

LA DCE 10 ANS APRÈS :
Une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines.
Avancées techniques et scientifiques.

Le colloque a trois principaux objectifs :

- faire un état des avancées sur la connaissance des aquifères et de leur fonctionnement, la mise en valeur, la gestion et la protection des eaux souterraines ;
- présenter les principales actions en terme de surveillance et de protection mises en place pour atteindre les objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau, discuter de l'intégration des enjeux socio-économiques et identifier les synergies des différentes politiques actuelles ;
- proposer le cas échéant des orientations ou des actions destinées à infléchir certains des éventuels points faibles ou lacunes de connaissances ; identifier les opportunités offertes par la mise en œuvre de la DCE, tant au niveau national que local, depuis le domaine de la recherche jusqu'à celui des bureaux d'étude, en passant par les opérations de Service Public.

Le colloque s'articule autour de communications orales, de sessions posters et d'une table ronde.

Illustrations de couverture :

- Cascade du Voile de la Mariée, île de La Réunion (BRGM-IM@GÉ)
- Modèle Nord Aquitain (Nicolas Pedron, BRGM)



9 782953 081640
ISBN : 978-2-9530816-4-0
EAN : 9782953081640

Actes des 17^e Journées Techniques du Comité Français d'Hydrogéologie : La DCE 10 ans après - TOULOUSE 25-27 novembre 2010

17^{èmes} Journées Techniques du Comité Français
d'Hydrogéologie de l'AIH
25 - 27 NOVEMBRE 2010 - TOULOUSE

<http://www.cfh-aih.fr/>

**ACTES
DE LA JOURNÉE
TECHNIQUE**



La **DCE 10 ans** après :
*une dynamique pour la gestion
et la connaissance des eaux
souterraines*



avec le soutien de :





**LA DCE 10 ANS APRES :
une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines.
Avancées techniques et scientifiques**

**Dix septièmes Journées Techniques du Comité Français
de l'Association Internationale des Hydrogéologues**

**25-27 novembre 2010
CIAS, Toulouse, France
www.cfh-aih.fr/toulouse2010**

Secrétaire du colloque : Pierre MARCHET

Comité d'organisation

Bernard BLAVOUX
Ariane BLUM
Laurence CHERY
Patrick LACHASSAGNE
Bruno LECLERC
Philippe MAGET
Pierre MARCHET
Alain PAILLOU
Catherine THOUIN

Univ. Avignon – président CFH-AIH
BRGM service EAU – membre CFH-AIH
BRGM service EAU – secrétaire CFH-AIH
DANONE – vice-président CFH-AIH
EDREE – trésorier CFH-AIH
secrétaire adjoint CFH-AIH
AEAG – trésorier-adjoint CFH-AIH
MEEDDM Direction de l'Eau et de la Biodiversité
DRIEE Ile de France – vice-présidente CFH-AIH

Parrainages

Agence de l'Eau Adour-Garonne
BRGM
MEEDDM
Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques







LA DCE 10 ANS APRES : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines. Avancées techniques et scientifiques

Le colloque a trois principaux objectifs :

- **faire un état des avancées** sur la connaissance des aquifères et de leur fonctionnement, la mise en valeur, la gestion et la protection des eaux souterraines ;
- présenter les **principales actions** en terme de surveillance et de protection mises en place pour atteindre les objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau, discuter de l'intégration des enjeux socio-économiques et identifier les synergies des différentes politiques actuelles ;
- **proposer le cas échéant des orientations ou des actions** destinées à infléchir certains des éventuels points faibles ou lacunes de connaissances ; identifier les opportunités offertes par la mise en œuvre de la DCE, tant au niveau national que local, depuis le domaine de la recherche jusqu'à celui des bureaux d'étude, en passant par les opérations de Service Public.

Le colloque s'articule autour de communications orales, de sessions posters et d'une table ronde.

La journée du 27 novembre est consacrée à des visites de terrain.

