

L'utilisation des isotopes pour caractériser l'origine des pollutions dans les eaux souterraines

Bernard Blavoux¹, Laurence Gourcy², Laurence Chery³

1. Introduction

Le domaine qui nous concerne ici est celui de la qualité des eaux souterraines pour l'étude de laquelle les méthodes isotopiques sont particulièrement adaptées et souvent performantes. Les techniques isotopiques sont utilisées depuis plus de 60 ans pour la compréhension du cycle de l'eau. Les études hydrologiques et hydrogéologiques employant ces méthodes maintenant considérées comme classiques sont donc nombreuses. Les méthodes isotopiques sont en développement constant et le nombre d'éléments utilisés pour la compréhension des systèmes hydrologiques s'agrandit également. Après avoir rappelé quelques généralités, des exemples seront choisis afin d'illustrer plus spécifiquement l'origine des pollutions, avec des outils développés plus particulièrement pour définir l'origine et le comportement des polluants arrivant à la nappe, un premier exemple sur des pollutions diffuses avec l'utilisation des isotopes du bore et des nitrates, et un second avec l'utilisation de traceurs d'estimation des temps de transfert, les CFC, afin de définir la vulnérabilité par rapport aux captages prioritaires. Puis des exemples seront pris pour définir l'origine de pollutions ponctuelles, avec différents traceurs (tritium, isotopes du strontium et du plomb).

2. Généralités

Il convient d'abord de rappeler quelques bases. Un élément chimique se caractérise par sa masse atomique, c'est-à-dire le nombre de protons et de neutrons qu'il renferme. Lorsqu'on parle d'un ou plusieurs isotopes d'un élément, on se réfère à un nombre constant de protons mais variable de neutrons. Dans le domaine des études hydrologiques, on considère des isotopes stables et des isotopes radioactifs, la masse atomique des premiers étant stable dans le temps (protons et neutrons), alors que celle des seconds évolue avec la décroissance radioactive. Il en résulte que les premiers sont préférentiellement utilisés pour caractériser des systèmes, alors que les seconds sont plus dédiés aux mesures d'âge. Même si les propriétés chimiques des isotopes stables d'un même élément sont équivalentes, on observe des différences de comportement d'un isotope à l'autre, ce que la précision des mesures (notamment par spectrométrie de masse) permet d'identifier. L'origine de ces différences résulte du fractionnement isotopique qui intervient lors des changements d'état physique (condensation, évaporation, passage phase liquide-phase solide), du passage en un autre composé (dioxyde de carbone en carbone organique végétal) ou encore d'une différence de composition entre deux composés en équilibre chimique (bicarbonate dissous et dioxyde de carbone) : c'est ainsi qu'on peut identifier ou reconstituer l'histoire de l'eau ou des composés dissous au sein des aquifères.

Dans le cadre par exemple des études de délimitation des aires d'alimentation des captages, les outils isotopiques permettent d'acquérir des connaissances sur les caractéristiques hydrogéologiques indispensables et en particulier la détermination des lignes de flux, la définition de la zone et de l'aire de recharge, l'estimation des temps de transfert ou temps de résidence des eaux, l'existence de un ou plusieurs aquifères et de possibles drainances entre ces différents systèmes et l'influence des eaux de surface (Blavoux et Letolle, 1995 ; Etcheverry, 2002 ; Gourcy et Petelet, 2011). Pour cela, les isotopes stables de la molécule d'eau ($\delta^2\text{H}$ et $\delta^{18}\text{O}$), les isotopes radioactifs, les outils de datation des eaux (CFC, SF_6 , ^3H , ^{14}C , $^3\text{He}/^3\text{H}$, ^{222}Rn) et les outils développés plus spécifiquement pour d'autres applications comme l'origine des contaminants ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$, $\delta^{11}\text{B}$, $\delta^{34}\text{S}$ et $\delta^{18}\text{O}$ du SO_4) sont utilisés ainsi que les traceurs artificiels.

Le tableau 1 donne un inventaire des principaux isotopes utilisés en hydrogéologie et leurs domaines d'application.

Pour les nouveaux outils, un article a été présenté dans le numéro 178 de *Géologues*.

¹Professeur émérite Université d'Avignon et des Pays du Vaucluse. Président du Comité Français d'Hydrogéologie (CFH).

² BRGM, Direction Eau, Environnement et Écotechnologies.

