

# Exploitation socio-économique des scénarios tendanciels. Mesure du coût social des pollutions azotées pour l'alimentation en eau potable : approche méthodologique.

Christophe Viavattene <sup>1</sup>, Jean-Marie Monget <sup>2</sup>

<sup>1</sup>ENSMP, Centre d'Informatique Géologique ([christophe.viavattene@ensmp.fr](mailto:christophe.viavattene@ensmp.fr))

<sup>2</sup>ENSMP, UMR7619 Sisyphe, Centre d'Informatique Géologique ([monget@cig.ensmp.fr](mailto:monget@cig.ensmp.fr))

1. La Directive Européenne de l'Eau (DCE) et les eaux souterraines.....	1
2. Les tendances de la concentration en nitrates dans les eaux souterraines du bassin parisien.....	2
3. Les paramètres économiques liés à la qualité des eaux souterraines en France.....	4
4. Exploitation des modèles d'évolution de la concentration en nitrates .....	8
5. Scénarios de réduction des nitrates et impact économique à l'échelle du bassin de la Seine .....	12
5.1. Mise en jeu de scénarios intégrant des mesures de protection de la ressource en eau souterraine .....	12
5.2. Comment estimer les bénéfices apportés aux différents usagers de l'eau ? .....	14
6. Développements futurs sur la prise en compte du comportement des agents locaux.....	17
7. Bibliographie.....	18

## 1. La Directive Européenne de l'Eau (DCE) et les eaux souterraines

La vitesse de transfert des polluants dans les eaux souterraines étant toujours très faible, les intrants ayant pu atteindre les nappes des dizaines d'années auparavant, menacent au présent la qualité des eaux extraites des forages. Ces intrants peuvent provenir de sources de pollution diffuse ou même ponctuelle d'origine agricole, industrielle ou domestique. Une fois la nappe souterraine polluée, les effets s'en font sentir sur des périodes beaucoup plus longues que dans le cas des eaux de surface (mois, années et parfois dizaines d'années). Une fois polluée, l'eau des puits destinée à l'alimentation en eau potable (AEP) peut devenir un risque pour la santé des consommateurs et justifier leur fermeture alors que le forage de nouveau puits ou leur approfondissement est une opération souvent coûteuse. Il est donc préférable de prévenir et réduire le risque de pollution dans l'immédiat plutôt que d'en subir les conséquences à long terme.

En Europe les règles communautaires de protection des eaux souterraines contre la pollution par les substances dangereuses sont en place depuis l'adoption de la Directive 80/68/CEE le 17 Décembre 1999. Selon l'Article 22(2) de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau 2000/60/DCE (en abrégé, DCE) il est prévu d'abroger la Directive 80/68/CEE en 2013, date à partir de laquelle la protection des eaux souterraines sera totalement intégrée à la DCE sous la forme d'une directive fille exclusivement promulguée à cet effet.

La DCE requière de la part des Etats Membres l'atteinte du « bon état écologique » des eaux de surface et des eaux souterraines et à ce titre prévoit le suivi de ces dernières ainsi que l'application de mesures de protection et de retour à un état « acceptable » de qualité. L'article 17 de la DCE prévoit ainsi l'adoption par les pays membres de critères spécifiques de définition du « bon état écologique » des eaux souterraines, l'identification des tendances significatives et soutenues à la dégradation et la définition d'un calendrier de mesures destinées à inverser ces tendances.

Outre les deux textes précédents, l'Union Européenne a aussi édicté par le passé d'autres textes destinés à la protection des eaux souterraines dont, entre autres, la Directive 91/676/CEE du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles. Elle définit en particulier la concentration de 50 mgNO<sub>3</sub>/l comme limite supérieure d'exploitation des forages AEP.

La Commission Européenne a adopté le 19 Septembre 2003 une nouvelle proposition de directive exclusivement destinée aux eaux souterraines et présentée comme directive « fille » de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE). Elle a pour but de définir, les paramètres qui qualifieront le « bon état chimique » des masses d'eau, les méthodes relatives à l'identification des tendances à la dégradation et celles permettant de qualifier les renversements de tendance résultant des mesures de réduction des causes de pollution anthropiques. Elle informe aussi sur les mesures à prendre pour interdire ou limiter les rejets dans les eaux souterraines.

Les travaux préparatifs à l'élaboration de cette directive fille se sont essentiellement appuyés sur une étude financée par la DG Environnement de la Commission Européenne sous le titre « Economic assessment of groundwater protection » (Projet ENV.A.1/2002/0019) à laquelle les équipes du BRGM ont participé dans le cadre du programme AGIRE (Rinaudo, Loubier, Görlach and Interwies, 2003). Cette étude a porté sur une étude bibliographique et trois cas types : impact de la pollution diffuse sur l'aquifère de la haute vallée du Rhin; mesures correctives de la pollution des eaux souterraines dans les mines de potasse d'Alsace; analyse de sensibilité des attendus « coûts-bénéfices » des mesures de protection d'un petit aquifère du Nord Jutland, Danemark (Loubier, 2003). Ce travail exploratoire n'est pas une étude systématique de l'approche « coûts-bénéfices » recommandée par la DCE mais plutôt une revue des méthodes d'analyse des techniques d'évaluation des coûts et des bénéfices dans le cas de la protection et la restauration de la qualité des eaux souterraines.

## 2. Les tendances de la concentration en nitrates dans les eaux souterraines du bassin parisien

En 1984, le Ministère de l'environnement a créé une base de données nationale de suivi de la qualité des eaux souterraines appelée "Observatoire National de la Qualité des Eaux Souterraines" (ONQES). Cette base est maintenue par le Service Géologique National au sein Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM). Elle réalise une synthèse de mesures de qualité effectuées essentiellement dans des forages destinés à l'eau potable et réunies à la suite provenant d'initiatives locales, régionales ou organisées à l'échelle de tout le bassin (Fig. 2-1). Les organismes de bassin tels que l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (AESN) ont adopté la même structure pour organiser la base de données des mesures résultant de leur propre réseau de surveillance de qualité.

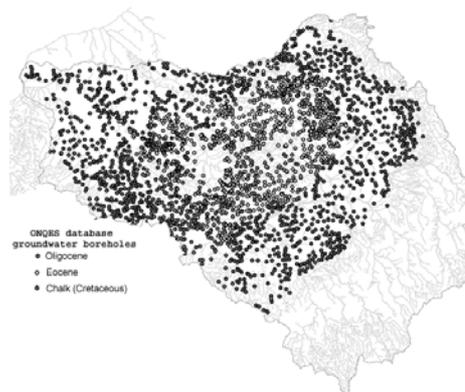
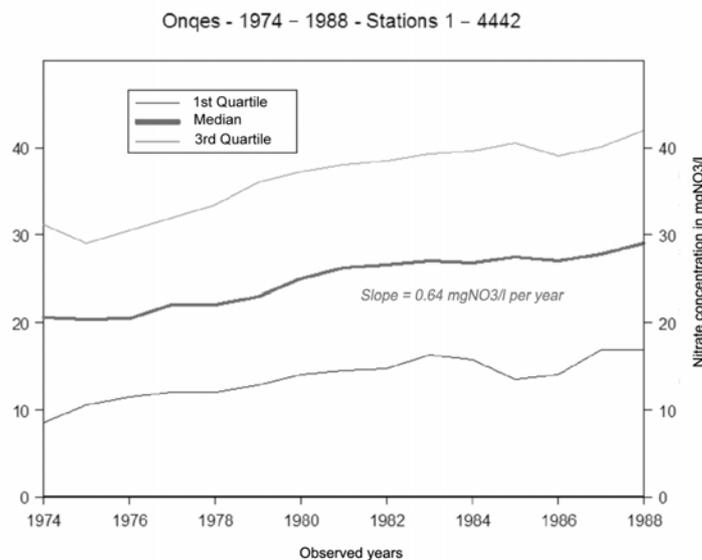


Figure 2-1: Couverture géographique de l'ensemble des 6500 forages disponibles dans la base ONQES sur le bassin de la Seine

Sur l'ensemble du bassin hydrographique de la Seine, la base ONQES réunit les données réunies sur 6500 forages sur une période de mesure allant de 1972 à 1995. Mais en raison des interruptions dans le programme d'observation et la relative rareté des échantillons après 1990 le calcul d'indices statistiques sur la population des forages a dû être limité à la période 1975-1988 pour un sous-ensemble de 4442 pompages pour lesquels des séries chronologiques homogènes ont pu être extraites.