Comité scientifique

Ariane BLUM
Bernard BLAVOUX
Ghislain DE MARSILY
Laetitia GUILLOTIN
Christian JOURDAN
Philippe QUEVAUVILLER
Jean-Pierre REBILLARD
Jean-Pierre RIVAUD
Catherine TRUFFERT

BRGM service EAU
Université d'Avignon – président CFH-AIH
Univ. Paris VI – vice-président CFH-AIH
Min. Santé - Direction Générale de la Santé
ONEMA - DSIE
Univ. Bruxelles, VUB - Dept. Hydrologie
Agence de l'Eau Adour-Garonne
MEEDDM Direction de l'Eau et de la Biodiversité
BRGM Direction de la Recherche







**LA DCE 10 ANS APRES :
une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines.
Avancées techniques et scientifiques**

PROGRAMME DES JOURNEES TECHNIQUES

Jeudi 25 Novembre 2010

Agence de l'Eau Adour-Garonne
90 rue du Férétra
31078 TOULOUSE CEDEX 4

www.eau-adour-garonne.fr/page.asp?page=1206

14h00

Session du comité H2i « Hydrogéologie, Hydrologie, Isotopes »

Le thème prévu pour cette session est :

« **Outils isotopiques en appui à la mise en oeuvre de la DCE** ».

Mot de bienvenue du Président d'H2i et du CFH et bilan de l'année du groupe H2i

14h15 - Les isotopes dans la DCE – présentation

14h20 - Relations nappe-rivière dans le bassin de la Garonne : apport des études isotopiques – **Luc Lambs**, *Laboratoire « dynamique de la biodiversité », Université Toulouse III*

14h40 – Exemples d'utilisation des outils isotopiques pour l'étude des relations nappes-rivières - E. **Petelet-Giraud**, *Service EAU/Qualité de l'eau, BRGM Orléans*

15h10 - Apport de la datation des eaux souterraines dans les études en lien avec la DCE : méthodologie et exemples. *V. Vergnaud, L. Aquilina, T. Labasque et H. Pauwels. Univ Géosciences Rennes*

15h40 - Détermination des origines des pollutions azotées dans les hydrosystèmes : apport de la biogéochimie isotopique. **M. Sebilo**, *Université Pierre et Marie Curie, Paris*

16h10 – Recherche de l'origine de la minéralisation dans l'aquifère Eocène. Cas de la zone minéralisée de l'Entre Deux mers. Fond géochimique naturel élevé



en sulfate et fluor – **E. Malcuit**, Thèse *Université de Bordeaux 3* et *BRGM*

16h40 – Discussion, débat

17h00 - fin

18h00

Assemblée générale du CFH





Vendredi 26 novembre 2010

Campus de l'Institut Aérospatial et Spatial
23 avenue Edouard Belin
31000 TOULOUSE

www.campus-ias.fr/index.php?page=plan-d-acces

08h15 Accueil des participants

09h00 **Ouverture du Colloque**

- Représentants officiels et partenaires
- Bernard BLAVOUX, *Président du Comité français de l'AIH*

09h15 **Conférences introductives - Les Eaux Souterraines et les exigences de la DCE**

Philippe Quevauviller (Université de Bruxelles, VUB - Dept. Hydrologie) - Du programme d'actions de 1996 sur les eaux souterraines à la directive de 2006 : évolution et exigences de la législation européenne.

Véronique Perrier (MEEDDM/DEB) – Directive Cadre sur l'Eau ou comment traduire une directive à tous les échelons nationaux.

10h00 – 10h45 **Session 1 – Délimitation et caractérisation des aquifères (fonctionnement hydrodynamique et hydrochimique, impacts des activités humaines)**

Président de séance : Ghislain de Marsily CFH, Univ. Paris VI

Susanne Schomburgk (BRGM) - D'une approche conceptuelle des masses d'eau à une approche physique des systèmes aquifères et de leurs relations spatiales ; exemple de BDLISA en région Centre.

Francis Bichot (BRGM) - Estimer des volumes prélevables dans les aquifères : une nécessité dans une politique de gestion équilibrée d'un hydrosystème.

Nicolas Pedron (BRGM) - Utilisation du MOdèle hydrodynamique Nord Aquitain (MONA) pour appuyer la définition des volumes prélevables dans les aquifères profonds du Nord du Bassin aquitain.

10h45-11h15 **Introduction de la session POSTERS - Pause café**





11h15-12h

Session 1 - suite

Olivier Douez (BRGM) - Apports des modèles hydrodynamiques régionaux pour contribuer à la gestion des ressources en eaux souterraines – exemple du modèle Jurassique du Poitou-Charentes pour le Marais Poitevin.

Francis Bichot (BRGM) - Utilisation du logiciel TEMPO pour l'estimation des volumes prélevables. Analyse des chroniques piézométriques et hydrologiques avec le logiciel TEMPO pour la gestion des prélèvements en nappe en Poitou-Charentes.

Luc Aquilina (Université Rennes1) - Outils de connaissance de la ressource en eau dans les milieux de socle – expériences de suivi d'aquifères bretons.