3. Les isotopes du bore et du nitrate dans les études des pollutions diffuses azotées

3.1. Les isotopes du bore et du nitrate

L'oxydation de la matière organique des sols produit de l'ammonium (NH_4) qui par nitrification donne des nitrites (NO_2) très instables puis des nitrates NO_3 . Les nitrates issus de la minéralisation de la matière organique ont des valeurs isotopiques contrôlées par la composition isotopique de l'azote minéralisable et des fractionnements isotopiques lors des processus de transformation. À l'inverse, la réduction des nitrates donne nitrites, NO , N_2O puis N_2 gazeux.

Le $\delta^{15}\text{N}$ et le $\delta^{18}\text{O}$ des nitrates (NO_3) sont utilisés ensemble pour la détermination de l'origine des contaminants azotés (Heaton, 1986 ; Kendall et McDonnel, 1998). Les diverses sources d'apport en azote (déjections animales, engrais chimiques, eaux usées principalement) possèdent des signatures isotopiques différentes. Ces isotopes permettent également de mettre en évidence des processus de dénitrification (fig. 1).

Les nitrates produits ainsi dans les sols ont des $\delta^{15}\text{N}$ compris entre 6 et 9‰, voir. Le $\delta^{15}\text{N}$ des engrais synthétisés à partir de l'azote de l'air varie entre -4 et $+4$ ‰. Les déchets organiques d'origine humaine ou animale présentent une fermentation ammoniacale et les fractionnements induits amènent des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ supérieures à 9‰.

Le bore est un élément en traces possédant deux isotopes stables ^{10}B et ^{11}B extrêmement solubles dans les fluides aqueux. La grande différence relative de masse entre ses isotopes stables ainsi que la forte réactivité géochimique de cet élément entraînent un fractionnement isotopique naturel du bore de l'ordre de 90 ‰. Le bore présente ainsi un fort potentiel de signature isotopique en termes de détermination des mélanges ou de processus spécifiques (Barth, 1998). Mais le bore est également très utile pour déterminer les sources de polluants et notamment pour la détermination des apports d'eau usées aux aquifères. En effet les lessives comportent une concentration élevée de bore sous forme perborate et cet élément se retrouve donc en quantité importante en sortie de stations d'épuration, le bore n'étant pas éliminé par les processus de traitement.

L'utilisation simultanée du ^{11}B et ^{15}N permet de lever certaines incertitudes sur l'origine des contaminants (Widory et al., 2004). En effet, pour le ^{15}N (et ^{18}O) des NO_3 la signature isotopique est identique pour les eaux usées et les engrais organiques. D'un autre côté, les signatures isotopiques du ^{11}B des engrais chimiques et des eaux usées sont similaires. Une étude de démonstration de l'applicabilité de ces méthodes a été réalisée récemment et a permis également une analyse coût/bénéfice de l'utilisation de ces méthodes. Cette étude ISONITRATE a permis la production de plusieurs documents simples disponibles sur internet (isonitrate.brgm.fr).

3.2. Exemple d'étude : La recherche de l'origine des nitrates dans les eaux souterraines

Les études isotopiques permettent d'estimer la source principale de contamination des aquifères et de mettre en évidence quelques processus importants affectant les polluants dans le milieu (dilution, dénitrification,...). Le plus souvent il existe diverses sources de contamination et les pratiques changent avec le temps. La contamination au niveau des aquifères est donc un composé de ces pollutions variées. Les études isotopiques permettent d'estimer la source principale dominant la chimie des eaux.

Dans le but d'identifier l'origine des nitrates dans les formations du pliocène du Roussillon, une étude environnementale a été réalisée sur le secteur de la commune de Pia (Ladouche et al. 2003). 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 (dont les isotopes de l'azote $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ et du bore $^{11}\text{B}/^{10}\text{B}$) couplée à une étude hydrochimique classique.

Les résultats géochimiques obtenus dans cette étude ont permis d'identifier l'origine des pollutions en nitrates des différents aquifères du secteur de Pia (fig. 2). En outre, l'outil isotopique a été performant pour identifier la nature des vecteurs de pollution. On a ainsi montré que l'eau du Pliocène profond 70-90 m et du Miocène (> 100 m) représentée par les forages F2, F4 et B est le résultat d'un mélange entre une eau ancienne et une eau d'infiltration récente. Les teneurs en nitrates et en bore des eaux de ces forages sont à attribuer aux pollutions par les eaux usées d'origines domestiques.

Pour expliquer les pollutions observées au niveau des aquifères captifs du Pliocène, il faut invoquer le problème des forages défectueux (forages anciens ou forages d'irrigation mal isolés) qui mettent en connexion hydraulique directe la nappe superficielle polluée par les nitrates avec les nappes captives plus profondes initialement de très bonne qualité physico-chimique.