Pour cette population, la médiane, ainsi que les deux premiers quartiles de la distribution statistique des concentrations en nitrates montrent une croissance linéaire marquée au cours du temps (Fig. 2-2). Le taux d'accroissement soutenu est estimé à 0.64 mgNO<sub>3</sub>/l par an. L'écart type de la distribution annuelle est d'environ 10 mgNO<sub>3</sub>/l et cette valeur est quasiment constante pour la période analysée.



*Figure 2-2 - Evolution constatée des concentrations en nitrates dans les captages sur l'ensemble du bassin de la Seine, tous aquifères confondus (données ONQES)*

Cette évolution statistique globale ne peut bien entendu témoigner avec fidélité des variations de tel ou tel captage particulier, mais il peut être intéressant de la confronter avec les données couramment publiées dans la littérature (Meybeck et al, 1998 & Billen et al, 2001). On peut en particulier constater que les captages reconnus (Fig. 2-3) présentent des niveaux de concentrations nettement supérieurs à ceux de la médiane de la population.

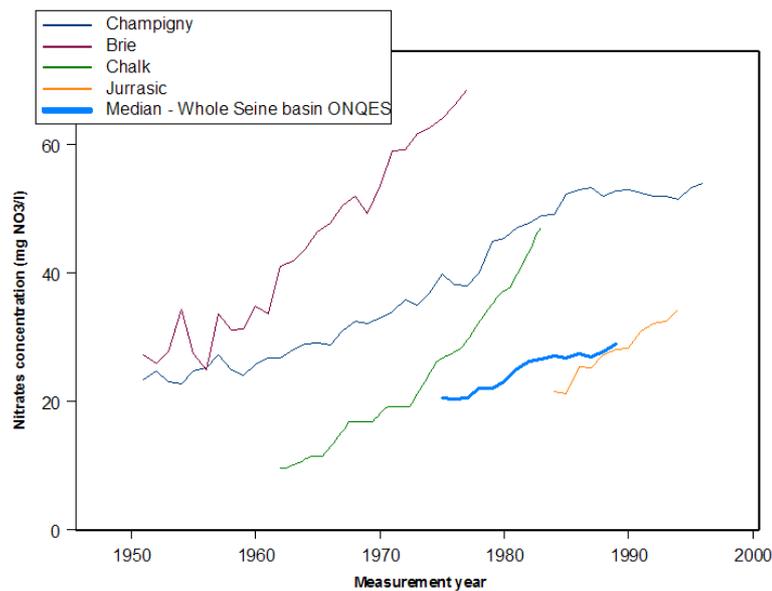


Figure 2-3 – Comparaison de l'évolution constatée des concentrations en nitrates dans les captages pour l'ensemble du bassin de la Seine avec quelques suivis caractéristiques des aquifères principaux. Sources des données: Nappe de la Craie: Strebeletal (1989); Calcaire de Brie: Roberts and Marsh (1987); Calcaire de Champigny: Poitevin(1997).

### 3. Les paramètres économiques liés à la qualité des eaux souterraines en France

L'agriculture intensive est source d'une pollution diffuse par les nitrates et les pesticides des eaux souterraines, c'est une externalité négative pour les autres usagers qui partagent la même ressource. Un exemple type se trouve dans le surcoût lié au traitement des eaux brutes que les producteurs d'eau potable doivent mettre en œuvre pour respecter les normes de qualité exigées par exemple par la Directive Européenne « Nitrates » sur les eaux souterraines (91/676/CEE)<sup>1</sup>.

Il peut paraître surprenant qu'il n'existe pas en France, d'information systématique sur les coûts supportés par les unités de distribution publique (UDI) et les différentes stratégies adoptées pour maintenir celles-ci en fonctionnement. On peut peut-être rappeler qu'il existe plus de 30 000 sites de prélèvement d'eaux souterraines sur le territoire national avec une grande différence entre secteurs de plaines et ceux de montagnes où l'interconnexion des systèmes est supposée plus chère et où la qualité sanitaire est souvent plus difficile à garantir. En général, la stratégie de réponse au dépassement des normes de concentration en nitrates porte : soit sur l'abandon du captage (Ratel, 2002 & Rinaudo, 2004) et la recherche du nouvelle ressource (nouveau puits ou aquifère plus profond) ; soit sur le mélange de l'eau prélevée avec une eau de bonne qualité provenant d'une autre UDI ; soit sur l'investissement dans une unité de traitement pour extraire les nitrates ; soit enfin sur l'adoption d'une stratégie préventive et la protection du captage.

<sup>1</sup> En Europe, la valeur guide de concentration en nitrate est de 25 mg/l. Si la concentration dépasse 50 mg/l, l'eau brute doit être traitée. Si elle dépasse les 100 mg/l, le captage doit être abandonné pour une ressource de bonne qualité.

Les deux premières solutions sont dites palliatives et semblent généralement plus économiques et faciles à mettre en œuvre que la construction d'une unité de traitement (solution curative) risquant d'être, en outre, rejetée par la population locale. Elles sont donc généralement préférées si les ressources en eau locales et le réseau de distribution en place le permettent. En 1992, une étude portant sur la répartition des solutions (Ratel, 1998) donnait les résultats suivants :

<b>Stratégies adoptées pour le maintien de la qualité de l'eau potable distribuée en France</b>	<b>Pourcentage du nombre total d'UDI étudiées</b>
<b>Nouveau captage</b>	23
<b>Connexion à une autre UDI</b>	47
<b>Construction d'une unité de traitement des nitrates</b>	10
<b>Protection des captages</b>	7
<b>Autres</b>	10

Le choix entre ces diverses solutions peut être influencé par les politiques de subvention de l'Agence de l'Eau du bassin concerné. Les subventions se situent généralement à un niveau de 35% à 45% des investissements. Par contre, les agences refusent le plus souvent les subventions à tout projet tant que le périmètre de protection rapprochée n'est pas déterminé et la déclaration d'utilité publique n'est pas adoptée. Apparemment, pour des raisons politiques, la détermination initiale de ces périmètres est difficile, tant et si bien que négocier pour les étendre géographiquement est souvent considéré comme problématique.

Mais en raison du risque de pollution globale des eaux souterraines par les pollutions diffuses, les solutions palliatives pourraient se raréfier dans l'avenir et de fait ne représenter qu'une solution de type temporaire. Pour les communes rurales, la réduction de la ressource disponible en eau de qualité et les coûts croissants des solutions curatives pourraient ne laisser aux communes d'autre choix que de s'associer pour gérer leur ressource en eau et sa distribution. Ces regroupements de communes voisines les aide souvent à recentrer leurs intérêts sur le captage environnant le plus productif et le moins vulnérable aux pollutions de surface. Cependant, cette solution risque d'accroître le phénomène de sanctuarisation et de réduire la surface des terres dévouée à la protection de la ressource en eau souterraine (AESN, 2003). Le risque étant alors qu'une partie croissante de la surface ces terres formant le reste du territoire soit soumise à une pollution croissante et non contrôlée.

La stratégie préventive offre bien entendu l'avantage d'une solution à long terme. En France, elle porte principalement sur des contrats de coopération avec les agriculteurs afin de réduire les émissions d'azote. Deux types d'actions combinées sont promus, à savoir, le développement de bonnes pratiques agricoles pour réduire les émissions d'azote et l'usage de Culture Intermédiaire Pièges à Nitrates (CIPAN). Les cultures CIPAN telle la moutarde sont cultivées entre la période de récolte et celle du futur semis. Elles absorbent les nitrates du sol pendant l'hiver et le restituent au sol lors de leur destruction en place au printemps suivant. Néanmoins, si aucune de ces actions ne s'avère efficace, les communes n'ont pas d'autre choix que de racheter les terres agricoles afin de réduire ou d'arrêter l'activité agricole. Les résultats attendus d'une stratégie préventive ne sont pas forcément immédiats considérant le temps de réponse des aquifères si bien qu'il peut s'avérer nécessaire de mener simultanément les deux stratégies préventive et curative/palliative.

Outre le coût lié à la recherche d'une nouvelle ressource, les coûts d'investissement dépendent principalement de la profondeur du puit à construire (Fig. 3-1). L'abandon d'un captage implique aussi une perte financière, ainsi qu'un coût de rebouchage pour protéger l'aquifère d'éventuelles pollutions ponctuelles.

