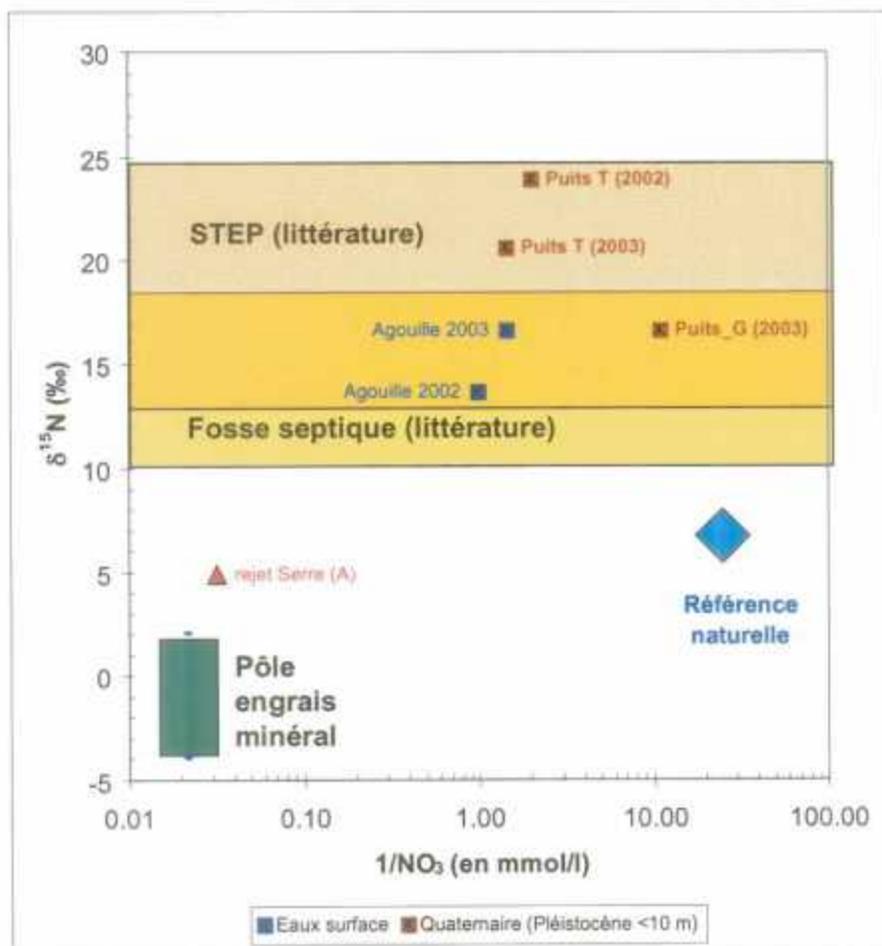


Figure 6 : Relation $\delta^{15}N$ en fonction du rapport $1/NO_3$ dans les eaux de surface et les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire (<10 m de profondeur).

Les différents pôles de pollution et la signature de la référence naturelle sont également reportés.

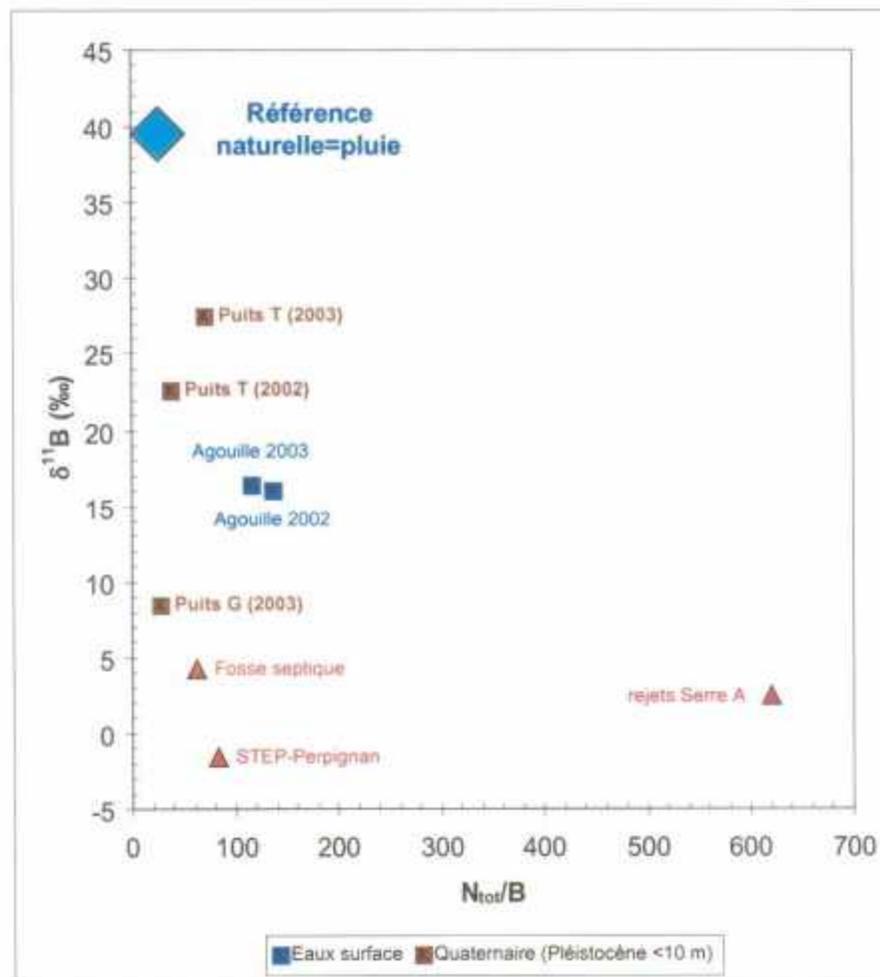


Figure 7 : Relation $\delta^{11}B$ en fonction du rapport N_{tot}/B dans les eaux de surface et les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire (<10 m de profondeur).

Les différents pôles de pollution et la signature de la référence naturelle sont également reportés.

6.2 LES EAUX DES CHENAUX FLUVIATILES DU PLIOCENE (AQUIFERES INTERMEDIAIRES ENTRE 20 ET 40 M DE PROFONDEUR)

Les eaux des chenaux fluviatiles du Pliocène (15-40 m de profondeur) présentent un faciès chimique de type chloruré et sulfaté calcique et magnésien (figure 5). Les sont comprises entre 68 et 73 mg/ pour les chlorures, entre 0.18 mg/l et 0.35 mg/l pour les bromures et entre 156 et 207 mg/l pour les sulfates. Les eaux apparaissent enrichies en chlorure, bromure et en sulfate par rapport à une eau de pluie. La présence de nitrate (teneurs comprises entre 16 mg/l et 71 mg/l) et compte tenu des teneurs en chlorure et sulfate, indique que les eaux sont affectées par des apports anthropiques. Les très faibles teneurs en fer (< 33 µg/l) et en manganèse (< 2.7 µg/l) des eaux des chenaux fluviatiles (aquifère captif intermédiaire du Pliocène) indiquent que les eaux ne sont pas affectées par les processus de dénitrification.

Les eaux du forage (F DS) sont globalement peu affectées par la pollution en bore compte tenu d'une part des teneurs mesurées (21 µg/l) et d'autre part de la signature isotopique du bore ($\delta^{11}\text{B}$) proche de celle des pluies (figure 8). En l'absence de dénitrification, les eaux du forage (F-G) apparaissent nettement polluées par les eaux usées d'origine domestique (figures 7 et 8). Les sources de la pollution des eaux des chenaux fluviatiles du Pliocène sont donc à attribuer aux eaux usées d'origine domestique.

Le point caractéristique des eaux du forage (F-A) se distinguent très nettement des eaux des autres forages étudiés. On montre clairement figures 7 et 8 que les eaux sont affectées par la pollution minérale des rejets de serre hors sol. Compte tenu des résultats, il semble qu'il s'agisse d'une pollution locale dans la mesure où les autres points ne présentent pas d'indice de pollution par le pôle « engrais minéral ».

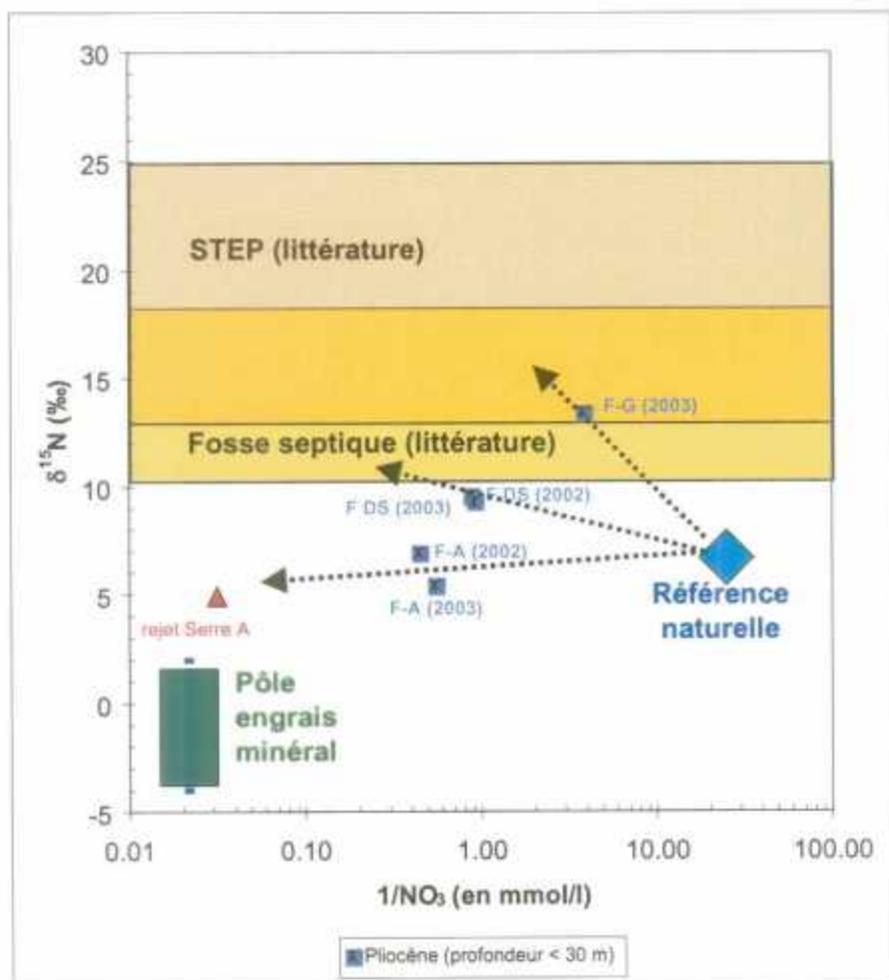


Figure 8 : Relation $\delta^{15}\text{N}$ en fonction du rapport $1/\text{NO}_3$ dans les eaux des chenaux fluviaux du Pliocène à 30 m de profondeur environ.

Les différents pôles de pollution et la signature de la référence naturelle sont également reportés.