4. Les outils de datation des eaux dans les études de restauration de leur qualité au droit des captages prioritaires et Grenelle

Les temps moyens de résidence sont en relation directe avec la vulnérabilité des aquifères à la contamination. Un aquifère à temps de renouvellement court sera très sensible à l'arrivée potentielle de polluants. Par contre un aquifère contaminé à temps de résidence important ne pourra pas, une fois les mesures de protections prises, récupérer rapidement un bon état chimique. Il n'existe pas de traceurs parfaits et la multiplication du nombre de traceurs permet de réduire les limites de la méthode. Déterminer l'âge de l'eau souterraine, c'est mesurer le temps écoulé à partir du moment où l'eau devient souterraine, en d'autres termes, depuis son infiltration dans le sol à partir des précipitations ou depuis tout autre type d'eau de surface (rivières, lacs).

La datation des eaux « jeunes » par les traceurs isotopiques ou chimiques (^3H , CFC, SF_6) se base sur deux préceptes : i) l'âge se réfère au temps écoulé depuis que le traceur est introduit dans le système et isolé de l'atmosphère et ii) on se réfère à la datation de l'eau mais ce qui est daté c'est l'élément chimique ou isotopique dissous dans l'eau souterraine, sauf lorsqu'il s'agit directement des isotopes de la molécule d'eau (cas du tritium).

Dans le cas du tritium, on doit se limiter à la fourchette 0-50 ans⁴ et une interprétation quantitative autre qu'une simple appréciation de la vulnérabilité nécessite de disposer d'un suivi des mesures pas trop éloigné du pic thermonucléaire de 1963 dans les pluies (Chery et Olive, 2006). Les CFC et SF_6 , gaz dissous, sont d'origine anthropique (utilisation comme réfrigérants pour les CFC aussi appelés fréons et isolation pour le SF_6) et leur utilisation massive a commencé au début des années 60 (1970 pour le SF_6). Les chroniques de CFC et SF_6 dans l'atmosphère étant connus (http://agage.eas.gatech.edu/data_archive/) ces outils permettent une estimation de l'âge de l'eau sur la période 1960-2010 (IAEA, 2006).

Récemment, une étude a été menée sur le bassin Rhône-Méditerranée visant à apporter des éléments de réponse sur les tendances d'évolution de la qualité des masses d'eau souterraines vis-à-vis des nitrates et des produits phytosanitaires pour les captages prioritaires et Grenelle (Gourcy et al. 2013). Neufs sites d'étude, entités hydrogéologiques sur lesquelles, suite au constat d'un impact anthropique lié aux activités agricoles, des mesures agro-environnementales (MAE, au sens large et pas nécessairement réglementaires) ont été sélectionnés. Sur ces sites, les données hydrogéologiques, climatiques, de qualité des eaux et les âges apparents ont été collectés et confrontés aux données sur les actions mises en place pour réduire la pollution des aquifères. Par exemple, sur le site de La Râcle (Côte d'Or) la datation indique un mode inertiel en concordance avec l'évolution des concentrations en contaminants (fig.3). En effet les outils de datation des eaux jeunes donnent, pour ce captage, un mélange de 15% d'eau antérieur à 1950 et 85% d'eau « jeune » d'une vingtaine d'années. La baisse des concentrations en nitrates de 1997 à 2001 est concomitante à la mise en place des MAE (réduction des intrants, mise en place de cultures intermédiaires) alors que la deuxième baisse amorcée en 2008 pourrait être la conséquence de la fermeture de la sucrerie qui a engendré une modification des assolements (suppression de la betterave, culture de printemps avec des sols pouvant par conséquent

⁴ Aussi bien le ^{14}C que le ^3H l'introduction de ces radioéléments, est associée aux essais nucléaires dans l'atmosphère, arrêtés en 1963.

être nus à l'automne). De 2001 à fin 2006, le niveau piézométrique de base est resté constant alors que les teneurs en nitrate augmentent légèrement. De janvier 2007 à fin 2008, le niveau piézométrique de base a augmenté alors que les teneurs en nitrate ont baissé. La recharge a donc mobilisé une eau moins riche en nitrate que l'eau de la nappe. Depuis 2009, le niveau piézométrique de base est assez stable avec des teneurs en nitrate en baisse. Autrement dit, alors que les hautes eaux de 1996-1998 semblent avoir engendré une augmentation des teneurs en nitrate, la remontée générale de la piézométrie, certes plus limitée, ne s'accompagne pas d'une augmentation importante des teneurs en nitrate. Ce résultat pourrait être la conséquence des différents efforts et changements de pratiques/assolements effectués depuis 1997.