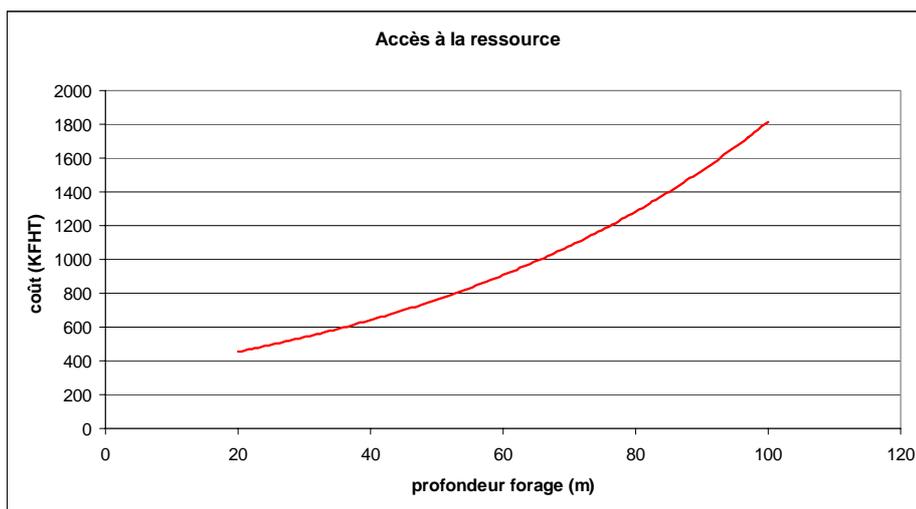


Figure 3-1: Evolution des coûts d'investissement d'un captage d'eau en fonction de la profondeur (d'après AESN, 1994)

La connexion de deux UDI implique surtout un coût correspondant à la mise en place d'une nouvelle conduite d'eau. Ce coût est fonction de la distance séparant les deux unités et du débit d'eau à fournir. Il est estimé se situer dans une fourchette de 75€ à 230€ par mètre (Roger, 2002), l'Agence de l'Eau Seine Normandie ayant aussi publié une fonction coût de l'interconnexion basée sur les données d'une étude de 1992 (Fig. 3-2).

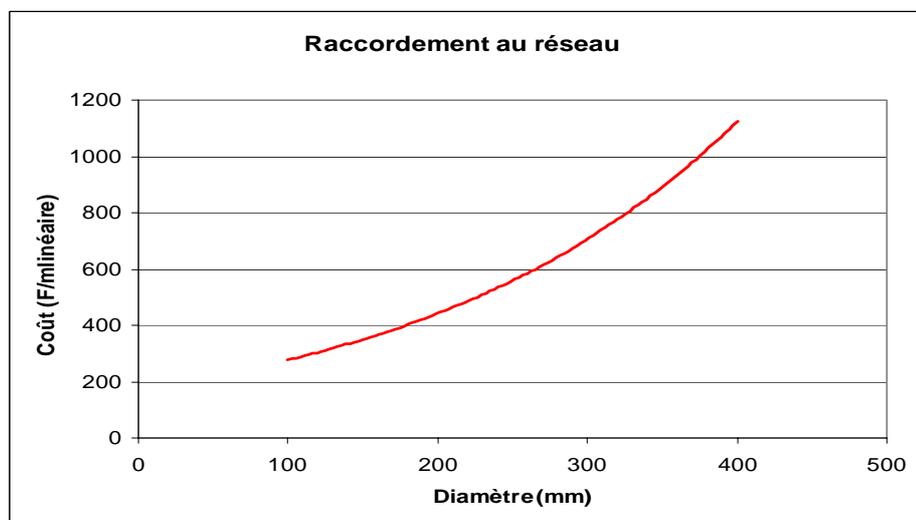


Figure 3-2 : Evolution des coûts d'investissement pour une adduction entre deux captages (d'après AESN, 1994)

Lacroix et Balluchi (1995) ont estimé le surcoût du traitement de l'eau potable induit par une pollution en nitrate. Ils l'ont étudié dans le cas des techniques de dénitrification biologique et de dénitrification physico-chimique. Si l'on prend en compte le coût total combinant les coûts d'investissement, d'amortissement et de fonctionnement, le traitement biologique se présente comme un peu plus économe. Il présente un coût d'environ 0.24 € par m<sup>3</sup> contre 0.28€ par m<sup>3</sup> pour le traitement physique (Görlach, 2003). Ces valeurs ont été reprises dans de nombreuses études (Cour des Comptes, 2002; Görlach B., 2003; Loubier S., 2003) et semblent être les seules données actuellement publiées.

Les deux technologies engagent en définitive des coûts similaires, mais le traitement par dénitrification est préféré par les grosses UDI compte tenu des coûts d'investissement à amortir (Fig. 3-3). Les petites UDI rurales pourraient par contre avoir certaines difficultés à acquérir de telles technologies (Martin Y., 1996) ainsi Lyonnaise des Eaux S.A. a récemment proposé aux collectivités locales la location d'unité mobile de traitement à en prenant l'engagement de les retirer une fois les concentrations en nitrates dans les eaux réduites grâce à une stratégie préventive complémentaire. Le probable fort coût de location de cette solution « ultime » pourrait en définitive fournir une incitation forte au contrôle des pollutions diffuses.

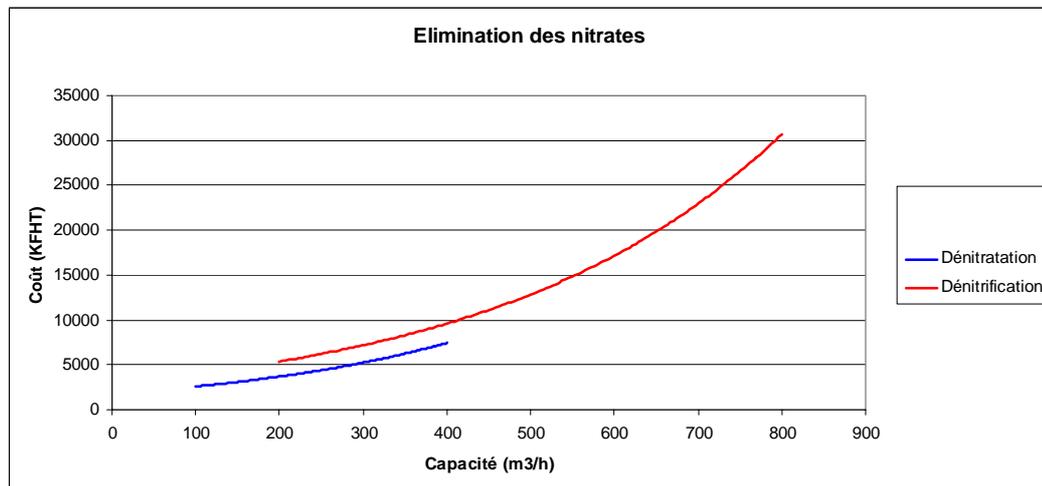


Figure 3-2: Evolution des coûts d'investissement pour le traitement des nitrates en fonction de la capacité de l'usine (D'après AESN, 1993)

Avec les mesures préventives, la perte de rendement des récoltes implique une perte de revenu pour les activités agricoles. Il est « largement » accepté que la société paye pour les coûts additionnels quant les mesures sont inscrites dans un cadre réglementaire. L'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) estime à 60€Ha le coût moyen des actions préventives (Guillemin, 1992). Les coûts des CIPAN ont été évalués à environ 75 €Ha (Martin, 1996) et entre 97 et 188€Ha (Mollard A., 1997). En réduisant la quantité de fertilisant nécessaire à la culture suivant une CIPAN, cette technique peut aussi induire une économie de 2€Ha pour des céréales à haut rendement.

Le coût de rachat des terres agricoles dépend essentiellement de leur valeur foncière et de l'opportunité de réduire les coûts par échange de terre avec les agriculteurs. Cette seconde option dépend en outre du bon vouloir de l'institution d'échange foncier opérant dans chaque département, le plus souvent une SAFER. Dans certains cas, ces institutions travaillent de façon à protéger les agriculteurs contre les acheteurs extérieurs en haussant artificiellement le prix des terres. Lors du passage d'une agriculture intensive à une surface en prairie ou en forêt la perte de valeur est estimée dans la littérature à 290€Ha (Loubier, 2003). Dans un autre cas d'évaluation, la ville de Rennes a estimé à 0.53M€ les dépenses associées à l'achat de 200 Ha de terres agricoles (Cour des Comptes, 2002) dans la zone rapprochée d'un captage ce qui correspond à environ 2650 €Ha.