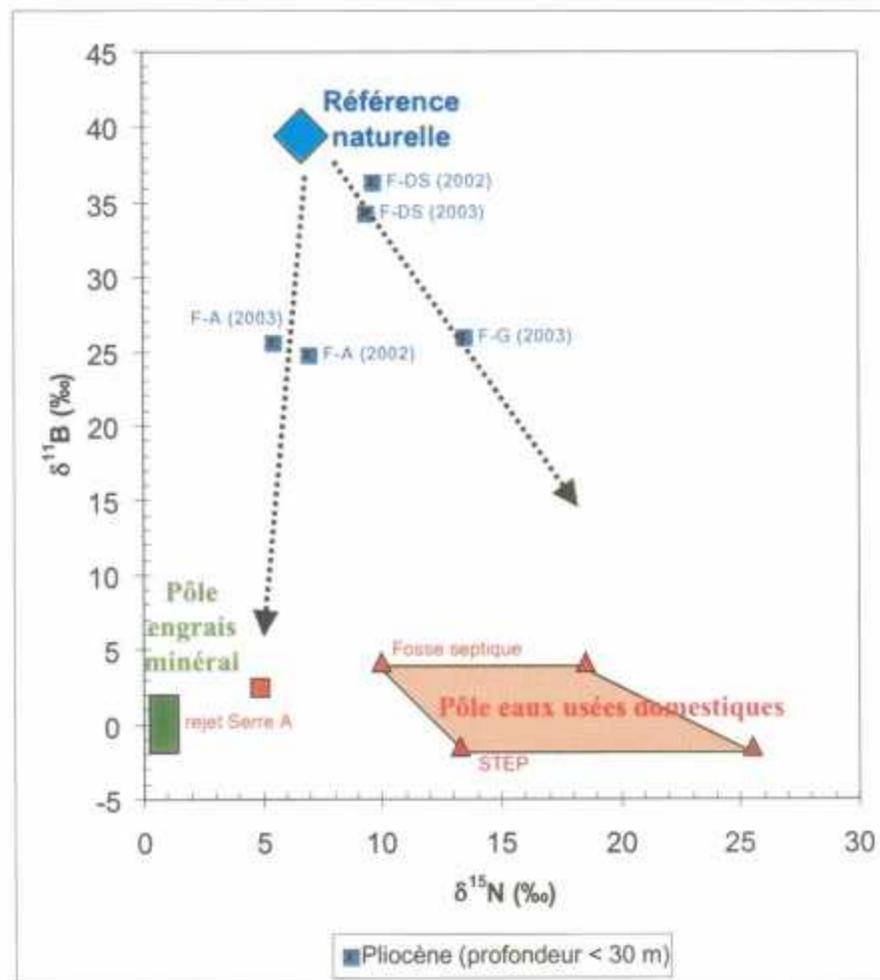


Figure 9 : Relation $\delta^{11}\text{B}$ en fonction du $\delta^{15}\text{N}$ dans les eaux des chenaux fluviaux du Pliocène à 30 m de profondeur environ.

Les différents pôles de pollution et la signature de la référence naturelle sont également reportés.

6.3 LES EAUX DES CHENAUX FLUVIATILES PROFONDS DU PLIOCENE (ENTRE 70 ET 90 M DE PROFONDEUR)- ROLE DES CHENAUX FLUVIATILES DU MIOCENE SUR LA QUALITE DES EAUX DU FORAGE AEP F2 DE PIA.

Les eaux des forages B, et Pia F4 présentent, de manière similaire aux eaux des chenaux fluviatiles du pliocène (15-40 m de profondeur), un faciès chimique de type chloruré et sulfaté calcique et magnésien (figure 5). Les eaux du forage AEP F3 de Rivesaltes qui constitue pour le secteur d'étude notre référence naturelle du Pliocène présentent un faciès bicarbonaté calcique et magnésien. Les eaux du forage F2 de Pia présentent un faciès bicarbonaté calcique et magnésien à tendance chlorurée et sulfatée calcique et magnésienne. Pour les forages B et Pia F4, les teneurs en chlorure sont comprises entre 61 et 89 mg/l et entre 88 et 185 mg/l pour les sulfates. Les eaux du forage F2 de Pia présentent des teneurs en chlorure de l'ordre de 64 mg/l et des teneurs en sulfate de l'ordre de 45 mg/l. Les teneurs en bromure des eaux des forages B, Pia F4 et Pia F2 sont comprises entre 0.23 et 0.35 mg/l. Dans le secteur de Pia, les eaux profondes du Pliocène (70-90 m de profondeur) apparaissent donc enrichies en chlorure, bromure et en sulfate par rapport à l'eau du forage AEP F3 de Pia (Cl = 28.4 mg/l ; SO₄ = 49 mg/l ; Br = 0.08 mg/l) ce qui indique que les eaux sont affectées par des pollutions anthropiques. Les teneurs en nitrates sont comprises entre 11 mg/l et 140 mg/l contre 2.9 mg/l pour les eaux de la référence naturelle caractérisées à l'aide du forage AEP F3 de Rivesaltes. Les très faibles teneurs en fer (< 17 µg/l) et manganèse (< 6.8 µg/l) indiquent que les eaux ne sont pas affectées par des processus de dénitrification.

Les eaux du forage F2 de Pia présentent de faible teneur en nitrate (< 11 mg/l). Les eaux ne contiennent pas de tritium ce qui indique, comme on l'a vu précédemment (cf. § 5.3), que les eaux sont âgées de plus de 50 ans. Dans le diagramme $\delta^{15}\text{N}$ vs $1/\text{NO}_3$ (figure 10), on montre que la signature isotopique en nitrate des eaux du forage F2 de Pia est enrichie en azote 15. L'eau du forage F2 s'aligne sur une droite de mélange définie par le pôle naturel d'un côté et de l'autre le pôle des eaux usées d'origine domestique.

En l'absence de dénitrification, la signature isotopique en nitrate suggère donc que l'eau est légèrement influencée par une pollution en nitrate issue d'eau usée. La signature isotopique du bore confirme ce résultat (figure 11). Compte tenu des résultats tritium qui indiquent que l'eau est ancienne (âgée de plus de 50 ans), on serait donc en présence d'une pollution ancienne dans ce secteur de Pia.

Les eaux du forage B apparaissent fortement contaminées par les eaux usées d'origine domestique compte tenu d'une part des teneurs en nitrate (de l'ordre de 65 mg/l) et en bore (34 µg/l), et d'autre part des signatures isotopiques en nitrate et en bore (figures 10 et 11). Les eaux du forage F4 apparaissent quant à elles moins affectées par les teneurs en bore et en nitrates issues des eaux usées (B = 24 µg/l ; NO₃ = 38 mg/l environ), en position intermédiaire entre les eaux du forage F2 et celles du forage B.

Il a été déjà signalé que la différence fondamentale caractérisant les forages F2 et F4 de Pia résulte dans le fait que le forage F2 recoupe au niveau de ses crépines certains des chenaux fluviatiles méandriformes du Miocène, alors que le forage F4 recoupe uniquement les chenaux fluviatiles planaires du Pliocène (cf. § 3). Aucun des forages échantillonnés dans cette étude ne permet un échantillonnage spécifique des eaux des chenaux fluviatiles du Miocène. En conséquence, la qualité géochimique des eaux de cette formation n'est pas connue.

A la vue des résultats géochimiques et notamment des teneurs en nitrate des eaux échantillonnées au sein des forages étudiés, il apparaît que les eaux des chenaux fluviatiles

méandriques du Miocène ne sont pas affectées par les problèmes de pollution par les nitrates et que la différence de qualité entre les eaux des deux forages F2 et F4 s'explique par le phénomène de mélange. En effet, le débit d'eau pompée au niveau du forage F2 résulte d'une proportion issue des chenaux fluviaux du Miocène et d'une autre proportion issue des chenaux fluviaux du Pliocène (profondeur 70-90 m). Le débit pompé par le forage F4 est uniquement assuré par les niveaux aquifères du Pliocène constitués des chenaux fluviaux planaires (profondeur 70-90 m).

L'analyse de première adduction effectuée sur le forage F5 de Pia semble corroborer l'interprétation précédente. En effet, la crépine du forage F5 de Pia recoupe 4 chenaux fluviaux du Miocène (cf. figure 4) et le niveau aquifère du Pliocène profond (70-90 m). Or l'analyse de première adduction indique de très faibles teneurs en nitrate (3.9 mg/l). Dans ce contexte, et compte tenu des résultats disponibles, l'eau des chenaux fluviaux méandriques du Miocène doit présenter peu ou pas de nitrate afin d'expliquer les concentrations mesurées au niveau du forage F5. Rappelons que, de manière similaire au forage F2, la signature de l'eau du forage F5 résulte d'un mélange entre l'eau du Pliocène et l'eau du Miocène.

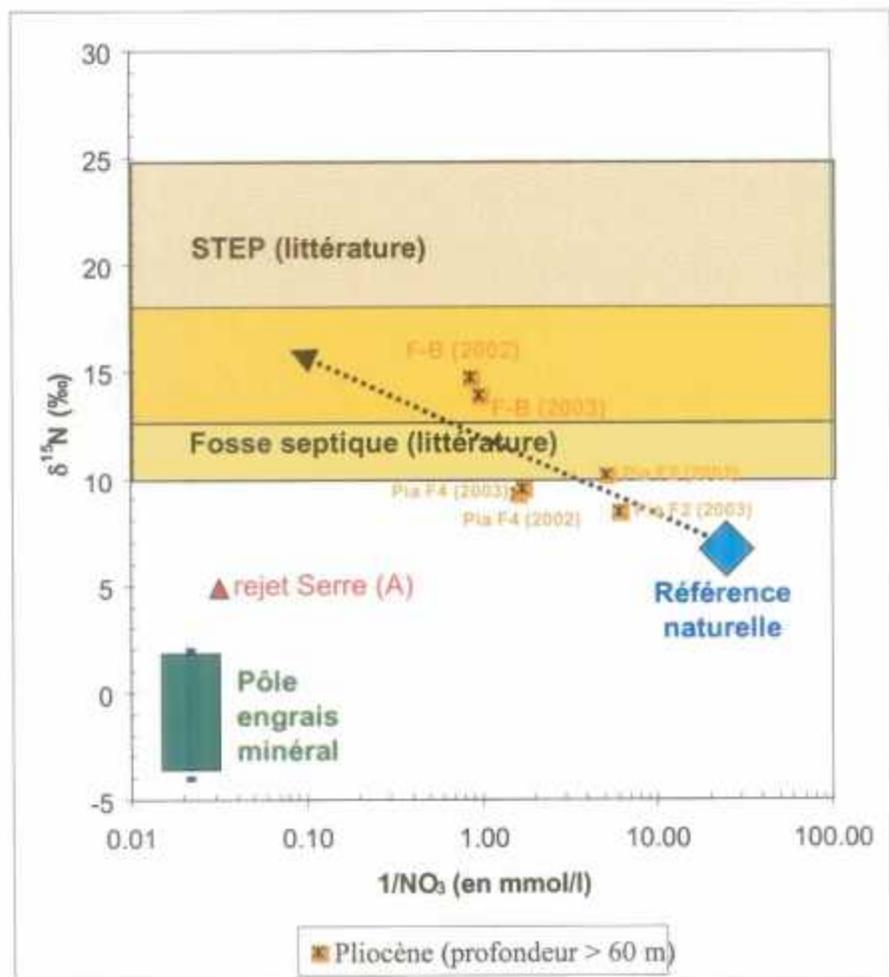


Figure 10 : Relation $\delta^{15}\text{N}$ en fonction du rapport $1/\text{NO}_3$ dans les eaux des chenaux fluviaux du Pliocène profond (profondeur >60m).

Les différents pôles de pollution et la signature de la référence naturelle sont également reportés.