5. Des indicateurs précoces de contamination à l'aval des installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND)

5.1. Exemple d'utilisation du tritium

Le tritium, ^3H , isotope radioactif de l'hydrogène, est un traceur intime de la molécule d'eau, qui permet d'estimer le temps de transit des eaux dans l'aquifère (gamme temporelle de 0 à une soixantaine d'années ; Clark and Fritz, 1997). C'est un marqueur des masses d'eau contemporaines. Le tritium se forme à partir d'une réaction nucléaire entre l'azote de l'atmosphère et des neutrons thermiques. Parce que la réaction nucléaire a une faible probabilité de se produire et parce que le temps de résidence du ^3H dans l'atmosphère est faible, la concentration en tritium naturel dans l'air est faible. Les teneurs en tritium sont données en unités tritium (UT). Une UT correspond à $3,19 \text{ pCi.l}^{-1}$ ($0,118 \text{ Bq.l}^{-1}$).

A la production naturelle s'est ajoutée la production artificielle au cours des essais thermonucléaires aériens, pendant la période 1952 - 1963 ; les essais ont cessé depuis 1963 et les concentrations en tritium dans les précipitations ont commencé alors à diminuer. Par l'intermédiaire de cette production artificielle, on peut différencier les eaux qui résultent des précipitations sans ^3H nucléaire (avant 1952), des eaux de précipitations formées dans une atmosphère contenant du ^3H nucléaire (après 1952). A cette production artificielle, s'ajoutent les pollutions anthropiques.

Dans le cadre d'une étude (Hubé et al., 2011) sur la compréhension du système hydrogéologique d'un site d'Installation de stockage de déchets non dangereux (ISDND) dans le département de la Nièvre (site de La Machine), l'outil tritium a été utilisé comme traceur des lixiviats car les décharges peuvent présenter diverses sources de tritium artificiel qui sont liées aux activités humaines et notamment les déchets industriels utilisant des produits luminescents (horlogerie, peintures, ...).

Dans cette région de la Nièvre, les apports naturels en tritium par les pluies sont évalués entre 3 et 20 unités tritium (UT) : les eaux d'un petit ruisseau échantillonné en amont du site de la Machine représentent les eaux de précipitation à la période du prélèvement soit 5 et 7 UT en février 2008. Il n'existe pas de données de tritium des eaux souterraines de la région mais on peut considérer que les eaux du piézomètre PZ1 en amont du site indiquent les concentrations en tritium des eaux souterraines non influencées par les eaux de la décharge, soit 5 UT. Ainsi les eaux présentant des concentrations en tritium supérieures à 20 UT peuvent être considérées comme influencées par les eaux des lixiviats.

Les lixiviats présentent des concentrations en tritium beaucoup plus élevées que les concentrations naturelles (29 à 189 UT) (fig.4). Dans les eaux souterraines en aval de la décharge (piézomètre PZ3) une valeur de 53 UT met bien en évidence une part d'infiltration en provenance de la décharge.

Dans le cadre de ce projet l'outil tritium a été le marqueur le plus pertinent pour la mise en évidence d'une relation et d'un transfert d'eau de la décharge vers les eaux souterraines à proximité du site de dépôt des déchets inertes.

5.2. Exemple d'utilisation des rapports isotopiques du strontium et du plomb

Le *rapport isotopique du $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$* dans les eaux est caractéristique d'une roche, dont il est un indicateur de l'âge et de l'origine. Le ^{87}Sr provient directement de la dégradation du ^{87}Rb . Ce rapport isotopique ne variant pas avec l'altération de la roche, il correspond donc à celui des roches traversées. Il faut toutefois nuancer selon les types de roches, celles qui contiennent du rubidium (granites, argiles par exemple) ayant un rapport isotopique qui varie dans le temps, contrairement aux roches sédimentaires pour lesquelles le rapport $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ est constant dans le temps et dépend de la signature de l'eau de mer au moment des dépôts. Au final, l'étude de ces isotopes se justifie pleinement lorsque le bassin étudié comporte des différences lithologiques marquées. Le rapport isotopique du strontium peut également être utilisé pour déterminer l'origine de contaminations (Böhlke et Horan, 2000). La géochimie des eaux peut en effet être modifiée par l'apport de divers composants des fertilisants (dolomite, potasse, matériaux potassés et azotés).