12h00-12h45

Session 2 – Réseaux de surveillance, mise à disposition de la connaissance

Président de séance : Christian Jourdan ONEMA

Christian Jourdan (ONEMA) - Vers une organisation optimisée des données sur l'Eau en France. Le Schéma National des Données sur l'Eau, la connaissance au service de la politique publique de l'eau.

Isabelle Fournier (Agence de l'Eau Adour-Garonne) & Laurence Chery (BRGM) - Un accès facilité à la donnée et un effort partagé de la surveillance du niveau national au niveau local.

12h45 - 13h15

Remise du Prix Castany

13h15 - 14h30

Déjeuner sur place

14h30-15h15

Session 2 - suite

Ariane Blum et al. (BRGM) - Surveillance du niveau et de la qualité des eaux souterraines en France. Bilan de plusieurs décennies de surveillance et perspectives.

Ronald Kozel (Office Fédéral Environnement – Suisse) - Observation des eaux souterraines à l'extérieur du cadre de la DCE : démarche et résultats de NAQUA en Suisse.

15h15-15h45

Session 3 – Prévention, protection, programme d'actions, approche socio-économique

Président de séance : Philippe Quevauviller Université de Bruxelles





Stéphane Robichon (Agence de l'Eau Adour-Garonne & Sarah Feuillet Le Gall (Agence de l'Eau Seine-Normandie) - Quel rôle pour l'économie dans la Directive Cadre sur l'eau ?

15h45-16h15 **Session POSTERS - Pause café**

16h15-17h45 **Session 3 – suite**

Stéphane Grange (GINGER Env.) & al. - Application de la méthodologie BRGM pour l'étude des BAC des captages prioritaires de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne.

Serge Ramon (retraité, Agence de l'Eau Rhin-Meuse) - Reconquérir les eaux souterraines : quelques cas remarquables dans le bassin Rhin-Meuse.

Julie Paillé (Suez Env.) & al. - Nitrascope, un outil de gestion des pollutions des eaux souterraines par les nitrates.

Gaela Le Béhec (Syndicat Basse Vallée de l'Ain) & al. – Gestion qualitative et quantitative de la ressource en eau - SAGE de la Basse Vallée de l'Ain.

17h45 -18h30 **Table ronde (avec participation des congressistes) : Quels enseignements après 10 ans de mise en œuvre de la DCE ?**

Animateur : Xavier Marly DREAL de bassin Rhin Meuse

- Synthèse des résultats communiqués par la France à l'Union européenne, et comparaison avec les éléments produits par les autres pays de l'UE.
- En quoi et comment la DCE a orienté, modifié ou créé de l'activité pour les différents professionnels qui composent le CFH : services et établissements publics gestionnaires, universitaires et organismes de recherche, bureaux d'étude ?
- Que peut-on prévoir aujourd'hui sur ce sujet en termes d'activité pour le court et moyen terme pour ces différentes catégories de professionnels ?
- Quelles sont les attentes de chacun à ce propos ? (thèmes d'étude à investiguer, besoin de synthèses et de décodage...)
- Les dernières actualités sur le sujet

18h30 **Fin de la journée technique**







**LA DCE 10 ANS APRES :
une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines.
Avancées techniques et scientifiques**

TABLE DES MATIERES

Conférences introductives	Page
Conférences introductives - Les Eaux Souterraines et les exigences de la DCE	15
<i>Philippe Quevauviller (Université de Bruxelles, VUB - Dept. Hydrologie)</i> Du programme d'actions de 1996 sur les eaux souterraines à la directive de 2006 : évolution et exigences de la législation européenne.	17
<i>Claire Grisez, Alain Paillou, Marie-Christine Moulis (MEEDDM/DEB) - La DCE : ou comment traduire une directive européenne à tous les échelons nationaux.</i>	29
Session 1 – Délimitation et caractérisation des aquifères (fonctionnement hydrodynamique et hydrochimique, impacts des activités humaines)	41
<i>Susanne Schomburgk & Vincent Mardhel (BRGM) – D'une approche conceptuelle des masses d'eau à une approche physique des systèmes aquifères et de leurs relations spatiales".</i>	43
<i>Nicolas.Pedron (BRGM) - Utilisation du MOdèle hydrodynamique Nord Aquitain (MONA) pour appuyer la définition des volumes prélevables dans les aquifères profonds du Nord du Bassin aquitain.</i>	55
<i>Olivier Douez (BRGM) – Apports des modèles hydrodynamiques régionaux pour contribuer à la gestion des ressources en eaux souterraines – exemple du modèle Jurassique du Poitou-Charentes pour le Marais Poitevin</i>	69
<i>Francis Bichot (BRGM) – Utilisation du logiciel TEMPO pour l'estimation des volumes prélevables.</i>	83
<i>Luc Aquilina (Univ. Rennes1) - Outils de connaissance de la ressource en eau dans les milieux de socle – expériences de suivi d'aquifères bretons.</i>	93
Session 2 – Réseaux de surveillance, mise à disposition de la connaissance	101
<i>Christian Jourdan (ONEMA) – Vers une organisation optimisée des données sur l'Eau</i>	103