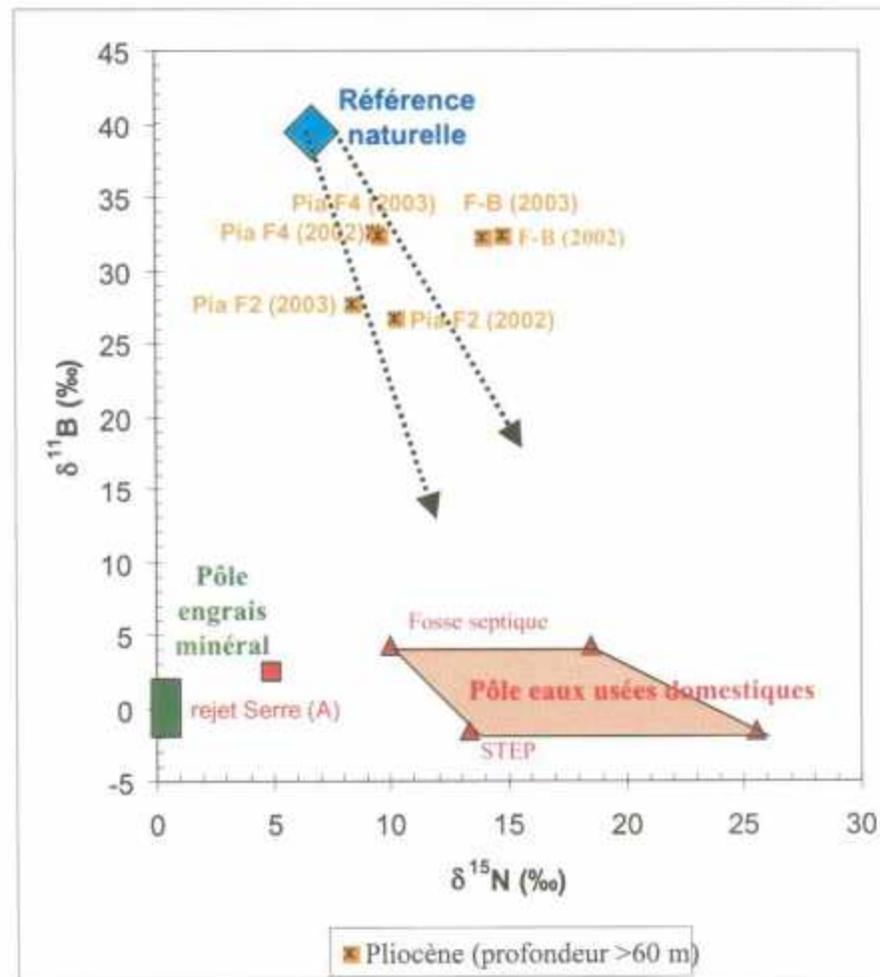


Figure 11 : Relation $\delta^{11}\text{B}$ en fonction du $\delta^{15}\text{N}$ dans les eaux des chenaux fluviaux du Pliocène profond (profondeur >60m).

Les différents pôles de pollution et la signature de la référence naturelle sont également reportés.

6.4 SYNTHÈSE

L'analyse des informations apportées par les isotopes du nitrate et du bore a permis d'identifier pour chaque aquifère du secteur d'étude l'origine de la pollution par les nitrates. Le tableau 3 ci-dessous permet de synthétiser l'ensemble des résultats obtenus pour chaque point d'eau échantillonné.

Tableau 3 : Origine des teneurs en nitrate- tableau de synthèse.

Formation	Nom du site	Interprétations Tritium	NO3 mg/l	Interprétations Isotopes du Nitrate et du Bore
Pliocène profond (>60 m)	Forage AEP F3 Rivesaltes N°BSS : 10911X0113	Eau ancienne âgée de + de 50 ans (eau de pluie infiltrée antérieurement aux premiers essais nucléaires aériens de 1952)	2.9	Eau pas affectée par les problèmes de pollution
Pliocène profond (70-90 m) et Miocène (>110 m)	Forage AEP Pia F2 N°BSS : 10915X0187	Eau ancienne âgée de + de 50 ans (eau de pluie infiltrée antérieurement aux premiers essais nucléaires aériens de 1952)	11.9 10.6	Eau faiblement affectée par les problèmes de pollution origine eaux usées domestiques
Pliocène profond (70-90 m)	Forage AEP Pia F4 N°BSS : 10915X0315	Résultat d'un mélange entre une eau ancienne (+ 50 ans) et une eau d'infiltration récente la composante récente domine	39.4 36.7	Eau affectée par les problèmes de pollution origine eaux usées domestiques
Pliocène profond (70-90 m)	Forage privé (B) N°BSS : 10915X0070	Résultat d'un mélange entre une eau ancienne (+ 50 ans) et une eau d'infiltration récente la composante récente domine	71.3 64.8	Eau fortement affectée par les problèmes de pollution origine eaux usées domestiques
Pliocène peu profond (30-40 m)	Forage privé (A) N° BSS : 10915X0166	Résultat d'un mélange entre une eau ancienne (+ 50 ans) et une eau d'infiltration récente la composante récente domine	140 114	Eau fortement affectée par les problèmes de pollution origine locale : rejet de serre hors sol
Pliocène peu profond (30-40 m)	Forage privé DS N° BSS : 10915X0355	Eau d'infiltration récente (actuelle)	70.6 68.2	Eau fortement affectée par les problèmes de pollution origine eaux usées domestiques
Pliocène peu profond (30-40 m)	Forage privé G N°BSS : 10915X0354	Eau d'infiltration récente (actuelle)	16.4	Eau affectée par les problèmes de pollution origine eaux usées domestiques
Quaternaire (<10 m, Pléistocène)	Puits privé T N°BSS : 10915X0355	Eau d'infiltration récente (actuelle)	31.1 44.1	Eau fortement affectée par les problèmes de pollution origine eaux usées domestiques
Quaternaire (<10 m, Pléistocène)	Puits privé G N°BSS : 10915X0354	Eau d'infiltration récente (actuelle)	6	Eau faiblement affectée par les problèmes de pollution origine eaux usées domestiques
-	Eau de surface Canal Vernet N°BSS: non renseigné	Eau de surface (actuelle)	1.6	Eau pas affectée par les problèmes de pollution
-	Eau de surface canal Agouille N°BSS : non renseigné	Eau de surface (actuelle)	54.2 43.2	Eau fortement affectée par les problèmes de pollution origine eaux usées domestiques

A l'aide des outils isotopiques, il semble intéressant d'identifier les vecteurs des pollutions notamment pour la nappe profonde du Pliocène (chenaux fluviaux planaires situés entre 70 et 90 m de profondeur).

7. détermination des vecteurs de la pollution pour les forages profonds (> 70 m de profondeur) : vers un schéma conceptuel de fonctionnement.

7.1 CARACTERISATIONS DES MELANGES D'EAU A L'AIDE DES ISOTOPES STABLES DE L'EAU (OXYGENE 18 ET DEUTERIUM).

Les isotopes stables de l'eau sont très fréquemment utilisés pour mettre en évidence les phénomènes de mélange.

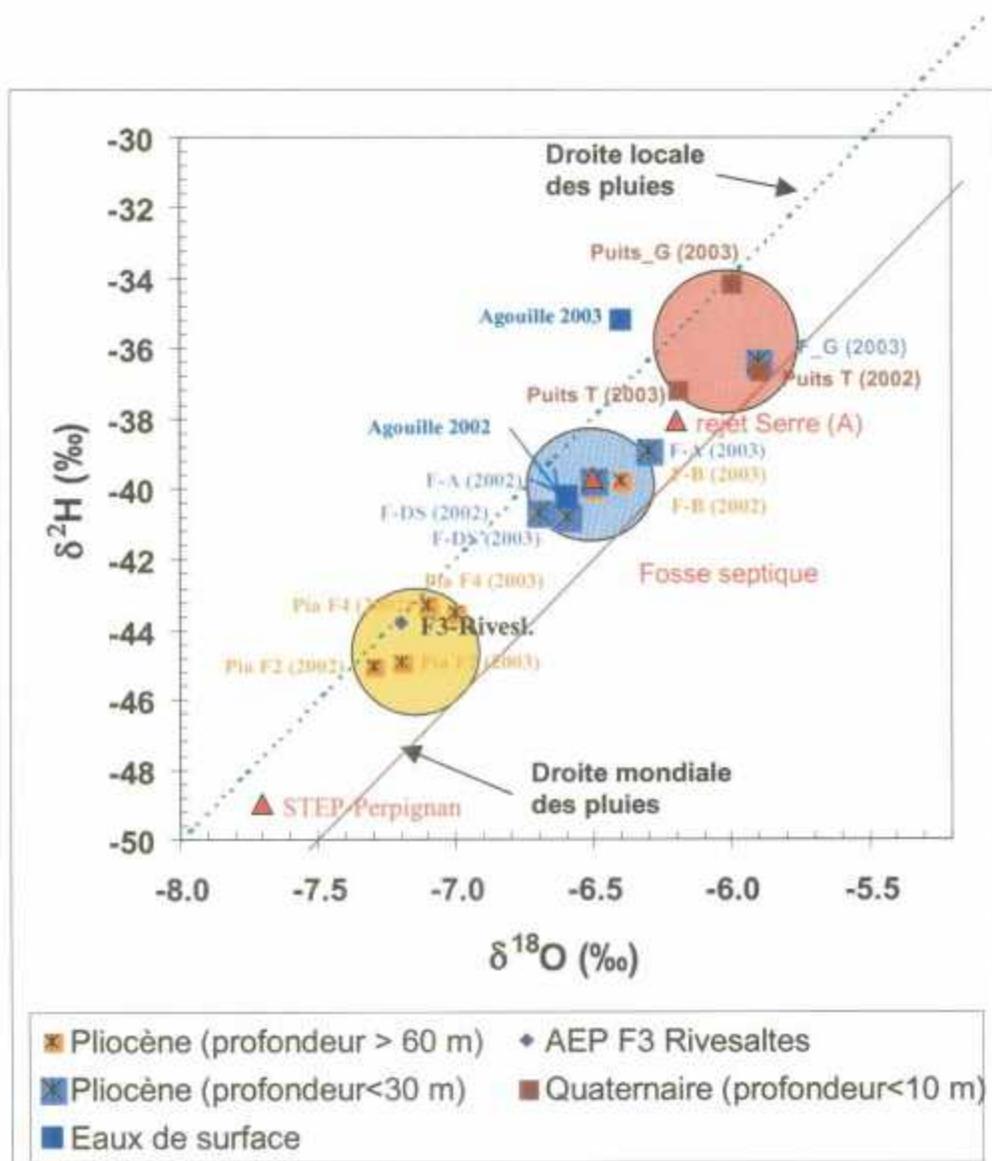


Figure 12 : Evolution des teneurs en deutérium en fonction des teneurs en oxygène 18.

Sur la figure 12 qui représente l'évolution des teneurs en deutérium en fonction des teneurs en oxygène 18 trois types d'eaux différentes se distinguent :

- les eaux des chenaux fluviaux du Pliocène profond (> 60 m de profondeur) sont les plus appauvries en isotopes lourds,
- les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire sont les plus enrichies en isotopes lourds,
- les eaux des chenaux fluviaux du Pliocène peu profond (30 m de profondeur) présentent des signatures intermédiaires aux précédentes.

Les eaux échantillonnées se répartissent entre la droite des pluies d'origine océanique à l'échelle mondiale² (Craig, 1961) et la droite des pluies locales déterminées pour le département de l'Hérault³ (Ladouche 1998 ; Ladouche et Aquilina, 2003). Les eaux qui rechargent les aquifères n'ont donc pas subi de phénomènes d'évaporation lors de leurs infiltrations dans l'hydrosystème.

Au sein des trois familles d'eau précédemment individualisées, on identifie pour certains ouvrages, des phénomènes de mélange. Les eaux du forage B, bien que crépiné dans le Pliocène profond (70-90 m de profondeur), présentent une signature similaire à celle mesurée dans le Pliocène peu profond (20-40 m de profondeur). De la même façon, l'eau du forage (F-G) présente une signature similaire à celle de la nappe alluviale du Quaternaire alors que l'ouvrage est uniquement crépiné au niveau des chenaux fluviaux du Pliocène intermédiaire (20-40 m de profondeur). Ces résultats indiquent donc que la nappe alluviale du Quaternaire est localement en connexion hydraulique avec les chenaux fluviaux du Pliocène situés entre 20 et 40 m de profondeur environ.