Le coût de compensation de terres agricoles peut parfois apparaître si bas que les autorités locales préfèrent alors racheter les terres et sanctuariser le périmètre de protection plutôt que d'avoir à contrôler chaque année le respect par les fermiers de leur contrat de réduction des apports azotés. Il est néanmoins évident qu'il est plus facile pour une ville comme Rennes de racheter des terres en Bretagne à un prix relativement peu élevé que pour les communes du Sud de la France de le faire au prix du foncier viticoles ou au prix du terrain pratiqué dans les zones périurbaines de villégiature estivale. Dans ce dernier cas, les prix fonciers peuvent être multipliés par un facteur de 10 à 20 par aux autres zones rurales de France.

De façon générale, l'information publiée sur les coûts des stratégies alternatives de respect de la qualité des eaux souterraines reste relativement pauvre. En effet ceux-ci dépendent pour beaucoup de facteurs locaux et il semble difficile d'avoir à ce stade une approche uniforme sans enquêtes plus poussées que celles menées jusqu'ici.

#### 4. Exploitation des modèles d'évolution de la concentration en nitrates

Dans le cadre du programme de travail du PIREN-Seine, le modèle STICS-MODCOU a été développé pour simuler sur l'intégralité du bassin hydrologique de la Seine, l'impact sur les eaux souterraines de la pollution diffuse en nitrates provenant des activités agricoles. Conformément aux recommandations de la DCE et en collaboration avec l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN), l'évolution de la qualité des eaux souterraines a été étudié à l'horizon 2015 sur la base de scénarios d'évolution des pratiques agricoles et de l'utilisation du sol.

Le modèle est constitué d'une cascade de modèles distribués spatialement : MODSUR pour l'hydrologie de surface, STICS pour les bilan eau et nitrates au niveau du fonctionnement du système sol-plante et NEWSAM pour le domaine souterrain (Fig. 4-1). Cette cascade permet de simuler, au pas de temps journalier le transfert et le transport de l'azote nitrique dans les aquifères de la Craie, de l'Eocène et de l'Oligocène. Les données météorologiques et agronomiques journalières permettent d'estimer la concentration des nitrates dans chaque aquifère pour chaque élément d'une grille kilométrique. Pour la définition des paramètres agronomiques, le bassin de la Seine a été divisé sur la base des travaux de l'INRA Mirecourt en 12 régions agricoles de pratiques culturales homogènes résultant du regroupement des 150 « Petites Régions Agricoles » (PRA) couvrant le bassin. Les pratiques culturales observées sur la période 1990-2000 ont été appliquées aux conditions climatiques observées pour la période 1970-1990. Le scénario ainsi constitué lorsqu'il est maintenu sans modification à partir de 1990, peut être considéré comme un scénario de « laisser faire » des pratiques agricoles actuelles.

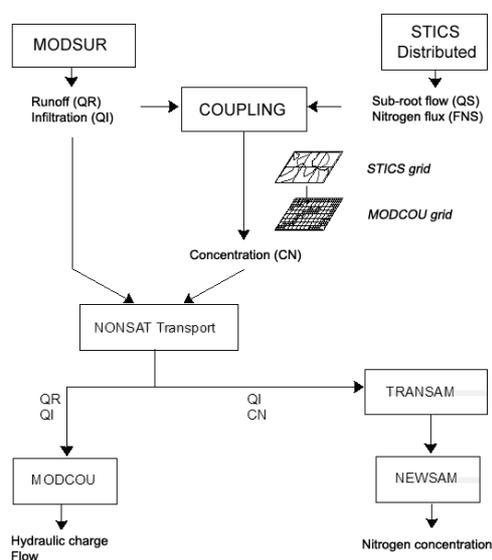
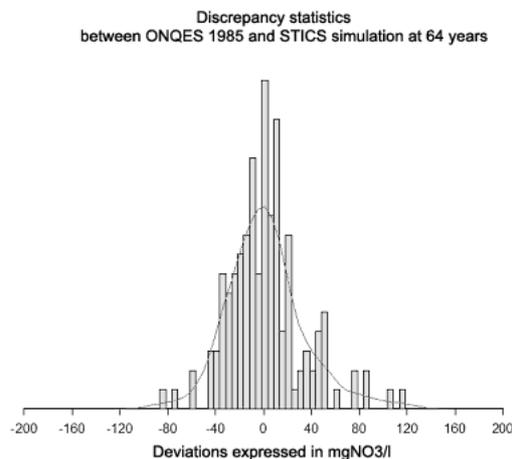


Figure 4-1 - Diagramme fonctionnel du modèle STICS-MODCOU

La calibration des paramètres du modèle a été conduite par comparaison avec les concentrations en nitrates observées sur la période 1970-1990 pour plus de 3000 forages. Elle est basée sur une méthode statistique originale utilisant la distance du Chi2 entre distributions de probabilité. Une modélisation probabiliste des écarts entre modèle et données observées permet d'évaluer en tout point de la grille kilométrique le risque de dépassement des niveaux de concentrations de 25, 50 et 100 mgNO<sub>3</sub>/l à une date horizon donnée. Les résultats de la simulation sont gérées par un Système d'Information Géographique (SIG) permettant l'agrégation des résultats par commune ou par masse d'eau souterraine définie conformément au programme de la DCE. L'information agrégée par commune peut être ensuite facilement confrontée avec des données socio-économiques (par exemple, le recensement INSEE) et ainsi permettre leur emploi par les décideurs économiques ou autres acteurs de la gestion de l'eau.

Tout exercice d'estimation doit être complété par une évaluation de la précision du résultat obtenu en étudiant la variabilité statistique des écarts observés entre les valeurs estimées et celles observées sur le terrain. Dans le cas de cette étude, les données de concentrations en nitrates figurant dans la base de données ONQES ont été prises pour référence.

Le modèle STICS-MODCOU a été calibré à l'aide des observations de terrain en utilisant une méthode statistique d'ajustement basée sur un test du Chi2 (Monget et al, 2004) effectué sur la comparaison entre histogramme des valeurs simulées et mesurées et a permis de déterminer que sur l'ensemble du bassin, le meilleur ajustement était atteint entre l'année 1985 des observations ONQES et les sorties du modèle obtenues à l'année 64 de son lancement (T64), étant entendu, qu'à l'année 0 de démarrage de la simulation les intrants en nitrates sont nuls. Pour évaluer la précision de la simulation obtenue on a choisi de se restreindre à la population des éléments kilométriques de la grille du modèle au droit desquels sont implantés les forages figurant dans la base ONQES (Fig. 4-2). Au vu de la forme de la distribution statistique des écarts on peut en déduire que le modèle STICS-MODCOU constitue un estimateur sans biais des concentrations en nitrates observées et que donc, ces écarts peuvent être modélisés par une distribution de Gauss centrée présentant un écart-type de 25 mgNO<sub>3</sub>/l.



*Figure 4-2 – Distribution statistique des écarts entre les concentrations en nitrates observées et celles simulées par STICS-MODCOU au droit des forages ONQES pour l'aquifère de l'Oligocène.*

Conformément aux spécifications de la DCE, les scénarios dits « de référence » consistent à projeter les tendances récentes d'évolution des pressions sur l'environnement et des pratiques de gestion (politiques sectorielles « au fil de l'eau ») de façon à aboutir à une analyse des risques de non atteinte du « bon état écologique » des masses d'eau ainsi que d'évaluer les politiques alternatives et leur attendus économiques destinées à maintenir ou améliorer cet état. Dans ce contexte, la simple production de cartes de concentrations à un horizon temporel donné (ici, en 2015) ne suffit pas dans la plupart des cas aux décideurs. Dans les études de gestion de risque il est souvent préférable d'ajouter à chaque valeur proposée une probabilité d'occurrence qui peut être éventuellement avec des concepts tels que ceux de la Valeur Actualisée Nette (VAN) (Pollio, 1999) ou la valeur économique de l'environnement (Perason, 2000). Dans ce contexte, une modélisation des incertitudes de modélisation telle que nous la présentons dans cette étude, permet de produire des cartes de probabilité de franchissement de seuil cartographiant la probabilité qu'en chaque point du bassin hydrographique un niveau de concentration réglementaire soit franchi. La Figure 4-3 en présente un exemple pour lequel les résultats fournis par STICS-MODCOU à l'horizon 2015 ont été utilisés pour cartographier à l'échelle de chaque commune du bassin de la Seine la probabilité de franchissement du seuil de 50 mgNO<sub>3</sub>/l dans chacun des trois aquifères : Oligocène, Eocène et Craie.