Une étude effectuée sur une décharge municipale de la Ville de Marseille (Vilomet et al, 2001 ; Vilomet et al., 2003) sur les eaux souterraines a permis notamment de mettre en évidence un panache de pollution en aval du site. Le traçage des lixiviats par les isotopes du plomb et du strontium s'est révélé très performant dans un environnement multi-sources. Les rapports isotopiques $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ et $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ mesurés sur les lixiviats (respectivement 0,708175 et 1,189) correspondent aux valeurs de la littérature pour les décharges (Siegel et al, 2000) et sont nettement différentes de celles des eaux souterraines non influencées (0,708457) pour le strontium, des valeurs de l'atmosphère locale (1,160) et de la croûte terrestre (1,200) pour le plomb.

Ces traceurs permettent de mettre en évidence des transferts entre les réservoirs sol, aquifère et atmosphère, induits par des activités anthropiques.

6. Conclusions

Comme cela a été montré dans les généralités et dans les deux exemples présentés, les études isotopiques ouvrent un vaste champ d'applications pour caractériser les eaux souterraines afin de mieux comprendre leur origine, l'origine de leur minéralisation, l'identification de leurs zones de recharge et une estimation de leur temps de transit au sein du système. De cette connaissance découlent des orientations en matière de protection des aquifères et de gestion des eaux. Dans un contexte souterrain, par définition difficile d'accès, ces méthodes, qui utilisent une diversité d'isotopes selon le contexte et les questions auxquelles il faut répondre, bénéficient des avancées des méthodes analytiques, notamment en matière de précision et de limites des mesures.

On peut considérer que trois aspects devraient être renforcés ou développés pour l'avenir. D'abord les références, c'est-à-dire la continuité des mesures dans le temps et dans l'espace pour se donner des indicateurs de longue durée (météorologie, eaux de surface). Cette continuité vaut aussi pour le suivi des eaux souterraines. En second lieu, la liste des isotopes potentiels utilisables n'est pas limitative et il importe de développer la recherche sur d'autres isotopes que ceux qui sont couramment employés. Enfin, il faut favoriser les études pluridisciplinaires afin de replacer les études dans un contexte caractérisé par de nombreux paramètres, seule approche pertinente pour lever le maximum d'ambiguïtés.

Bibliographie

- Barth S. (1998). Boron isotope variation in nature: a synthesis, *Geol. Rundsch*, 82, 640-651.
- Blavoux B., Letolle R (1995) - Apport des techniques isotopiques à la connaissance des eaux souterraines. *Géochronique* 54 :12-15.
- Böhlke J.K., Horan M. (2000) – Strontium isotope geochemistry of groundwater and streams affected by agriculture, Locust Grove, MD. *Applied Geochemistry*, 15, p.599-609.
- Chery L., Olive P. (2006) - Ages des eaux souterraines : apport des isotopes. *Géochronique*, 97, 43-46.
- Clark I., Fritz P. (1997) - *Environmental isotopes in hydrogeology*. CRC Press. 328p

- Etcheverry D. (2002) - Valorisation des méthodes isotopiques pour les questions pratiques liées aux eaux souterraines. Isotopes de l'oxygène et de l'hydrogène. *Rapport de l'OFEG, série géologie, 2, 71p.*
- Géologues (2013) - Les nouvelles techniques de la géochimie isotopique, au cœur des progrès des thématiques des géosciences appliquées. *Géologues, 178, 30-33.*
- Gourcy L., Giraud-Petelet (2011) – Utilisation des outils isotopiques pour la délimitation des aires d'alimentation des captages destinés à l'alimentation en eau potable. *Rapport BRGM/RP-59729-FR, 62p.*
- Gourcy L., Lopez B., Baran N., Surdyk N. (2013) – Estimation des tendances d'évolution des concentrations en nitrate et pesticides des eaux souterraines sur le bassin Rhône-Méditerranée. *Rapport final. BRGM/RP-62461-FR*
- Heaton, T.H.E (1986). Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chemical Geology, 59, 87-102.*
- Hubé D, Gourcy L., Gourry J.C., Guyonnet D. (2011) – Investigations of natural attenuation in groundwater in a landfill and implications for landfill post-closure. *Waste Management Research, 29(1), pp.77-88. doi: 10.1177/0734242X10388348*
- IAEA (2006) - Use of Chlorofluorocarbons in hydrology: A guidebook. *STI/PUB 1238, IAEA, Vienna.277p.*
- Kendall C., McDonnell J.J. (1998). Isotope tracers in catchment hydrology. *Elsevier Science B.V., Amsterdam, 839 p*
- 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.*
- Siegel D.I., Bickford M.E., Orrell S.E. (2000) - The use of strontium and lead isotopes to identify sources of water beneath the Fresh Kills landfill, Staten Island, New York, USA *Applied Geochemistry, 15(4), 493-500.*
- Vilomet J.D., Angeletti B., Moustier S., et al. (2001) - Application of strontium isotopes for tracing landfill leachate plumes in groundwater. *Environmental Science & Technology, 35(23), 4675-4679.*
- Vilomet J.D., Veron A., Ambrosi J.P., et al. (2003) - Isotopic tracing of landfill leachates and pollutant lead mobility in soil and groundwater. *Environmental Science & Technology, 37(20), 4586-4591.*
- Widory D., Kloppmann W., Chery L., Bonnin J., Rochdi H. (2004) - Nitrates in groundwater: an isotopic multi-tracer approach. *Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 72, pp. 165-188*