De la même façon, les résultats suggèrent que les chenaux fluviaux du Pliocène situés entre 20 et 40 m de profondeur sont localement en connexion hydraulique avec ceux situés à plus de 70 m de profondeur (70-90 m). Une autre explication peut néanmoins être proposée pour expliquer la signature isotopique des eaux du forage B. En effet, la signature mesurée dans les eaux de ce forage peut être expliquée comme le résultat d'un mélange entre l'eau du Quaternaire et l'eau des chenaux fluviaux pliocènes situés à plus de 70 m de profondeur. Pour lever l'indétermination, il faut s'intéresser aux informations apportées par les autres isotopes du milieu (rapport $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$; $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{11}\text{B}$).

7.2 CARACTERISATIONS DES MELANGES D'EAU A L'AIDE DES ISOTOPES STABLES DE L'EAU (OXYGENE 18) ET DU BORE ($\delta^{11}\text{B}$).

La figure 13 qui représente l'évolution de la signature isotopique du bore en fonction des teneurs en oxygène 18 apporte des informations intéressantes quant à l'existence des phénomènes de mélange d'eau entre aquifères. Sur cette figure, on montre que la pollution en bore observée dans les eaux du forage AEP F4 de Pia est à attribuer aux eaux des chenaux fluviaux du Pliocène peu profond (pollution identifiée à l'aide des eaux du forage DS). En effet, l'eau du forage AEP F4 se situe sur une droite de mélange définie par les pôles « Pliocène peu profond (30 m) » et l'eau du forage F2 qui caractérise, dans le secteur de Pia, l'eau du pôle profond la moins affectée par les problèmes de pollution.

La signature isotopique de l'eau du forage B s'inscrit dans un diagramme de mélange défini par les pôles « nappe alluviale du Quaternaire », « Pliocène peu profond (30 m) » et « Pliocène profond ». La pollution en bore de l'eau du forage B apparaît donc comme le

² DMEM : $\delta^2\text{H}=8*\delta^{18}\text{O}+10$

³ DLEM : $\delta^2\text{H}=8*\delta^{18}\text{O}+14$

résultat d'une contamination d'eau issue de la nappe alluviale du Quaternaire et des chenaux fluviaux du Pliocène peu profond (30 m).

L'eau du forage F-G, uniquement crépiné dans le Pliocène peu profond (20-40 m de profondeur), apparaît fortement contaminée par les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire.

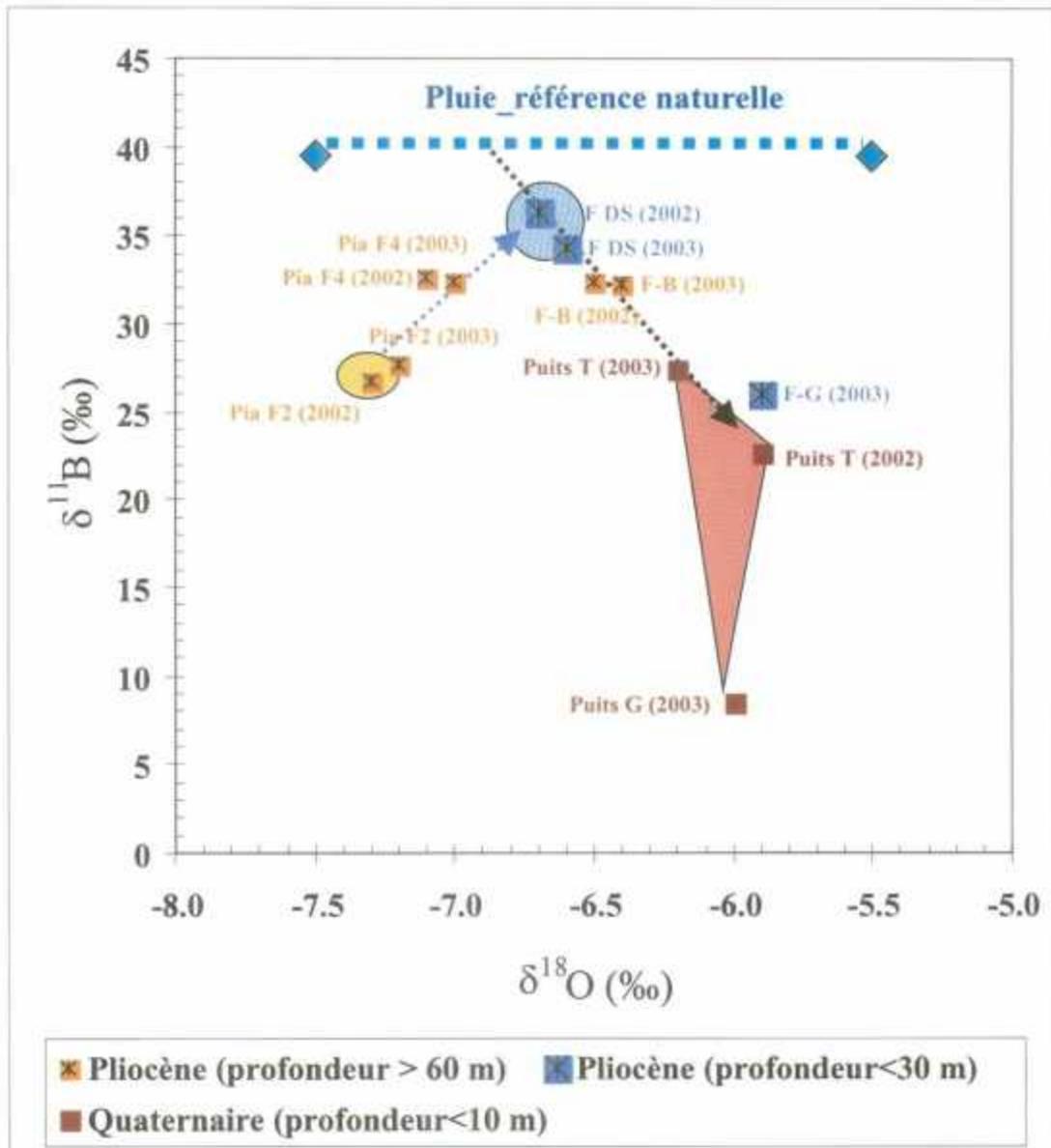


Figure 13 : Evolution de la signature isotopique du bore en fonction des teneurs en oxygène 18.

En résumé, les vecteurs de pollution en bore des forages profonds du Pliocène (forages B et Pia F4) identifiés à l'aide des isotopes stables de l'eau (^{18}O) et des signatures en bore sont les suivants :

- Forage Pia F4 : signature isotopique du bore expliquée par une contribution d'eau issue des chenaux fluviaux du Pliocène intermédiaire (20-40 m de profondeur)
- Forage B : signature isotopique du bore expliquée par deux composantes, l'une issue des chenaux fluviaux du pliocène intermédiaire (20-40 m de profondeur) et l'autre de la nappe alluviale du Quaternaire.

7.3 CARACTERISATIONS DES MELANGES D'EAU A L'AIDE DES ISOTOPES STABLES DE L'EAU (OXYGENE 18) ET DU NITRATE ($\delta^{15}\text{N}$).

La figure 14 qui représente l'évolution de la signature isotopique du nitrate en fonction des teneurs en oxygène 18 apporte également des informations intéressantes quant à l'existence des phénomènes de mélange d'eau entre aquifères. Sur cette figure, on montre que la pollution en nitrate observée dans les eaux du forage AEP F4 de Pia est à attribuer aux eaux des chenaux fluviaux du Pliocène peu profond et caractérisées à l'aide des prélèvements du forage F-DS. En effet, le point caractéristique de l'eau du forage AEP F4 se situe sur une droite de mélange définie par les pôles «Pliocène peu profond (30 m) » et l'eau du forage F2 qui caractérise, dans le secteur de Pia, l'eau du pôle profond la moins affectée par les problèmes de pollution par les nitrates. On conforte ainsi les résultats précédents obtenus à l'aide des isotopes du bore et des teneurs en oxygène 18.

La signature isotopique en nitrate de l'eau du forage B (figure 14) s'explique comme le résultat d'un mélange entre l'eau du pôle profond du Pliocène peu affectée par les problèmes de pollutions (AEP_F2) et l'eau de la nappe alluviale caractérisée par les eaux des ouvrages F-T et F-G.

L'eau du forage F-G, uniquement crépiné dans le Pliocène peu profond (20-40 m de profondeur), apparaît de nouveau fortement contaminée par les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire.

L'eau du forage F-A (figure 14) se situe sur une droite de mélange définie par l'eau du Pliocène peu profond (F DS) affectée par les problèmes de pollutions et la signature isotopique des rejets des serres hors-sol. Les résultats indiquent qu'il s'agit d'une pollution locale vraisemblablement liée à un mélange avec l'eau issue de la nappe alluviale du Quaternaire.

En résumé, les vecteurs de pollution en nitrate des forages profonds du Pliocène (forages B et Pia F4) identifiés à l'aide des isotopes stables de l'eau (^{18}O) et des signatures en nitrate sont les suivants :

- Forage Pia F4 : signature isotopique du nitrate expliquée par une contribution d'eau issue des chenaux fluviaux du Pliocène intermédiaire (20-40 m de profondeur)
- Forage B : signature isotopique du nitrate expliquée par une contribution d'eau issue de la nappe alluviale du Quaternaire.
- La signature isotopique du nitrate des eaux du forage F-A est expliquée par une contribution d'eau issue des serres hors-sol via la nappe alluviale du Quaternaire.

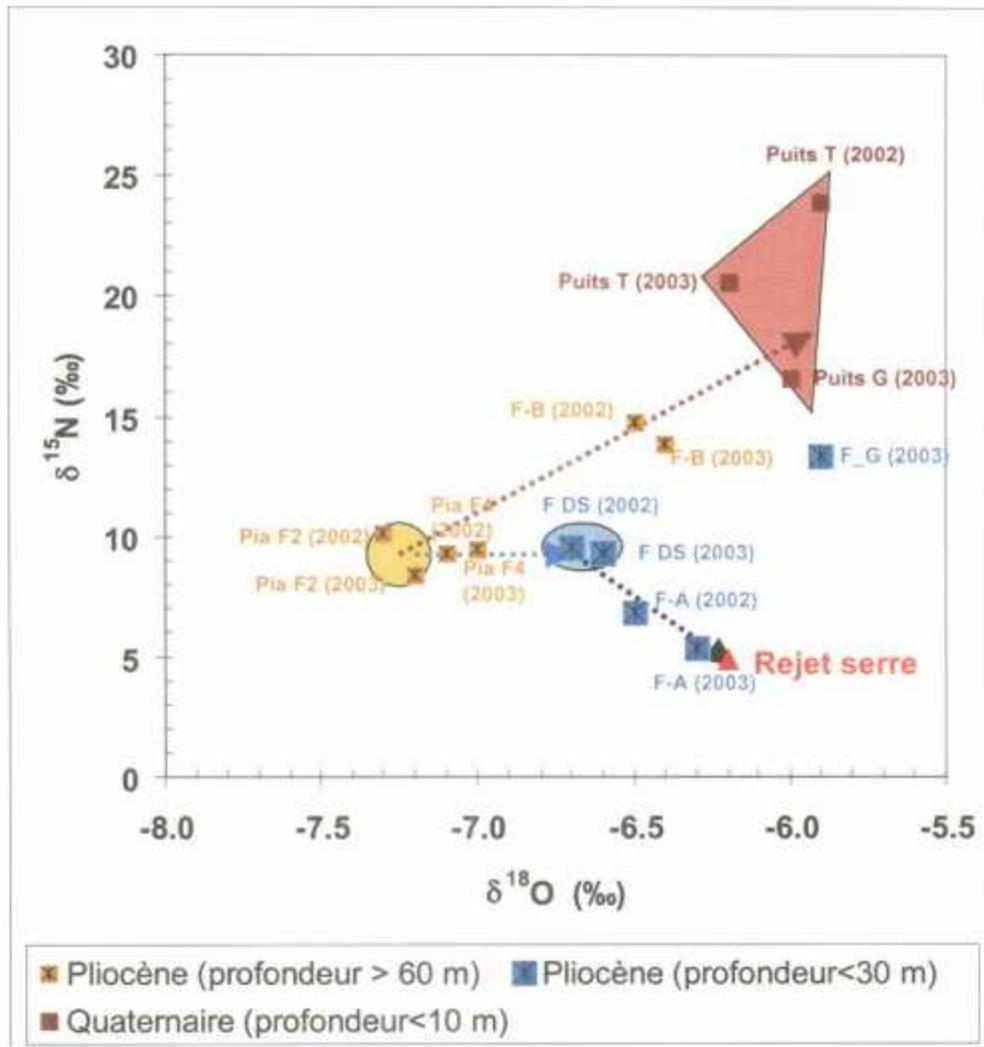


Figure 14 : Evolution de la signature isotopique du nitrate en fonction des teneurs en oxygène 18.