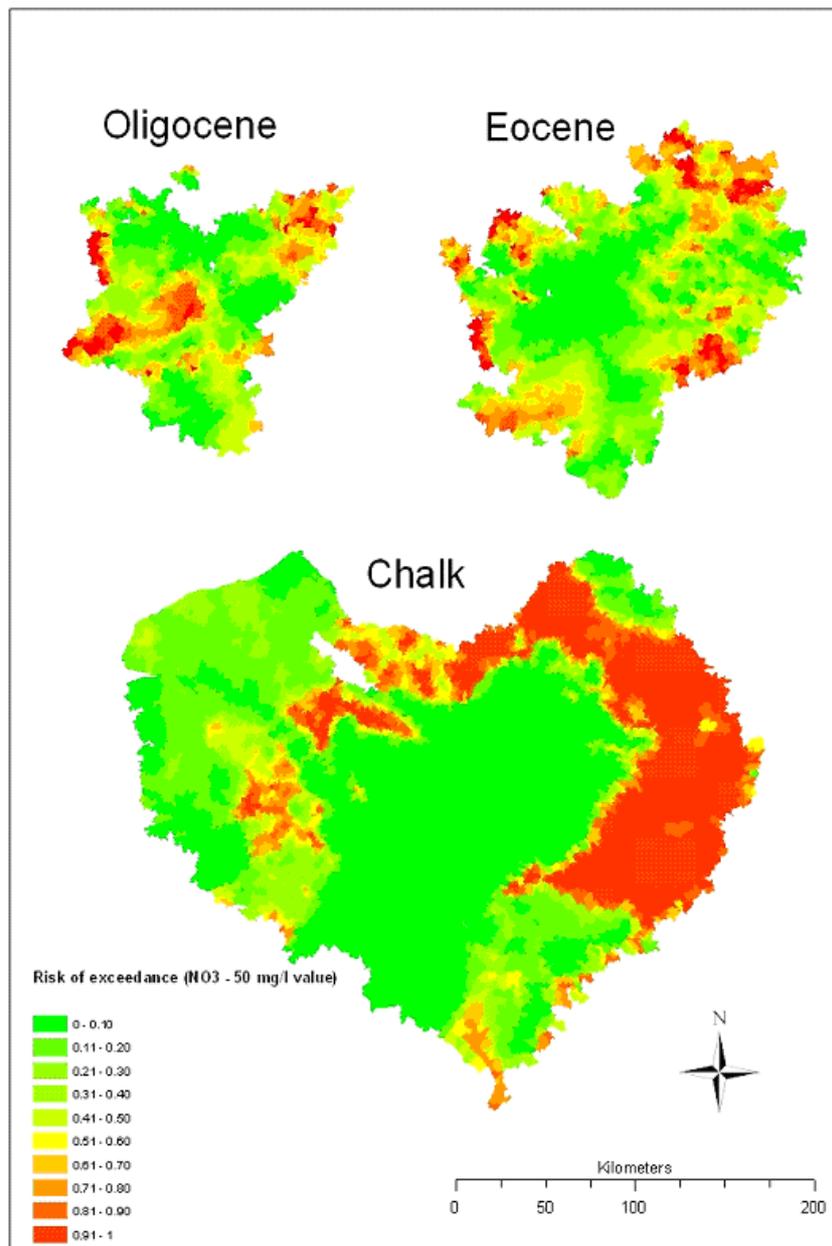


Figure 4-3 – Carte de probabilité de franchissement par commune du seuil de 50 mgNO<sub>3</sub>/l à l'horizon 2015 dans chacun des trios aquifères principaux du bassin hydrographique de la Seine

## **5. Scénarios de réduction des nitrates et impact économique à l'échelle du bassin de la Seine**

La DCE exige l'atteinte du bon état des ressources en eau souterraines et à cette fin prévoit le suivi des masses d'eau souterraines ainsi que des mesures de protection et de restauration. Mais que rapporte à la société l'effort croissant de réduction des concentrations en nitrates dans les eaux souterraines sous forme d'investissements (Yadav, 1998) dans des programmes de bonne pratique agro-environnementale? Pour répondre à cette question, le modèle STICS-MODCOU a été utilisé afin de comparer différentes politiques de préservation de la ressource en eau d'un point de vue économique.

### **5.1. Mise en jeu de scénarios intégrant des mesures de protection de la ressource en eau souterraine**

En France, les mesures de protections des eaux souterraines sont surtout basées sur la réduction de l'apport en fertilisant et sur l'utilisation de Cultures Intermédiaires Pièges à Nitrates (CIPAN). Des scénarios agricoles incluant ces deux actions ont été simulés à l'aide du modèle intégré STICS-MODCOU afin d'évaluer leur impact à l'échelle du bassin de la Seine dans son ensemble. En comparaison avec un scénario « laisser faire » (scénario A), trois nouveaux scénarios ont été générés en modifiant les pratiques agricoles à compter de l'année 2005 à savoir : la réduction de 20% des apports en fertilisants minéraux et l'usage des CIPAN (scénario B), la réduction de 20% des apports seuls (scénario C), l'usage exclusif des CIPAN (scénario D). Un cinquième scénario (E) envisage l'abandon total des activités agricoles après 2005 ce qui arrête tout apport supplémentaire en azote.

Les graphiques suivants montrent l'évolution de la médiane des concentrations en nitrates calculés par MODCOU pour les différents scénarios envisagés et pour chacun des aquifères principaux du bassin de la Seine : Oligocène (Fig. 5-1), Eocène (Fig. 5-2) et Craie (Fig. 5-3). A court terme, les mesures préventives ont peu d'effet sur l'évolution des concentrations en nitrates à l'échelle du bassin tout entier. Concernant l'aquifère de la Craie on observe, au mieux, une stabilisation du niveau de concentration actuelle sans inversion de tendance sauf dans le cas extrême du scénario E, bien entendu. De toutes les mesures préventives, l'utilisation de cultures CIPAN semble être la mesure la plus efficace pour réduire les intrants azotés.

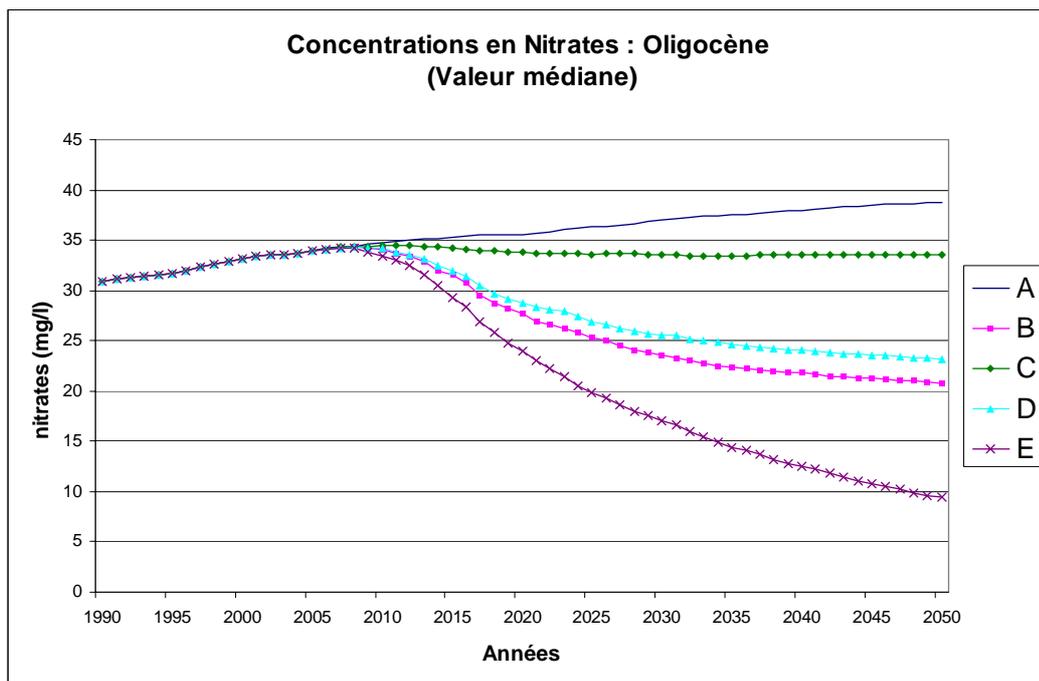


Figure 5-1: Evolution de la médiane des concentrations en nitrate simulées par le modèle STICS-MODCOU pour l'aquifère oligocène sous divers scénarios (cf. texte ci-dessus)