Caractéristiques des aquifères	
Porosité, dispersivité, transmissivité,	^{222}Rn , traceurs artificiels
Stockage, temps de résidence, vulnérabilité	^2H , ^{18}O , ^3H , ^3H - ^3He , CFCs, ^{14}C
Paramètres quantitatifs	
Aire et taux de recharge	^2H - ^{18}O , ^3H , ^3H - ^3He , CFCs, ^{14}C , traceurs artificiels
Flux	^3H , ^3H - ^3He , ^{85}Kr , CFCs, ^{14}C , traceurs artificiels
Interaction eaux de surface – eaux souterraines	^2H , ^{18}O , ^3H , ^{222}Rn , $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$, traceurs artificiels
Interactions entre aquifères	^2H , ^{18}O , ^3H , ^{14}C , $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$, traceurs artificiels
Vérification de modèles conceptuels	tous
Qualité des eaux souterraines	
Origine et source de polluants	Isotopes du B, C, N, S, Cl
Transport des contaminants	^3H , ^3H - ^3He , CFCs, ^{14}C , U/Th
Processus chimiques et biologiques	isotopes du B, C, N, S

Tableau 1. Principaux isotopes utilisés en hydrogéologie et leur domaine d'application

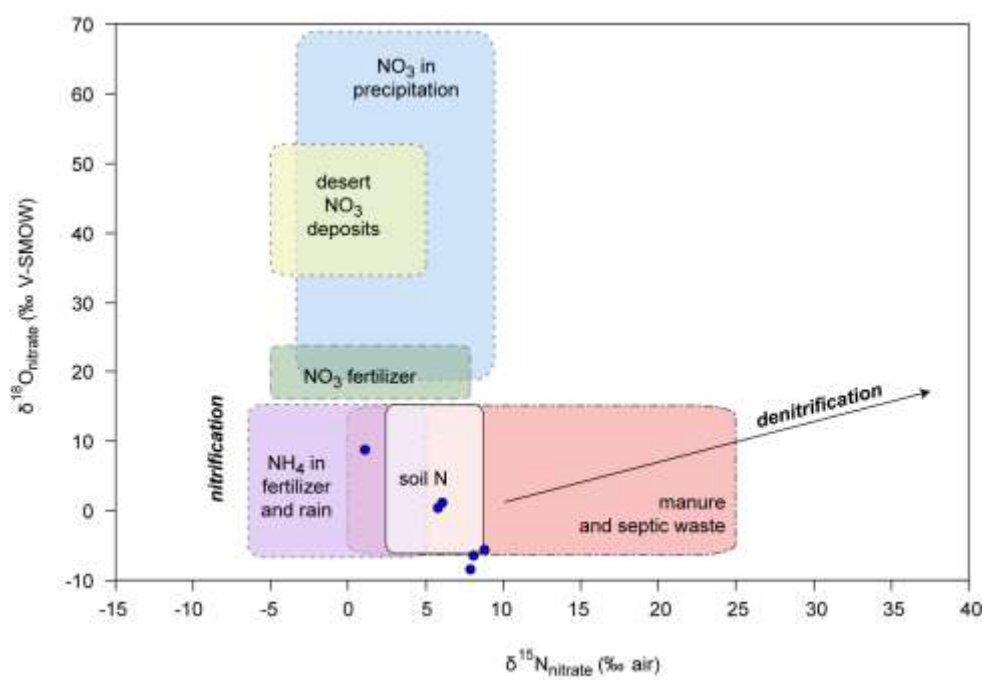


Figure 1 : Schéma des signatures isotopiques typiques des principales sources d'apport en nitrates (d'après Kendall et McDonnel, 1998)