7.4 CARACTERISATIONS DES MELANGES D'EAU A L'AIDE DES RAPPORTS ISOTOPIQUES DU STRONTIUM ($87\text{SR}/86\text{SR}$) ET DU BORE ($\delta^{11}\text{B}$).

La figure 15 qui représente l'évolution de la signature isotopique du bore en fonction des rapports isotopiques du strontium permet à la fois de conforter et d'affiner l'interprétation quant aux phénomènes de mélange d'eau entre aquifères.

Sur cette figure, on confirme que la pollution en bore observée dans les eaux du forage AEP F4 de Pia est à attribuer aux eaux des chenaux fluviaux du Pliocène peu profond caractérisées à l'aide des prélèvements du forage DS. En effet, l'eau du forage AEP F4 se situe sur une droite de mélange définie par les pôles «Pliocène peu profond (30 m)» et l'eau du forage F2 qui caractérise, dans le secteur de Pia, l'eau du pôle profond la moins affectée par les problèmes de pollution. On conforte ainsi les résultats précédents.

La signature isotopique en bore et en strontium des eaux du forage F-A (figure 15) est similaire à celle mesurée dans les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire. La signature isotopique des rejets des serres hors-sol qui permet d'expliquer la signature isotopique des

nitrate (cf. figure 14) est donc bien à relier aux eaux de la nappe alluviale comme on le suggérait précédemment.

La signature isotopique en bore de l'eau du forage B (figure 15) s'explique comme le résultat d'un mélange entre l'eau du pôle profond du Pliocène peu affectée par les problèmes de pollution (AEP_F2) et l'eau des chenaux fluviaux intermédiaires du Pliocène profond (20-40 m de profondeur).

L'eau du forage F-G, uniquement crépiné au niveau du Pliocène peu profond (20-40 m de profondeur), apparaît de nouveau fortement contaminée par les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire.

Sur la figure 15, la signature isotopique du bore et les rapports isotopiques du strontium pourraient laisser suggérer que les eaux sont légèrement influencées par le pôle engrais minéral. Il s'agit là d'un artefact. En effet, le graphique $\delta^{11}\text{B}$ vs $\text{N}_{\text{tot}}/\text{B}$ (cf. figure 7) montre que la signature isotopique des eaux du forage F-G ne peut pas être expliquée par une contribution d'eau ayant les caractéristiques chimiques du pôle « engrais minéral » (rejets de serre).

En résumé, les vecteurs de pollution en bore des forages profonds du Pliocène (forages B et Pia F4) identifiés à l'aide des rapports isotopiques du strontium et des signatures en bore sont les suivants :

- Forage Pia F4 : signature isotopique du bore expliquée par une contribution d'eau issue des chenaux fluviaux du Pliocène intermédiaire (20-40 m de profondeur)
- Forage B : signature isotopique du bore expliquée par une contribution d'eau issue des chenaux fluviaux du Pliocène intermédiaire (20-40 m de profondeur).

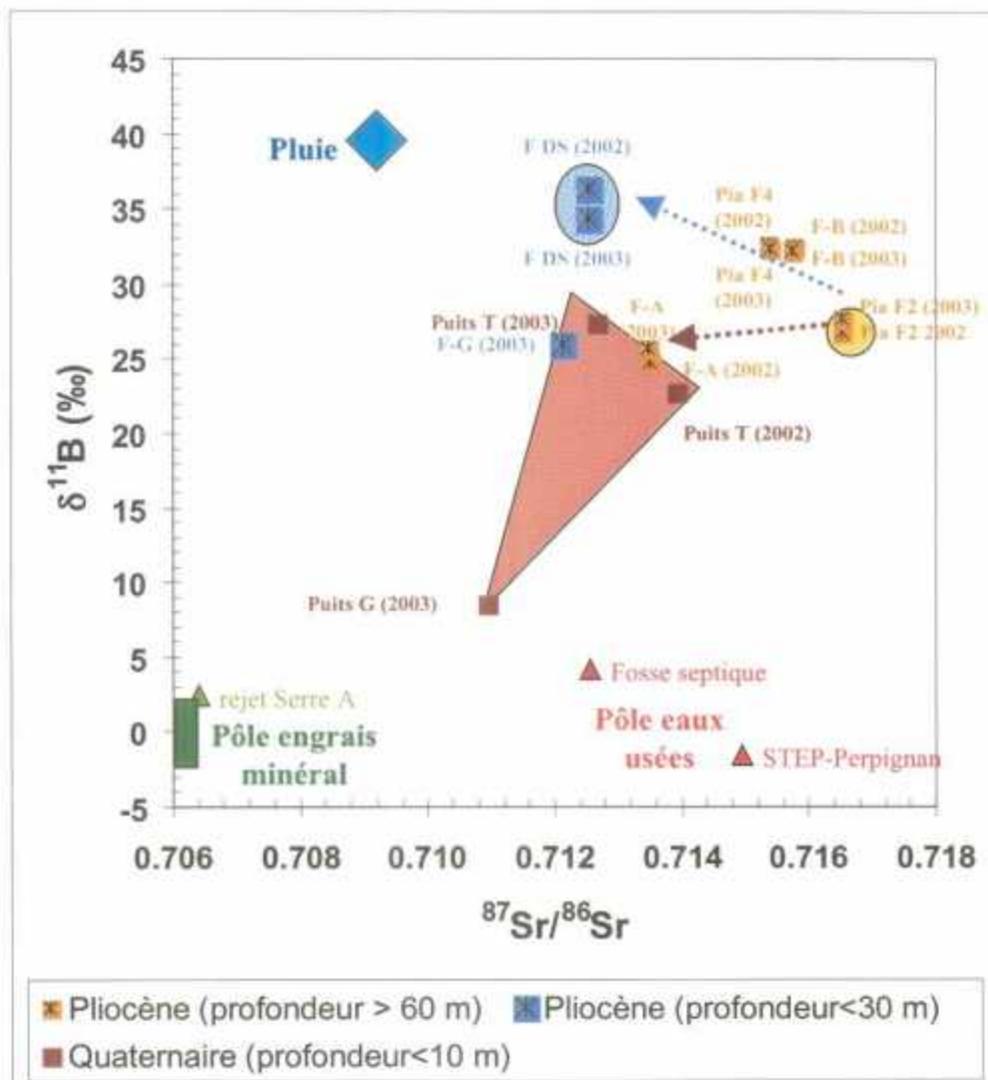


Figure 15 : Evolution de la signature isotopique en bore ($\delta^{11}\text{B}$) en fonction du rapport isotopique du strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$).

7.5 CARACTERISATIONS DES MELANGES D'EAU A L'AIDE DES RAPPORTS ISOTOPIQUES DU STRONTIUM ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) ET DU NITRATE ($\delta^{15}\text{N}$).

La figure 16 qui représente l'évolution de la signature isotopique du nitrate en fonction des rapports isotopiques du strontium permet de conforter définitivement l'interprétation quant aux phénomènes de mélange d'eau entre aquifères.

Sur cette figure, on confirme que la pollution en nitrate observée dans les eaux du forage AEP F4 de Pia est à attribuer aux eaux des chenaux fluviaux du Pliocène peu profond, faciès caractérisé à l'aide des prélèvements du forage DS. En effet, l'eau du forage AEP F4 se situe sur une droite de mélange définie par les pôles «Pliocène peu profond (30 m)» et l'eau du forage F2 qui caractérise, dans le secteur de Pia, l'eau du pôle profond la moins affectée par les problèmes de pollution. Les résultats précédents sont confortés.

La signature isotopique en nitrate de l'eau du forage B (figure 16) s'explique comme le résultat d'un mélange entre l'eau du pôle profond du Pliocène peu affecté par les problèmes de pollution (AEP_F2) et l'eau de la nappe alluviale du Quaternaire.

L'eau du forage F-G, uniquement crépiné dans le Pliocène peu profond (20-40 m de profondeur), apparaît de nouveau fortement contaminée par les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire.

En résumé, les vecteurs de pollution en nitrate des forages caractéristiques du Pliocène profond (forages B, et Pia F4) identifiés à l'aide des rapports isotopiques du strontium et des signatures en nitrates sont les suivants :

- Forage Pia F4 : signature isotopique du nitrate expliquée par une contribution d'eau issue des chenaux fluviaux du Pliocène intermédiaire (20-40 m de profondeur)
- Forage B : signature isotopique du nitrate expliquée par une contribution d'eau issue de la nappe alluviale du Quaternaire
-

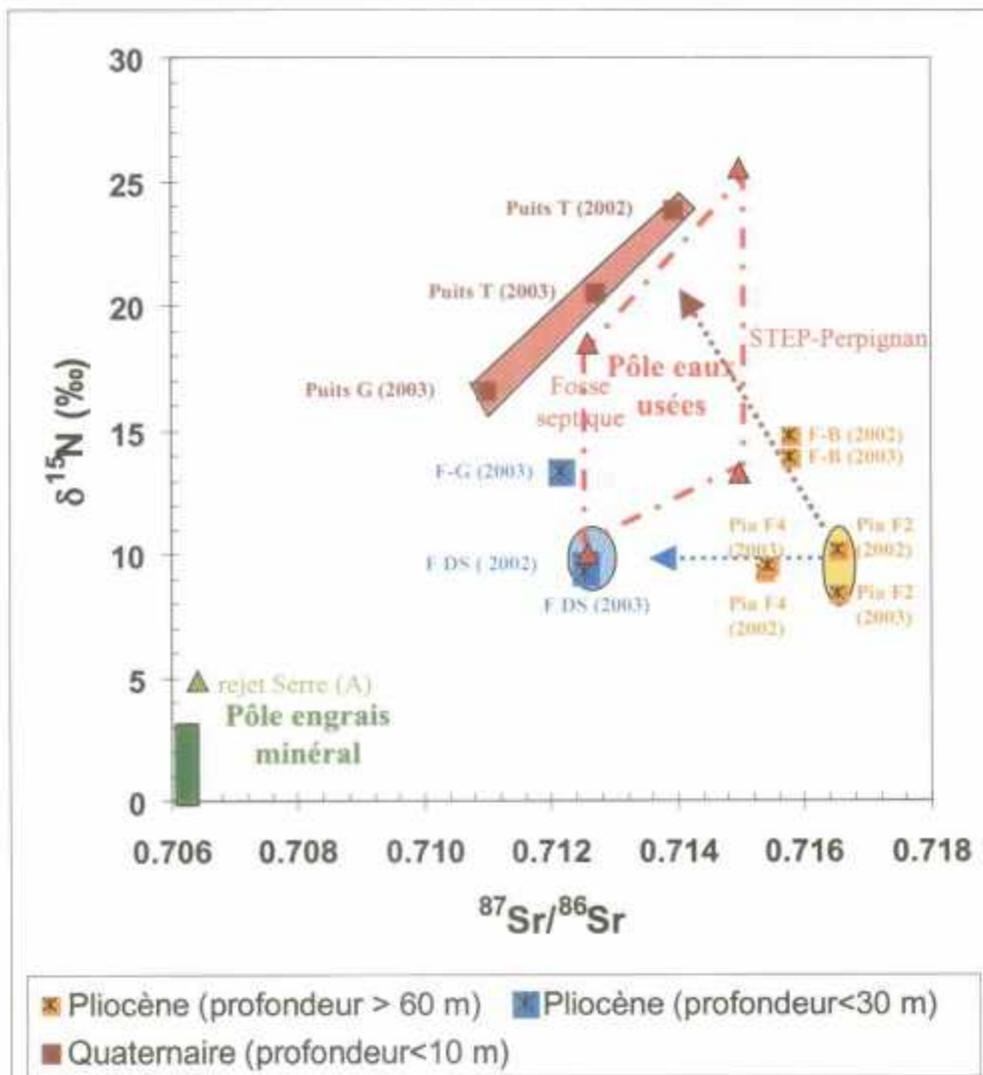


Figure 16 : Evolution de la signature isotopique en nitrate ($\delta^{15}\text{N}$) en fonction du rapport isotopique du strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$).