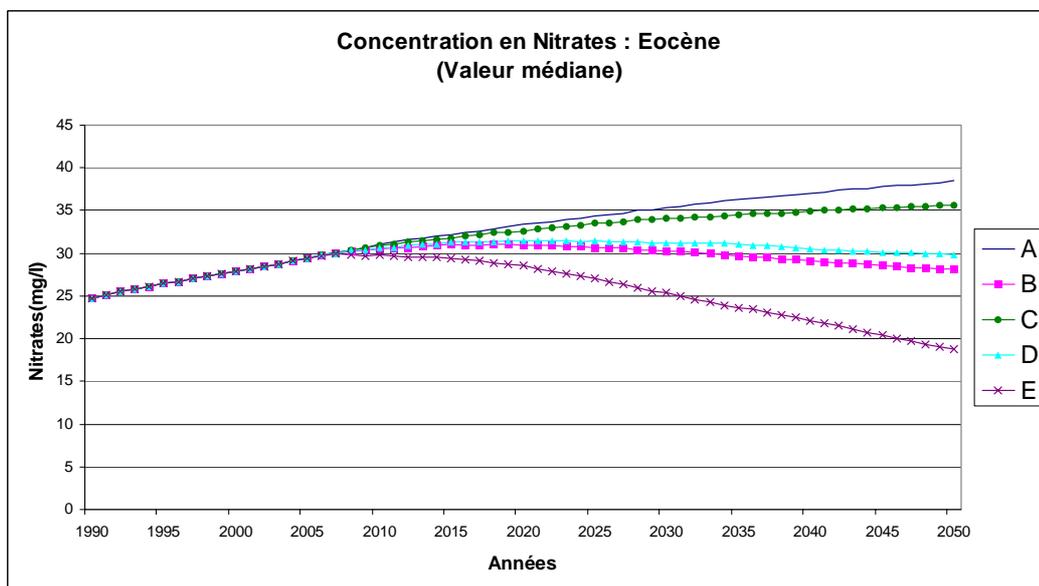


Figure 5-2: Evolution de la médiane des concentrations en nitrate simulées par le modèle STICS-MODCOU pour l'aquifère éocène sous divers scénarios (cf. texte ci-dessus)

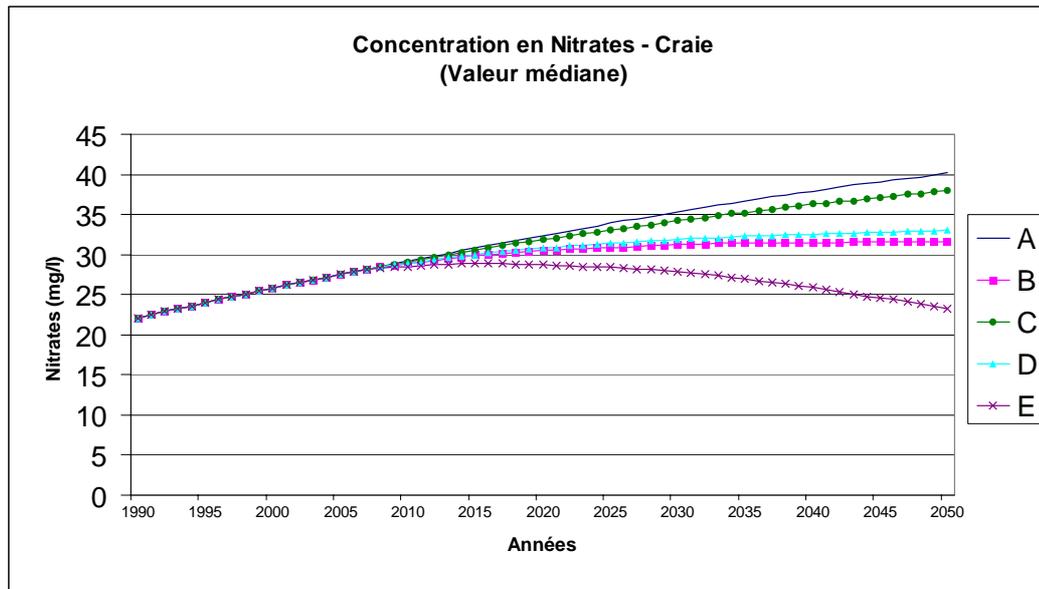


Figure 5-3: Evolution de la médiane des concentrations en nitrate simulées par le modèle STICS-MODCOU pour l'aquifère craie sous divers scénarios (cf. texte ci-dessus)

## 5.2. Comment estimer les bénéfices apportés aux différents usagers de l'eau ?

Pour quantifier la valeur économique de la qualité des eaux souterraines, une approche directe revient à considérer les coûts qu'auraient à supporter les usagers si la qualité de l'eau se détériorait. L'idée sous-jacente est que ces coûts n'auraient plus à être payés si la qualité de l'eau était restaurée. Dans ce sens, les bénéfices d'une protection de l'eau souterraine prennent la forme des coûts de dommages évités (Görlach B., 2003).

Comme mentionné par Rinaudo et al. (2004), la contamination de l'eau souterraine génère différents dommages tel que les coûts d'évitement pour les usagers qui doivent prendre des mesures pour éviter ou traiter la pollution, les coûts relatifs aux dommages écologiques et la perte de valeur de loisir si la pollution des eaux souterraines a un impact sur les écosystèmes de surface (rivière, zones humides, littoral). Notre étude est centrée sur l'estimation des dommages liés à la production d'eau potable pour la population. Dans ce cas, les bénéfices attendus peuvent être considérés comme une valeur minorée de la valeur économique de la protection de l'eau souterraine. Cette approche a déjà été appliquée dans le cas de la pollution des aquifères par les matériaux toxiques (Raucher, 1983). L'auteur explique que le bénéfice social attendu de la protection est défini par la variation du dommage attendu ou espérance mathématique du dommage  $E(D)$  associé à la pollution et exprimée par la formule suivante :

$$E(D) = p[q*Cr + (1-q)*Cu] \quad (1)$$

Avec:

- $p$  : probabilité que la pollution est lieue ( $0 \leq p \leq 1$ )
- $q$  : probabilité que la pollution soit détectée avant l'utilisation de l'eau polluée ( $0 \leq q \leq 1$ )
- $Cr$  (*response*) : dépense relative à l'action ou réponse la plus efficace économiquement pour traiter la pollution ( $Cr \geq 0$ )
- $Cu$  (*undetected*) : coût induit si l'eau contaminée est utilisée comme une eau de bonne qualité

Dans le cas de la contamination par les nitrates des forages dédiés à la production d'eau potable et soumis à un programme de surveillance systématique dans le cadre de la Directive Nitrates 91/676/CEE, le concept de Raucher doit être adapté en considérant que la probabilité de détection  $q$  est égale à 1. L'espérance mathématique du dommage peut donc être exprimée, dans ce cas, par la formule simplifiée suivante :

$$E(D) = p * Cr$$

La valeur de  $p$  est calculée à partir des résultats de simulation STICS-MODCOU après agrégation à l'échelle des communes (Cf. partie 4). Il représente le risque de dépassement du seuil de concentration en nitrates de 50 mg/l. Les graphiques suivants montrent la répartition des municipalités du bassin de la Seine par probabilité de dépassement en fonction des différents scénarios envisagés. Pour l'Oligocène (fig. 5-4) et l'Eocène (fig. 5-5), les probabilités diminuent avec le nombre de communes diminue lorsque la probabilité de dépassement du seuil de 50 mg/l croît, la plupart d'entre elles restant sous la limite de probabilité de 0.5. Pour la craie (fig. 5-6) la répartition montre une dichotomie dont l'un des membres correspond à une population relativement élevée de communes présentant une forte probabilité de dépassement (0.9-1). Ce fort risque de dépassement des 50 mg/l de concentration en nitrates concerne essentiellement la partie Nord-Est du bassin. Il peut être dû à la combinaison de trois effets se manifestant à l'échelle locale dans la région Champagne-Nord. Les pollutions diffuses azotées y sont fortes et, comme l'aquifère de la Craie y est superficiel avec une zone non saturée relativement peu profonde, celui-ci est particulièrement vulnérable à ce type de pollution. Globalement, au regard de ces probabilités, les différents scénarios n'ont que peu d'impact à l'échelle des communes à un horizon aussi proche que celui de 2015 et les différentes solutions adoptées ne se différencient que très peu.