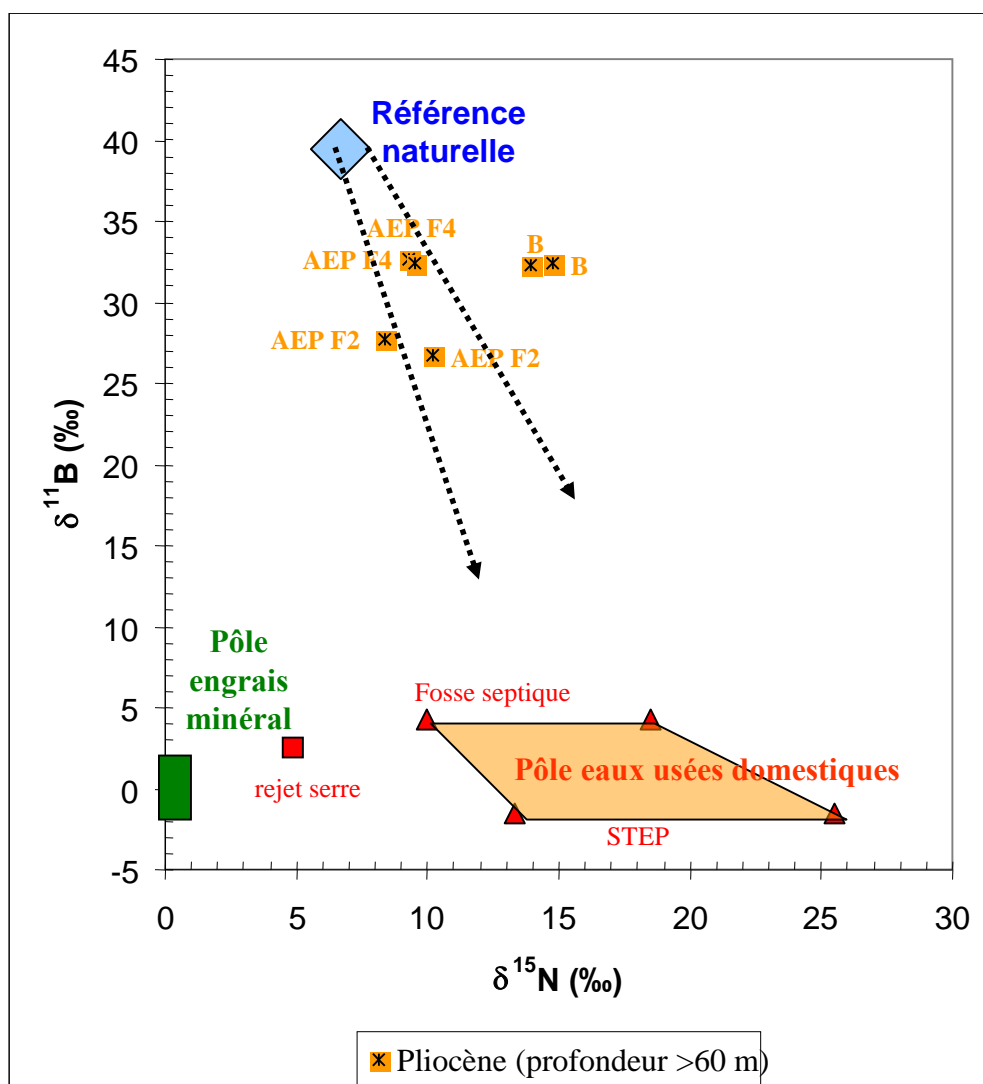


Figure 2 : relation $\delta^{11}\text{B}$ en fonction du $\delta^{15}\text{N}$ dans les eaux des chenaux fluviaux du Pliocène profond (profondeur >60m) (Ladouche et al., 2003)