7.5 SYNTHÈSE ET PROPOSITION D'UN SCHEMA CONCEPTUEL DE FONCTIONNEMENT.

La synthèse de l'ensemble des résultats de cette étude peut être représentée à l'aide de la figure 17 qui représente l'évolution des signatures isotopiques du bore en fonction des signatures isotopiques des nitrates :

- Les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire (< 10 m de profondeur) présentent des caractéristiques d'eau d'infiltration récente issue des précipitations. Les teneurs en nitrate et en bore des eaux sont dans leur ensemble à attribuer aux pollutions par les eaux usées d'origine domestique. Localement, et notamment au niveau de serres hors sol (F-A), la nappe alluviale est fortement affectée par les rejets en nitrate d'origine minérale des serres.
- Les eaux échantillonnées au niveau des chenaux fluviaux du Pliocène intermédiaire (20-40 m de profondeur) s'expliquent comme le résultat d'un mélange entre une eau ancienne et une eau d'infiltration récente. On montre que les eaux de cet aquifère sont localement en connexion hydraulique avec les eaux de la nappe alluviale du Quaternaire. Les teneurs en nitrates et en bore des eaux sont à attribuer aux pollutions par les eaux usées d'origine domestique.
- L'eau du forage F2 de la commune de Pia sollicitant le Pliocène profond entre 70 et 90 m et le Miocène au-delà de 100 m de profondeur permet, dans le secteur d'étude, de caractériser la minéralisation de l'eau du pôle profond (Mio-pliocène) le moins affecté par les problèmes de pollution. La minéralisation de l'eau du forage AEP F2 s'explique comme le résultat d'une contamination ancienne par des eaux usées d'origine domestique. L'absence de tritium indique que l'eau est âgée de plus de 50 ans. Les résultats géochimiques permettent de suggérer que les eaux des chenaux fluviaux méandriques du Miocène ne sont pas affectées par les problèmes de pollution par les nitrates.
- La minéralisation de l'eau du forage F4 qui sollicite le Pliocène profond (70-90 m) s'explique comme le résultat d'un mélange entre une eau ancienne et une eau d'infiltration récente. La part d'eau récente est importante et doit être attribuée à l'aquifère sus-jacent du Pliocène intermédiaire (chenaux fluviaux situés entre 20 et 40 m de profondeur). Les teneurs en nitrates et en bore des eaux du forage F4 sont à attribuer aux pollutions par les eaux usées d'origine domestique.
- La différence de qualité entre les eaux des deux forages F2 et F4 s'explique par le phénomène de mélange qui se produit lors du pompage. En effet, le débit d'eau pompée dans le forage F2 résulte d'une proportion d'eau issue des chenaux fluviaux du Miocène (situés sous le Pliocène) et d'une autre proportion d'eau issue du Pliocène profond (chenaux fluviaux planaires situés entre 70 et 90 m de profondeur). Le débit pompé par le forage F4 est uniquement assuré par les niveaux aquifères du Pliocène profond (chenaux fluviaux planaires situés entre 70 et 90 m de profondeur).
- Forage F-A (Pliocène peu profond 20-40 m) : la minéralisation de l'eau du forage F-A s'explique comme le résultat d'un mélange entre une eau ancienne et une eau d'infiltration récente. La part d'eau récente est importante et doit être attribuée à l'eau issue de la nappe alluviale du Quaternaire. Les teneurs en nitrates des eaux du forage F-A sont à attribuer au pôle engrais minéral. Il s'agit d'une pollution locale issue des rejets des serres hors sol.

- Forage B (Pliocène profond 70-90 m) : la minéralisation de l'eau du forage B s'explique comme le résultat d'un mélange entre une eau ancienne et une eau d'infiltration récente. La part d'eau récente est importante et doit être attribuée à la fois à l'eau des chenaux fluviaux du Pliocène intermédiaire (20-40 m de profondeur) et à l'eau de la nappe alluviale du Quaternaire. Les teneurs en nitrates et en bore des eaux du forage B sont à attribuer aux pollutions par les eaux usées d'origine domestique.

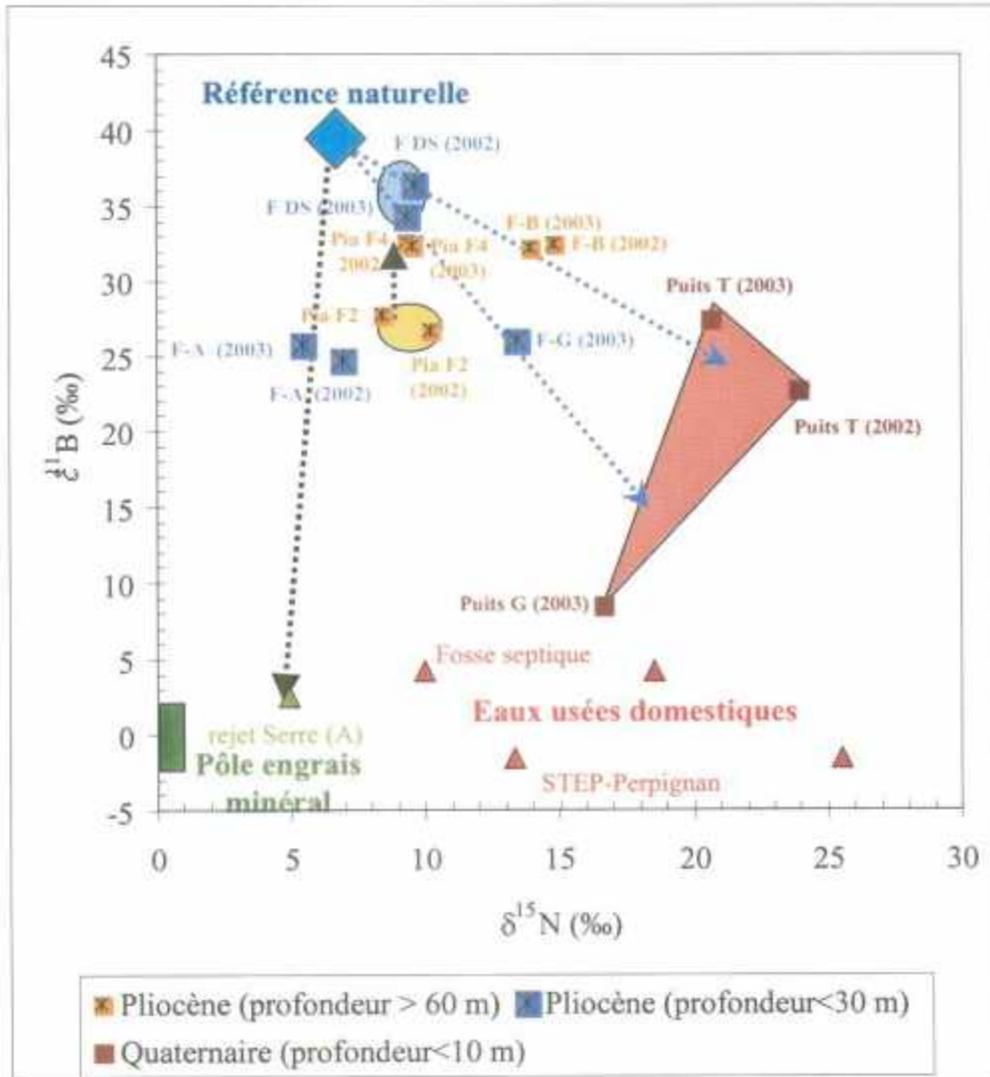


Figure 17 : Relation $\delta^{15}N$ versus $\delta^{11}B$ dans les eaux des différents aquifères échantillonnés. Les différents pôles de pollution et la signature de la référence naturelle sont également reportés.

Les résultats géochimiques obtenus dans cette étude ont permis d'identifier l'origine des pollutions en nitrate des différents aquifères du secteur de Pia. En outre, les outils isotopiques sont performants pour identifier la nature des vecteurs de pollution. L'étude du contexte hydrogéologique du secteur de Pia indique clairement que les différents niveaux aquifères identifiés suivant une verticale sont naturellement indépendants les uns des autres en raison de la présence d'importants niveaux peu perméables à imperméables constitués d'argiles continentales de plaines d'inondation. Dans ce contexte, pour expliquer les

pollutions observées au niveau des aquifères captifs du Pliocène, il faut invoquer le problème des forages défectueux (forages anciens ou récents dégradés ou réalisés dans de mauvaises conditions) qui mettent en connexion hydraulique directe la nappe superficielle polluée par les nitrates avec les nappes captives plus profondes contenant initialement de l'eau de très bonne qualité physico-chimique. Différents modes de transmission de la pollution ont été identifiés dans le cadre de cette étude (cf. schéma conceptuel figure 18) :

- **Transfert direct (1)** : les eaux de la nappe alluviale sont directement mises en connexion hydraulique avec les eaux du Pliocène profond (70-90 m de profondeur) par un ou plusieurs ouvrages défectueux.
- **Transfert différé (2) puis (3)** : les eaux de la nappe alluviale sont dans un premier temps mises en connexion hydraulique avec les eaux du Pliocène intermédiaire (20-40 m). L'eau de l'aquifère intermédiaire se trouve alors contaminée et peut localement, à la faveur d'un ouvrage défectueux, contaminer l'eau de l'aquifère sous-jacent (aquifère Pliocène profond) dans un second temps.

Compte tenu de la nature des différents chenaux fluviaux du Pliocène qui sont de type planaire, une pollution ponctuelle des eaux au sein des réservoirs aura tendance à se diffuser dans l'ensemble de la nappe et cela d'autant plus rapidement si l'aquifère est soumis à des sollicitations importantes par pompage. Le nombre élevé de forages recensés dans le secteur de Pia et de manière plus globale dans le Roussillon, et l'inconnue qui subsiste quant à l'état général de ces captages, sont autant de facteurs potentiels qui pourraient aggraver la qualité des eaux souterraines de ce réservoir Pliocène.