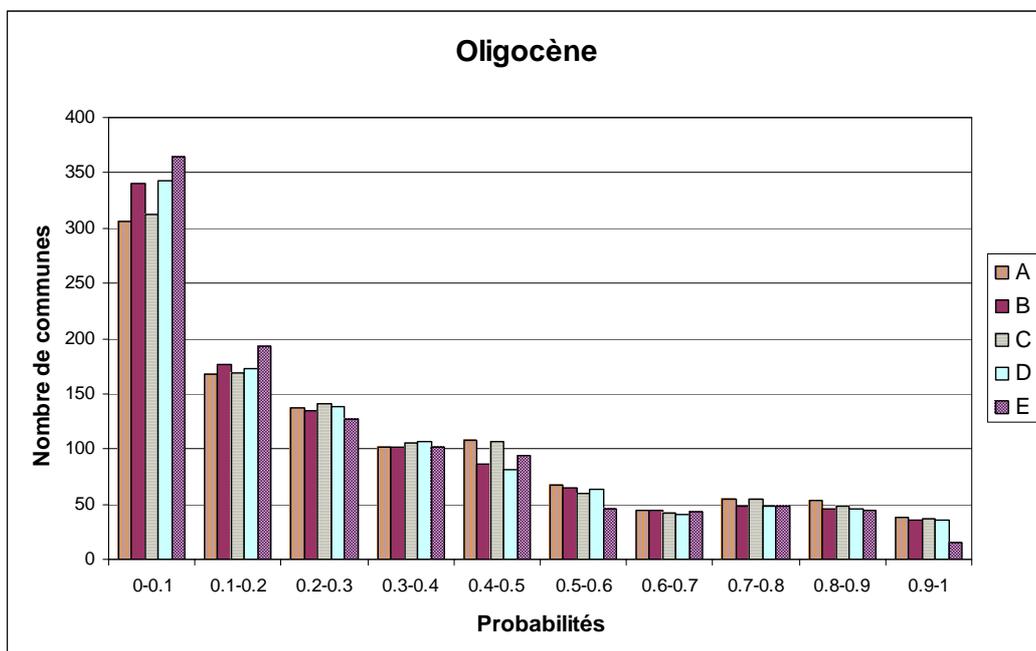


Figure 5-4: Distribution des probabilités de dépassement de la valeur 50 mg/l de  $NO_3$  pour les communes recouvrant l'aquifère de l'oligocène pour différents scénarios (cf. texte précédent)

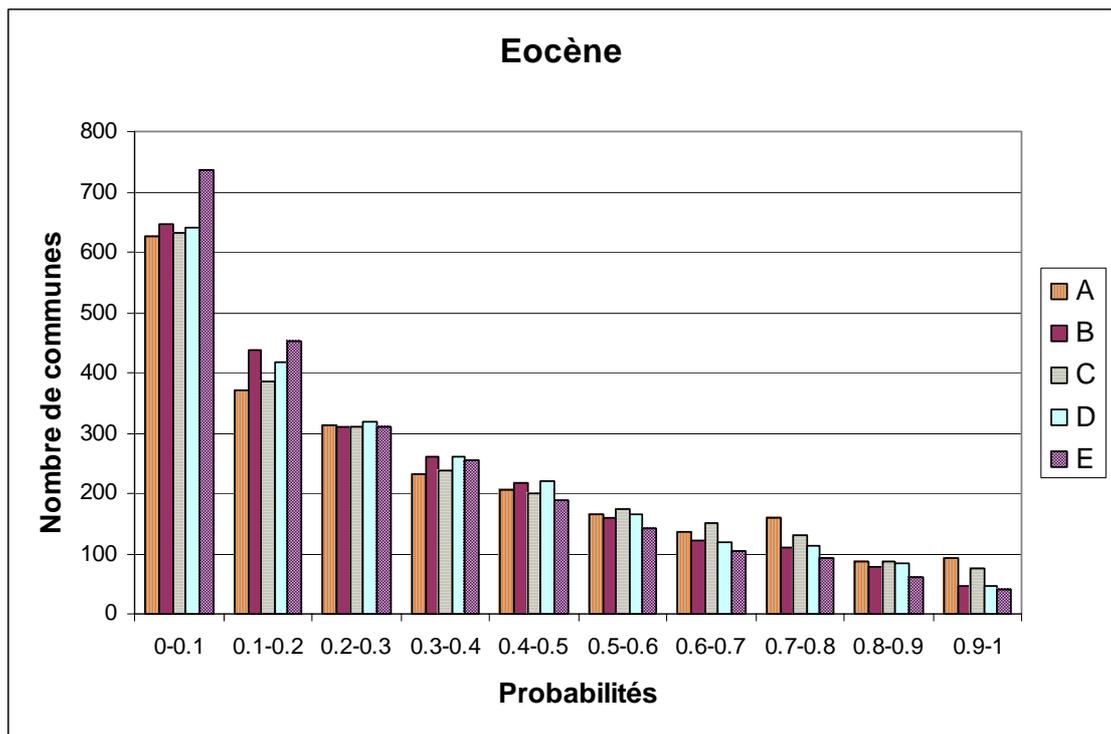


Figure 5-5: Distribution des probabilités de dépassement de la valeur 50 mg/l de NO<sub>3</sub> pour les communes recouvrant l'aquifère de l'éocène pour différents scénarios (cf. texte précédent)

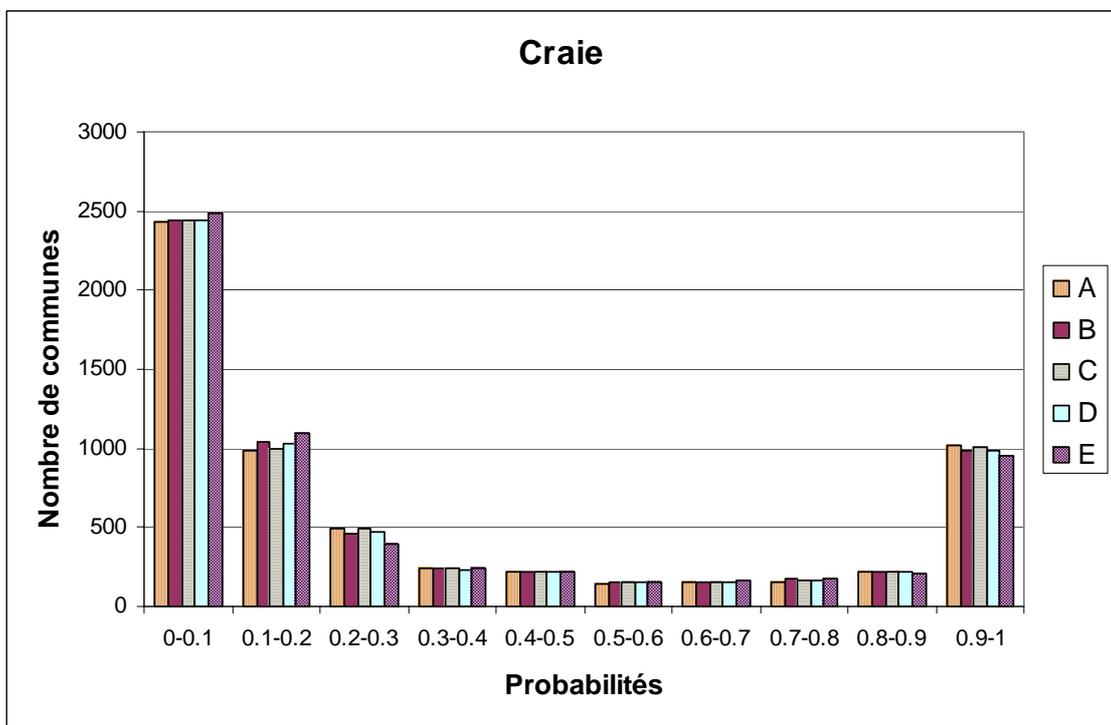


Figure 5-6: Distribution des probabilités de dépassement de la valeur 50 mg/l de NO<sub>3</sub> pour les communes recouvrant l'aquifère de la craie pour différents scénarios (cf. texte précédent)