en France. Le Schéma National des Données sur l'Eau, la connaissance au service de la politique publique de l'eau.	
<i>Laurence Chery (BRGM) & Isabelle Fournier (Agence de l'Eau Adour-Garonne) – Un accès facilité à la donnée et un effort partagé de la surveillance du niveau national au niveau local.</i>	113
<i>Ariane Blum et al. (BRGM) - Surveillance du niveau et de la qualité des eaux souterraines en France. Bilan de plusieurs décennies de surveillance et perspectives.</i>	127
<i>Ronald Kozel (Office Fédéral Environnement – Suisse) - Observation des eaux souterraines à l'extérieur du cadre de la DCE : démarche et résultats de NAQUA en Suisse.</i>	139
Session 3 – Prévention, protection, programme d'actions, approche socio-économique	143
<i>Stéphane Robichon (Agence de l'Eau Adour-Garonne & Sarah Feuillet Le Gall (Agence de l'Eau Seine-Normandie)- Quel rôle pour l'économie dans la Directive Cadre sur l'eau ?</i>	145
<i>Stéphane Grange (GINGER Env.) & al. - Application de la méthodologie BRGM pour l'étude des BAC des captages prioritaires de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne.</i>	153
<i>Serge Ramon (retraité, Agence de l'Eau Rhin-Meuse) - Reconquérir les eaux souterraines : quelques cas remarquables dans le bassin Rhin-Meuse.</i>	167
<i>Julie Paillé (Suez Env.) & al. - Nitrascope, un outil de gestion des pollutions des eaux souterraines par les nitrates.</i>	173
<i>Gaela Le Béhec (Syndicat Basse Vallée de l'Ain) & al. – Gestion qualitative et quantitative de la ressource en eau - SAGE de la Basse Vallée de l'Ain.</i>	185



POSTERS	197
<i>J. Lions, A. Brenot, L. Chery, B. Aunay, A. Dumon, M. Parizot, B. Vittecoq</i> - Identification et cartographie des zones à risque élevé pour la présence d'éléments traces dans les eaux : moteur de connaissance de la qualité des eaux dans les DOM	199
<i>S. Bellier, P. Viennot, E. Ledoux, C. Schott, P. Péré</i> - Modélisation des pollutions diffuses (pesticides, nitrates) dans la nappe des calcaires de Champigny	203
<i>M. Kedziorek, A. Bourg</i> - Effet filtre des berges, un système dynamique en termes de biogéochimie et hydrogéologie : évolution spatiale des zones réduites dans un aquifère alluvial	209
<i>E. Malcuit, Ph. Negrel, E. Petelet-Giraud, O. Atteia, M. Franceschi, S. Schmidt</i> - La "Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers" : Caractérisation hydrogéologique, géochimique et isotopique - CARISMEAU 2.	215
<i>Th. Constant, G. Py, M. Pasquet, A. Poupart</i> - La modélisation des flux de nitrates par lixiviation sous parcelles agricoles: un outil de diagnostic et de gestion dans le cadre des études de Bassin d'Alimentation de Captage	227
<i>O. Kheddoum</i> - Amélioration de la fiabilité quantitative du modèle mathématique par calage en régime transitoire de la nappe alluviale de l'oued Mzi (partie orientale de Djebel Amour méridional Laghouat, Algérie)	245
<i>J. Riss, F. Rey, C. Sirieix, J.F. Lataste, F. Prétou, M. Frappa</i> - Délimitation d'un bassin versant par tomographie de résistivité électrique. Le cas de la Fontaine d'Orbe (Pyrénées Atlantiques)	255
<i>S. Rouquet, P. Lachassagne, E. Ledoux</i> - Développement, dans le cadre du système hydrominéral de Volvic, d'un outil de modélisation intégré (eaux de surface et eaux souterraines) destiné à la mise en œuvre de la DCE dans des contextes de moyenne montagne à fort couvert forestier	269
<i>V. Vergnaud, M. Freslon, J. Bodin</i> - Estimation des tendances : apport de la datation des eaux souterraines, exemple	279