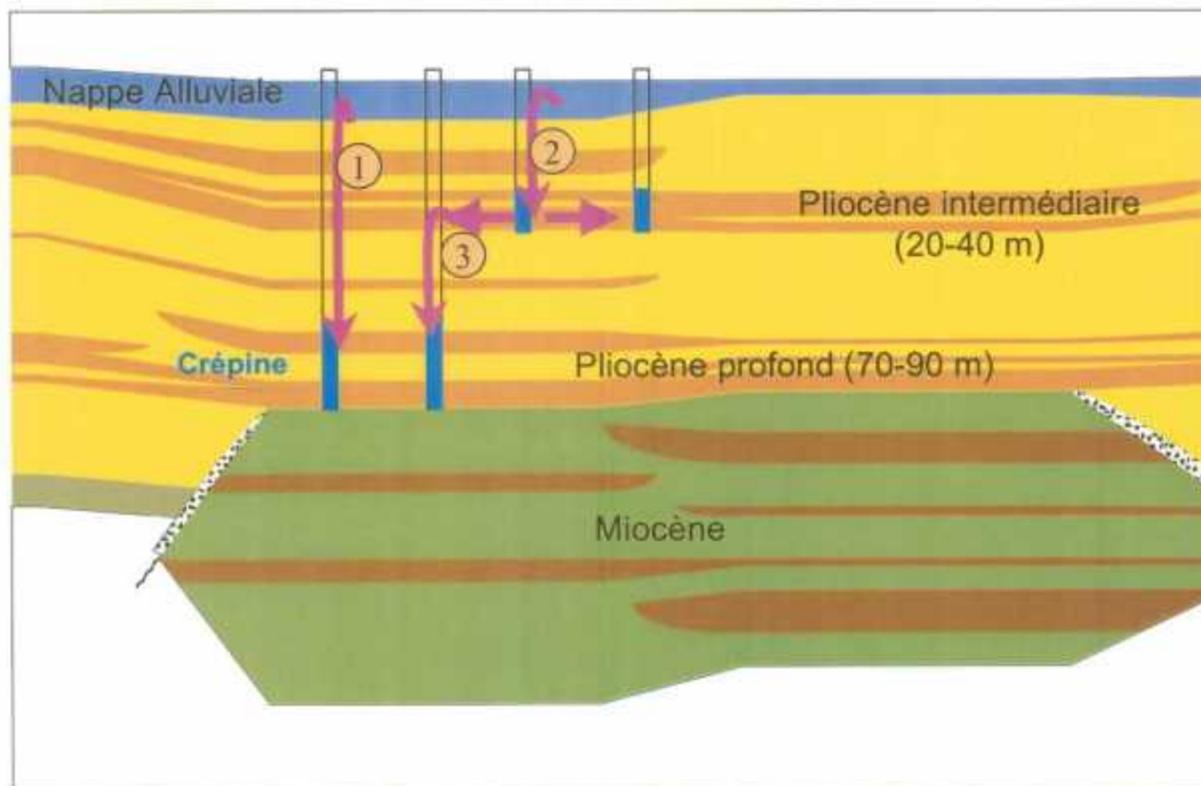


Figure 18 : Schéma conceptuel des modalités de transfert de pollutions entre aquifères

8. Conclusions et perspectives d'applications

Cette étude a permis de montrer que la recherche de l'origine de la contamination en nitrate des eaux souterraines peut être abordée par une approche géochimique reposant sur l'utilisation des isotopes du milieu (isotopes de l'azote $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, du bore $^{11}\text{B}/^{10}\text{B}$, du strontium $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$, de l'eau $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, tritium) couplée à une étude hydrochimique « classique » (éléments majeurs). En effet, des éléments de réponse ont été apportés aux deux questions fondamentales qui se posaient sur la qualité des eaux de l'aquifère profond du Pliocène de la commune de Pia :

- Quelle est l'origine de la pollution par le nitrate des eaux du secteur ?
- Les mesures effectuées sont-elles représentatives de l'état des forages ou de la nappe profonde du Pliocène ?

Pour répondre à ces deux interrogations, il s'est avéré indispensable de réaliser un diagnostic précis de la situation sur un secteur test constitué d'une douzaine de points d'observations afin d'appréhender le mécanisme de cette contamination azotée et son origine. Il est également apparu indispensable de reprendre l'interprétation des données géologiques existantes au vu des résultats récents concernant la recherche géologique appliquée, afin d'actualiser l'architecture et la géométrie des formations aquifères du secteur.

Un inventaire approfondi pourrait maintenant être réalisé sur ce secteur de Pia afin de vérifier et surtout remédier aux sources de pollutions domestiques liées aux collecteurs d'eaux usées, aux assainissements autonomes, aux rejets d'eaux pluviales, aux rejets de serres et à toutes causes de pollution ponctuelle.

Sur la base des résultats de l'étude, les acteurs institutionnels dans le domaine de l'eau pourront, à l'avenir, mettre en place un programme d'actions précis visant à réduire les teneurs en nitrates dans l'eau souterraine de cet aquifère patrimonial. Il peut s'agir dans un premier temps de faire un recensement et un diagnostic exhaustif de l'état des forages d'eau (irrigation, privé, AEP) présents dans le secteur d'étude. Sur la base de ce diagnostic des actions de réhabilitation (travaux de cimentation, réhabilitation de tête de puits, etc) et/ou de « condamnation d'ouvrage⁴ » pourront être engagées. Ces actions ont certes un coût non négligeable, mais à court et moyen terme, c'est la seule solution envisageable pour assurer la sauvegarde de la qualité des eaux souterraines de cet aquifère patrimonial.

Généralisation à d'autres secteurs du Roussillon

La méthodologie mise en place dans cette étude exploratoire est généralisable et peut être appliquée à d'autres secteurs où des problèmes de pollution ont été répertoriés, notamment le secteur d'Elne et en aval de Perpignan. L'état des lieux réalisé durant ces dernières a mis en évidence une contamination diffuse chronique en nitrate de l'aquifère profond du Pliocène (nappe captive protégée) avec des teneurs pouvant dépasser 50 mg/l sur certains ouvrages. Il ne s'agit cependant que de constatations, alors que le diagnostic précis des causes de ces contaminations reste encore à mener sur l'ensemble de l'aquifère.

⁴ Travaux de cimentation pour supprimer les connexions hydrauliques entre aquifères.

Détermination de l'origine des nitrates dans l'aquifère du Roussillon par le traçage isotopique des sources d'azote (commune de Pia, Pyrénées Orientales).

Les actions engagées en 2002 et 2003 à proximité des captages alimentant en eau potable la commune de Pia doivent servir de référence, tout en étendant les investigations sur d'autres secteurs, afin de permettre la compréhension des phénomènes de contamination des eaux souterraines sur l'ensemble de l'aquifère pliocène du Roussillon, et dans des conditions hydrogéologiques et environnementales (occupations des sols) différentes.

Références bibliographiques

- Aravena R., Evans, M. . and Cherry, J. A. (1993). Stables isotopes of oxygen and nitrogen in sources identification of nitrate from septic systems, *Groundwater*, 31, 180-186.
- Aravena, R. and Robertson, W. D. (1998). Use of multiple isotopes tracer to evaluate denitrification in groundwater : Study of nitrate from a large-flux septic system plum, *Groundwater*, 36, 975-982.
- Barth S. (1998). Roron isotope variation in nature : a synthesis, *Geol. Rundsch*, 82, 640-651.
- Chabart, M. (1996). La recharge de l'aquifère multicouche du Roussillon et les conséquences d'un éventuel changement climatique sur la gestion de la ressource en eau (Pyrénées Orientales). Document du BRGM, 150 p.
- Chery L., Talbo, H, Jegou, J. P., Brach, M., Bonnin, J. Plancard, D. et Rochfi-Ghandour, H (2000). Apport de l'hydrogéochimie isotopique à la connaissance des sources de pollution azotée sur un site du bassin versant de l'Arguenon (Côtes d'Armor), BRGM/RP 40911-FR, 123 p.
- Craig, H. (1961). Standart for reporting concentrations of deuterium and oxygen-18 in natural waters. *Sciences*, 133, 1833-1834.
- Cross T.A. (1988) – Controls on coal distribution in transgressive – regressive cycles, Upper Cretaceous, Western interior, USA. SEPM Special Pub. n° 42, P.371 – 380.
- Donville, B. et Bergé P. (1985). Impact de l'assainissement individuel sur les teneurs en nitrate des eaux souterraines, *Sciences et Techniques de l'eau*, 18, 159-163.
- Duvail C. et Le Strat P. (2002). Architecture et géométrie haute résolution des prismes sédimentaires plio-quadernaires au droit du Roussillon suivant un profil terre-mer. BRGM/RP-51972-FR, 71 p.
- Fonles, J. C. (1976). Les isotopes du milieu dans les eaux naturelles. *La houille Blanche*, 3/4, 205-221.
- Heaton, T.H.E (1986). Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere : a review, *Chemical Geology*, 59, 87-102.
- Homewood P., Guillocheau F., Eschard R., et Cross T.A. (1992) – Corrélations haute résolution et stratigraphie génétique – Une démarche intégrée. Bull. Centre Rech. Explo. – Prod. Elf Aquit., 16, p. 357 – 381.
- Ladouche B., Aquilina L., Cubizolles J., Négrel P. (1998) Rain fall chemistry in the South of France (Hérault, 1996-1997). Goldschmidt Conf. Toulouse, *Mineralogical Magazine* 62A, 842-843.
- Ladouche, B., and L. Aquilina, Chemical and isotopic investigation of rainwater and karst springs in southern France (1996-1998). 1. Characterisation of recharge processes., *Water Resour. Res.*, (soumis), 2003.

Détermination de l'origine des nitrates dans l'aquifère du Roussillon par le traçage isotopique des sources d'azote (commune de Pia, Pyrénées Orientales).

Marchal J. P. (1991). Compte rendu d'exécution du forage F4. Commune de Pia (Pyrénées Orientales). Rapport BRGM 91 LRO 921 PR, 10 p.

Mariotti, A. (1986). La dénitrification dans les eaux souterraines, principes et méthodes de son identification : une revue, J. Hydrol., **88**,1-23.

Pauwels, H. Foucher, J.C and Kloppmann, W. (2000). Denitrification and mixing in a shist aquifer : influence on water chemistry and isotopes, Chemical Geology, 168, 307-324.

Widory D., Chery L., Mougin B., Talbo H., Bonnin, J. Plancard, D. et Rochfi-Ghandour, H. (2001). Traçage isotopique des sources de nitrate dans les eaux souterraines : cas du bassin de l'Arguenon (Cotes-D'Armor). BRGM/RP-51091-FR., 123 p.