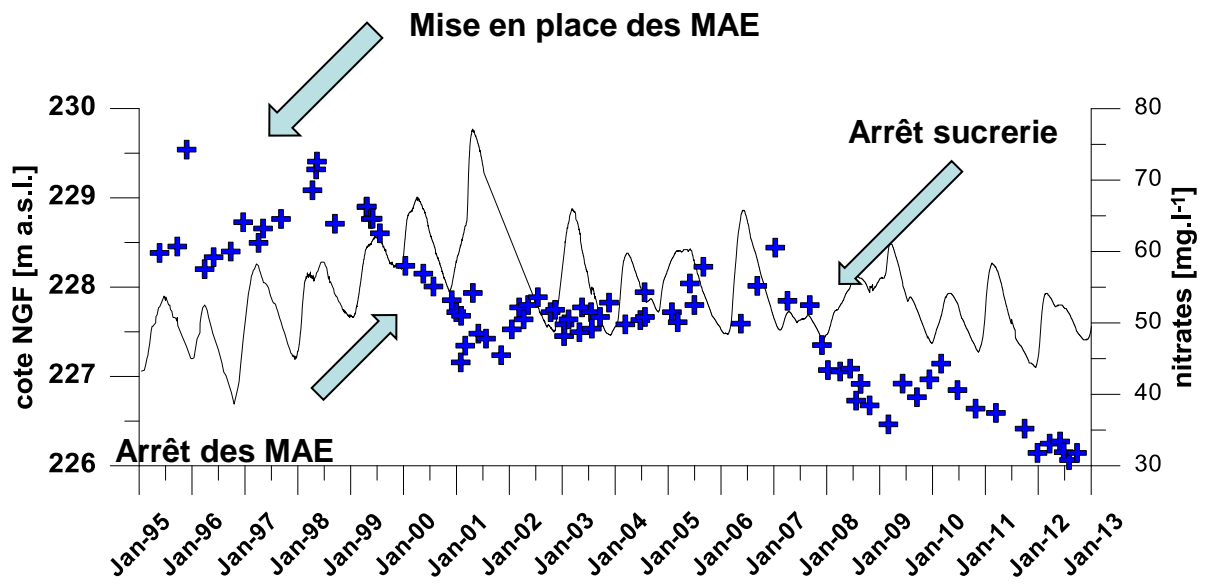


Figure 3 : Evolution des niveaux piézométriques et concentrations en nitrates au captage de La Racle, Aiserey (Cote d'Or) Gourcy et al., 2013

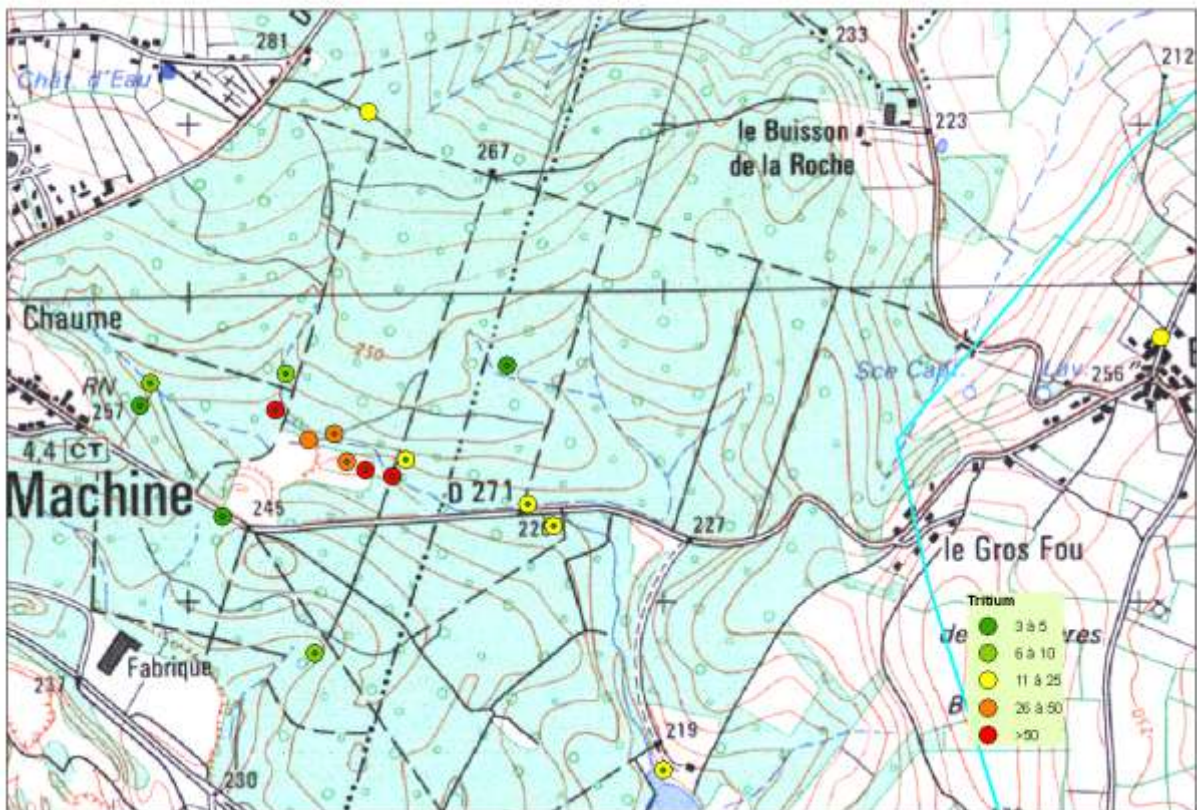


Figure 4 : Evolution spatiale des concentrations en tritium des eaux prélevées en 2007 et 2008