Afin de calculer le dommage attendu pour chaque Unité de Gestion et d'Exploitation (UGE), nous avons considéré que, pour chaque captage de la base de donnée ONQES, l'eau brute serait traitée en cas de concentration en nitrate supérieure à 50 mg/l. Pour chacun de ces captages, le coût correspondant Cr (cf. équation 1) est alors égal à :

$$Cr = \text{Coût du traitement} * \text{nombre de consommateurs} * \text{consommation d'eau par habitant}$$

Le modèle est basé sur les valeurs suivantes : un coût de traitement de 0.20 € par m<sup>3</sup> ; une consommation d'eau journalière de 150 litres par personne ; le nombre de consommateurs d'eau estimé en 2015 est basé sur une extrapolation de la population recensée en 1998 (population de chaque commune liée à une UGE) en utilisant un taux d'accroissement (Source : recensement INSEE) calculé à l'échelle de chaque « bassin de vie » pour la période 1990-1999 (Source : INSEE). Un « bassin de vie » est un groupe de communes représentant le plus petit territoire dans lequel peut s'accomplir la majorité des actes « courants » d'une population, qu'il s'agisse d'accès aux équipements collectifs ou d'accès à l'emploi. Le bassin de la Seine compte ainsi 341 « bassins de vie » pour un total de 8118 communes.

Le modèle ne tient pas compte des dilutions éventuelles par mélange et les pertes dans les réseaux de distribution ont été négligées.

Les dommages attendus présentés dans le tableau suivant ont été calculés utilisant en la méthode précédemment décrite pour chacune des 1684 UGE du bassin de la Seine (6.5 millions d'habitants) hors zone urbaine de Paris :

Scenarios	A	B	C	D	E
<b>Dommage total (M€)</b>	21	20.3	20.8	20.4	19.6
<b>Dommage moyen par UGE (€)</b>	5721	5507	5664	5541	5304

## 6. Développements futurs sur la prise en compte du comportement des agents locaux

L'objectif de nos travaux à l'échelle des communes est d'estimer les concentrations en nitrates dans les eaux souterraines pour différents scénarios incluant des mesures de protection à l'horizon 2015, d'évaluer le coût social des pollutions en nitrate à l'échelle du bassin et de comparer les différents scénarios par une analyse coût avantage. Actuellement cette dernière phase n'a pas encore été étudiée.

Les scénarios actuellement pris en compte sont des scénarios globaux qui ne tiennent aucunement compte des conditions locales quant aux pressions polluantes, aux activités de production d'eau potable ou encore aux réponses du système face aux actions préventives. Afin de mener une analyse coût avantage rigoureuse, de nouveaux scénarios seront développés sur la base de critères spatialisés limitant géographiquement la mise en place d'actions préventives.

La méthode actuelle d'évaluation des coûts reste trop simple et irréaliste. Le problème majeur provient du fait que dans la réalité, le terme Cr dépend en fait de la probabilité que la pollution est lieue. En effet les coûts associés à de fortes concentrations en nitrate dépendent des solutions adoptées par les acteurs (ici, les UGE) face à une pollution avérée. Cette solution dépend de la contamination du captage, des conditions locales et de l'état du réseau d'eau potable.

Comme nous l'avons précédemment mentionné, les communes peuvent adopter différentes stratégies quand la pollution est détectée :

- abandon du captage et recherche de nouvelles ressources (UDI existante, nouveau forage plus profond, ressource d'une UGE voisine)
- construction d'une usine de traitement pour retirer les nitrates
- mélange de la ressource brute avec l'eau d'une autre UDI

Afin de mesurer les coûts pour chaque UGE, un outil de décision sera donc développé pour évaluer la meilleure solution dans chacune d'entre elles cas en combinant les résultats du modèle hydrogéologique avec une analyse économique et une interface SIG (Système d'Information Géographique).

Afin d'aboutir à une analyse coût avantage des scénarios, les coûts des mesures préventives devront être estimés en tenant compte des coûts de mise en place des pratiques et des pertes économiques pour les agriculteurs.

## 7. Bibliographie

- AESN (1994). L'eau potable : les coûts d'investissement en Seine Normandie in « L'eau potable ». *Brochure*.
- AESN, SAGEP (2003). Eaux souterraines, Actions préventives : bilan et perspectives. *Séminaire de Fontainebleau* :pp 16.
- Billen G., J. Garnier, A. Ficht, C. Cun (2001). Modeling the response of water quality in the Seine river estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries*, vol 24, n° 6B, : 977-993
- Coase R. H. (1960). The problem of social cost. *Journal of Law & Economics*, vol 3, : 1.
- Cours des Comptes, février 2002. La préservation de la ressource en eau face aux pollutions d'origine agricoles : le cas de la Bretagne. pp294.
- Debrieu C. (2002). Elimination des nitrates des eaux potables. *Document technique FNDAE hors série N°4-Office International de l'Eau*. pp 7.
- Fournol G., (2004) La protection des captages d'eaux souterraines de la SAGEP. Colloque en hommage à Claude MEGNIEN, « Géologie et Hydrogéologie du Bassin de Paris Avancées et perspectives », Onzièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues, 1—17 Nov 2004, Paris, 133-140.
- Garnier C. et A. Dessèvre (2004). Evaluation du risque de non atteinte des objectifs de bon état qualitatif et quantitatif des masses d'eau souterraines du Bassin Seine- Normandie. Colloque en hommage à Claude MEGNIEN, « Géologie et Hydrogéologie du Bassin de Paris Avancées et perspectives », Onzièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues, 1—17 Nov 2004, Paris, 211-219.
- Görlach B. and Interwies E. (2003). Economic Assessment of Groundwater Protection: A survey of the Literature. Berlin: Ecologic. pp 64.
- Lacroix A., Balduchi F. (1995). Le traitement des nitrates de l'eau potable – Bilan économique et perspectives. *TSM n°12* : 923-929.
- Loubier S. (2003). Economic assessment of Groundwater Protection: a sensitivity analysis of costs-benefits illustrated by a small aquifer protection in North Jutland region, Denmark). Case study n°3 – BRGM/RC: 52326-FR. Orléans: BRGM.
- Mollard A. (1997). Solutions curatives ou préventives à la pollution diffuse de l'eau ? Une approche de la soutenabilité de la ressource en eau. *Natures Sciences & Société*, vol 5, n°3 : 5-21.
- Monget J-M., C. Viavattene, P. Viennot., (2004) Simulation au moyen du logiciel STICS-MODCOU des pollutions azotées sur l'Oligocène du Bassin Parisien. Mise en oeuvre et confrontation avec les données de terrain. Rapport d'activité de l'année 2003. Programme Piren-Seine. (Unpublished report)

- Pigou A. (1920). *The economics of welfare*. Macmillan and Co., London, 1932 Fourth Edition.
- Pearson C.S., (2000) *Economics and the global environment*. Cambridge University Press, pp 583.
- Poitevin J. (1997). *Les contrats de nappes: Une nouvelle approche de la gestion des eaux souterraines pour un développement durable*. Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la région Ile de France, Paris.
- Pollio G., (1999) *International project analysis and financing*, Mac Millan Press, pp 235.
- Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on the protection of groundwater against pollution. Draft, COM (2003), Brussels, COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, pp 21
- Raucher R.L. (1983). A conceptual framework for measuring the Benefits of Groundwater Protection. *Water Resources Research*, vol. 19, n°2: 320-326.
- Rinaudo J-D., Arnal C., Blanchin R., Elsass P., Meilhac A. and Loubier S. (2004). The cost of groundwater diffuse pollution in the Upper Rhine valley. Conference on Nutrient Management – Aquatec, pp 11.
- Rinaudo J-D, Loubier S., Görlach B. and Interwies E. (2003) Economic assessment of groundwater protection. Executive Summary. May 2003. BRGM/RC-52323-FR, pp 32.
- Roberts, G. and T. Marsh (1987). The effects of agricultural practices on the nitrate concentrations in the surface water domestic supply sources of Western Europe. *Institute for Agronomical and Hydrological Studies Publication*, 164: 365–380.
- Strebel O., W.H.M. Duynisveld and J. Bottcher (1989). Nitrate pollution in groundwater in Western Europe. *Agriculture Ecosystems and Environment* 26 : 189–214.
- Yadav S. N. et Wall David B. (1998). Benefit-cost analysis of best management practices implemented to control nitrate contamination of groundwater. *Water Resources Research*, vol 34, n°3: pp 497-504.