Annexe

Analyses chimiques et isotopiques

Tableau 1 : paramètres physico-chimiques des eaux échantillonnées

Nom abrégé	Date	pH	Eh (mV)	T (°C)	C (µS/cm) à 25°C	O2 (mg/l)
Pia AEP F4	16/10/2002	7.1	181	20.0	736	12.5
Pia AEP F4	17/04/2003	7.3	nm	17.1	725	5.2
Pia AEP F2	16/10/2002	7.4	153	19.7	630	2.6
Pia AEP F2	17/04/2003	7.7	nm	18.2	621	4.5
F B	17/10/2002	7.0	139	17.5	1036	2.0
F B	16/04/2002	7.3	nm	18.7	1034	3.0
F A	17/10/2002	6.6	169	18.4	788	5.6
F A	16/04/2002	7.1	nm	18.0	715	6.7
F DS	17/10/2002	6.5	94	16.6	945	3.5
F DS	17/04/2003	6.7	nm	17.4	912	6.3
F G	16/04/2003	7.1	nm	17.0	940	2.3
P T	16/10/2002	7.2	89	19.0	1465	2.6
P T	17/04/2003	7.4	nm	15.2	1656	2.5
P G	16/04/2003	7.6	nm	15.5	826	3.5
Aguille ruisseau	16/10/2002	7.7	133	20.7	1362	6.6
Aguille ruisseau	16/04/2003	7.4	nm	16.7	1157	6.4
Canal Vernet	16/10/2002	7.9	132	17.8	169	6.1
STEP-Perpignan	17/10/2002	7.7	-325	21.1	1165	0.3
Fosse septique	16/10/2002	7.0	-398	19.2	3340	0.1
rejet Serre	18/10/2002	7.1	53	22.1	6550	4.3
AEP F3-Rivesaltes	17/10/2002	7.4	122	19.8	503	4.5

nm : non mesuré

Tableau 2 : Paramètres chimiques (éléments majeurs) des eaux échantillonnées

Nom abrégé	Date	CO3	Ca	Mg	Na	K	HCO3	Cl	NO3	NH4	NO2	SO4	SiO2
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Pia AEP_F4	16/10/2002	<3	66.9	14.5	53.4	1.3	171	66.3	39.4	<0.1	0.02	95.2	26.9
Pia AEP_F4	17/04/2003	<3	74.0	15.4	50.6	1.4	172	62.8	36.7	<0.1	<0.01	88.4	26.2
Pia AEP_F2	16/10/2002	<3	59.6	12.2	45.6	1.1	196	64.6	11.9	<0.1	0.03	48.7	27.7
Pia AEP_F2	17/04/2003	<3	62.7	12.8	44.0	1.3	200	64.4	10.6	<0.1	<0.01	43.8	27.1
F_B	17/10/2002	<3	96.7	21.6	71.5	1.2	168	89.5	71.3	0.1	0.1	185.0	27.9
F_B	16/04/2002	<3	107.0	23.3	68.2	5.1	-3	83.3	64.8	<0.1	0.2	159.0	28.3
F_A	17/10/2002	<3	81.5	16.7	41.2	1.5	117	41.4	139.7	<0.1	0.01	108.6	17.5
F_A	16/04/2002	<3	83.8	16.9	40.2	2.0	122	41.2	114.0	0.2	0.2	97.5	17.5
F_DS	17/10/2002	<3	97.7	14.6	64.7	1.6	113	72.7	70.6	<0.1	<0.01	207.0	25.3
F_DS	17/04/2003	<3	105.0	15.5	61.7	1.8	115	70.0	68.2	<0.1	0.09	201.0	24.7
F_G	16/04/2003	<3	98.6	13.3	87.3	0.5	115	68.5	16.4	<0.1	0.03	156.0	26.8
Puits_T	16/10/2002	<3	162.2	19.3	124.1	0.6	349	125.6	31.1	<0.1	0.1	302.0	24.5
Puits_T	17/04/2003	<3	221.0	25.2	131.0	0.7	352	124.0	44.1	<0.1	0.06	358.0	21.8
Puits_G	16/04/2003	<3	86.0	10.1	77.4	2.5	223	66.4	6.0	<0.1	0.02	115.0	20.1
Aguille ruisseau	16/10/2002	<3	151.5	25.1	87.2	2.9	209	211.0	54.2	2.6	0.01	178.0	20.7
Aguille ruisseau	16/04/2003	<3	145.0	24.3	73.0	2.7	210	145.0	43.0	<0.1	0.4	171.0	19.9
Canal Vernet	16/10/2002	<3	20.0	3.5	5.4	1.6	77	4.1	1.6	<0.1	0.2	13.2	9.9
STEP-Perpignan	17/10/2002	<3	51.9	10.8	89.7	18.6	516	80.5	<1	71.3	0.3	32.6	30.1
Fosse seplique	16/10/2002	<3	65.8	20.7	149.0	91.0	1482	200.0	<1	25.9	0.6	10.8	32.8
Rejel Serre	18/10/2002	<3	633.0	147.0	229.0	537.0	111	760.0	1955.0	0.2	0.8	695.0	64.8
AEP_F3-Rivesaltes	17/10/2002	<3	50.2	10.0	33.5	1.4	201	28.4	2.9	<0.1	0.01	49.1	27.6

La mesure des anions a été réalisée sur des eaux filtrées (0.45 µm), et sur des eaux filtrées et acidifiées (pH=2) pour les cations et les éléments traces métalliques.

Tableau 3 : Paramètres chimiques (éléments mineurs et traces) des eaux échantillonnées

Nom abrégé	Date	B	Br	Sr	Al	Fe	Rb	Li	Cu	Pb	Zn	F	Mn	I	Ni	PO4	COD
		mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l						
Pia AEP_F4	16/10/2002	0.026	0.208	0.31	6.9	15	<1	14.1	1.8	<0.5	8	0.2	0.6	27	4.7	<0.1	<1
Pia AEP_F4	17/04/2003	0.021	0.32	0.29	1	<20	<1	16	1.4	<0.5	4	0.2	<0.5	5	<0.5	<0.1	<1
Pia AEP_F2	16/10/2002	0.024	0.218	0.35	2	8	<1	16.9	5.4	<0.5	18	0.3	0.2	26	2.9	<0.1	<1
Pia AEP_F2	17/04/2003	0.02	0.33	0.3	<1	<20	<1	19	1.5	<0.5	5	0.2	<0.5	6	<0.5	<0.1	<1
F_B	17/10/2002	0.033	0.208	0.52	2.3	17	<1	21.4	1.4	<0.5	570	0.1	6.8	50	3.7	<0.1	<1
F_B	16/04/2002	0.034	0.34	0.38	1	<20	<1	23	2.5	<0.5	50	0.1	2	11	1	<0.1	<1
F_A	17/10/2002	0.048	0.138	0.23	2	7	<1	3.2	11.2	<0.5	32	0.2	0.4	13	1.3	<0.1	<1
F_A	16/04/2002	0.063	0.14	0.23	2	<20	<1	4	4.2	<0.5	22	0.1	<0.5	3	1.3	<0.1	<1
F_DS	17/10/2002	0.02	0.175	0.33	2.2	33	<1	6.7	2	<0.5	15	<0.1	2.7	20	3.9	<0.1	<1
F_DS	17/04/2003	0.021	0.27	0.28	3	70	<1	9	3	<0.5	8	0.1	2.1	6	1.1	<0.1	<1
F_G	16/04/2003	<0.02	0.35	0.22	<1	20	<1	8	3	<0.5	16	0.2	1.4	17	0.8	11.1	<1
Puits_T	16/10/2002	0.146	0.325	0.35	2.1	44	<1	11.8	2.9	<0.5	10	0.3	1.5	69	5.8	<0.1	2
Puits_T	17/04/2003	0.109	0.36	0.38	1	30	<1	13	5.2	<0.5	10	0.3	0.7	11	2.1	<0.1	2
Puits_G	16/04/2003	0.037	0.13	0.24	3	<20	<1	4	12.6	<0.5	117	0.2	3.6	9	1.6	<0.1	2
Aguille ruisseau	16/10/2002	0.081	0.503	0.5	<30	<20	1	<10	4	<0.5	43	0.3	5	33	<0.5	<0.1	2.6
Aguille ruisseau	16/04/2003	0.066	0.35	0.43	8	20	1	7	3.4	<0.5	43	0.2	7.5	12	1.8	<0.1	2
Canal Vernel	16/10/2002	0.023	0.024	0.06	<30	30	1	<10	<2	<0.5	<5	0.4	<0.5	5	<0.5	<0.1	2
STEP-Perpignan	17/10/2002	0.513	0.175	0.21	50	80	13	10	12	<0.5	19	0.4	30	340	5	23.7	124
Fosse septique	16/10/2002	0.255	0.283	0.22	<30	20	66	20	3	<0.5	37	0.3	16	38	6	53.8	134
Rejet Serre	18/10/2002	0.55	1.16	3.22	2	4800	114	19	229	5	1790	0.2	105	93	25.7	13.3	25
AEP_F3-Rivesaltes	17/10/2002	0.021	0.084	0.3	2	10	<1	13.2	1.2	<0.5	17	0.2	1.1	57	2.3	<0.1	<1

Tableau 4 : signatures isotopiques des eaux échantillonnées.

Nom abrégé	Date	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	Tritium	incertitude	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	incertitude	$\delta^{11}\text{B}$	incertitude	$\delta^{15}\text{N}$	incertitude	Remarques
		‰	‰	UT				‰		‰		
Pia AEP_F4	16/10/2002	-7.1	-43.3	3	1	0.715349	0.000008	32.61	0.15	9.3	0.2	
Pia AEP_F4	17/04/2003	-7.0	-43.5	4	1	0.715404	0.000009	32.41	0.15	9.5	0.3	
Pia AEP_F2	16/10/2002	-7.3	-45.0	<1		0.716516	0.000008	26.75	0.13	10.2	0.2	
Pia AEP_F2	17/04/2003	-7.2	-44.9	<1		0.716509	0.000009	27.74	0.09	8.4	0.3	
F_B	17/10/2002	-6.5	-40.0	5	2	0.715769	0.000008	32.45	0.13	14.8	0.2	
F_B	16/04/2002	-6.4	-39.8	5	2	0.715752	0.000007	32.28	0.12	13.9	0.3	
F_A	17/10/2002	-6.5	-39.8	4	1	0.713506	0.000011	24.77	0.23	6.9	0.2	
F_A	16/04/2002	-6.3	-38.9	5	2	0.713485	0.000008	25.73	0.17	5.4	0.3	
F_DS	17/10/2002	-6.7	-40.7	5	2	0.71253	0.000009	36.41	0.14	9.6	0.2	
F_DS	17/04/2003	-6.6	-40.8	7	2	0.712522	0.000008	34.37	0.15	9.3	0.3	
F_G	16/04/2003	-5.9	-36.4	6	2	0.712128	0.000009	25.99	0.21	13.4	0.3	
Puits_T	16/10/2002	-5.9	-36.6	4	1	0.713918	0.000009	22.73	0.14	23.9	0.2	
Puits_T	17/04/2003	-6.2	-37.2	6	2	0.712665	0.000010	27.50	0.09	20.6	0.3	
Puits_G	16/04/2003	-6.0	-34.1	6	2	0.710937	0.000013	8.56	0.13	16.6	0.3	
Aguille ruisseau	16/10/2002	-6.6	-40.2	4	1	0.712394	0.000009	16.10	0.14	13.7	0.2	
Aguille ruisseau	16/04/2003	-6.4	-35.2	5	2	0.712195	0.000008	16.54	0.13	16.6	0.3	
Canal Vernet	16/10/2002	-9.7	-64.7	4	1	0.718109	0.000010	7.98	0.10			Analyse non réalisable quantité de NO3 insuffisante
STEP-Perpignan	17/10/2002	-7.7	-49.0	ND		0.714961	0.000010	-1.51	0.24			Réaction de saponification lors de la réduction des nitrates, analyse non réalisable
Fosse septique	16/10/2002	-6.5	-39.7	ND		0.712569	0.000009	4.22	0.11			Réaction de saponification lors de la réduction des nitrates, analyse non réalisable
Rejel Serre	18/10/2002	-6.2	-38.1	ND		0.706399	0.000009	2.49	0.13	4.9	0.2	
AEP_F3-Rivesaltes	17/10/2002	-7.2	-43.8	<1		0.714854	0.000008	19.98	0.14			Analyse non réalisable quantité de NO3 insuffisante

Précisions analytiques pour les isotopes stables de l'eau : ± 0.1 pour l'oxygène 18 ; ± 0.8 pour le deutérium (^2H)

BRGM
Service Géologique Régional
1049, rue de Pinville
34000 Montpellier – France
Tél : 33 (0)4 79 15 80

Centre scientifique et technique
Service environnement industriel et procédés
innovants
3, avenue Claude-Guillemin
BP 6009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France –
Tél. : 33 (0)2 38 64 34 34