**LA DCE 10 ANS APRES :
une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines.
Avancées techniques et scientifiques**

**Dix septièmes Journées Techniques du Comité Français
de l'Association Internationale des Hydrogéologues**

**25-27 novembre 2010
CIAS, Toulouse, France
www.cfh-aih.fr/toulouse2010**

CONFERENCES INTRODUCTIVES

Les Eaux Souterraines et les exigences de la DCE





Du programme d'action de 1996 sur les eaux souterraines à la directive de 2006 : évolution et exigences de la législation européenne

Philippe Quevauviller^(1,2)

(1) Vrije Universiteit Brussel (VUB), Dept. Hydrologie (IUPWARE);

(2) Commission européenne, Direction Générale de la Recherche
philippe.quevauviller@ec.europa.eu

I. INTRODUCTION

Jusqu'à peu, l'intérêt accordé aux eaux souterraines était lié à leur utilisation pour l'alimentation en eau potable (environ 75 % des habitants de l'Union Européenne –UE- dépendent des eaux souterraines pour leur approvisionnement en eau), et au fait qu'elles constituent aussi une ressource importante pour l'industrie (comme eaux de refroidissement) et l'agriculture (irrigation). Cependant, il est de plus en plus évident que les eaux souterraines ne doivent pas être uniquement considérées comme un réservoir d'alimentation en eau, mais qu'elles doivent aussi être protégées pour leur valeur environnementale. Les eaux souterraines jouent un rôle essentiel dans le cycle hydrologique et sont capitales car elles maintiennent les zones humides et les débits des cours d'eau, et ont aussi un rôle de tampon lors des périodes sèches. En d'autres termes, elles assurent l'écoulement de base (à savoir l'eau alimentant les rivières pendant toute l'année) des systèmes hydrauliques de surface, dont beaucoup sont employés pour la fourniture d'eau et les loisirs. Dans de nombreuses rivières d'Europe, plus de 50 % du débit annuel provient des eaux souterraines. Durant les périodes d'étiage, ce chiffre peut s'élever à plus de 90 % et en conséquence, la détérioration des eaux souterraines peut affecter directement les eaux de surface correspondantes et les écosystèmes terrestres.

Puisque les eaux souterraines se déplacent lentement à travers le sous-sol, l'impact des activités anthropiques peut durer longtemps. Ceci signifie qu'une pollution survenue il y a des décennies – qu'elle provienne de l'agriculture, de l'industrie ou d'autres activités humaines – peut encore menacer aujourd'hui la qualité des eaux souterraines et, dans certains cas, continuera ainsi pendant plusieurs générations. L'héritage du passé est clairement visible sur des sites contaminés à grande échelle, par exemple des sites industriels ou des zones portuaires, où il peut être difficile voire impossible d'éliminer rapidement cette contamination par une technologie de pointe et un usage équilibré des fonds publics et/ou privés. De plus, l'expérience de la dépollution au cours des 20 dernières années a démontré que les mesures prises ont, dans la plupart des cas, été incapables de supprimer complètement tous les produits contaminants, et les sources de polluants, même si elles sont éliminées partiellement, continuent de libérer des polluants pendant longtemps (à savoir sur plusieurs générations). Par conséquent, il convient de mener des efforts importants sur la prévention de la pollution. Par ailleurs, puisque les systèmes de surface reçoivent les eaux souterraines, la qualité de celles-ci se reflètera au bout du compte dans la qualité des eaux de surface. En d'autres termes, l'impact de l'activité humaine sur la qualité des eaux souterraines aura finalement un impact sur la qualité des écosystèmes aquatiques associés et des écosystèmes terrestres directement dépendants si des réactions d'atténuation naturelle telles que la biodégradation dans le sous-sol sont insuffisantes pour supprimer les contaminants.

Au bout du compte, les eaux souterraines sont une « ressource cachée » quantitativement bien plus importante que les eaux de surface et [1] pour lesquelles la prévention, le contrôle et la restauration de la pollution sont plus difficiles que pour les eaux de surface en raison de leur inaccessibilité. Du fait de leur

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

caractère « caché », il est difficile de situer, de caractériser et de comprendre correctement les impacts de la pollution. Cette particularité appelle à la mise en œuvre d'outils législatifs spécifiques pour la protection des eaux souterraines contre la pollution, ce qui est en partie couvert par la Directive Cadre sur l'eau et sa "directive fille", objet de cette communication.

II. BREF APERÇU HISTORIQUE DE LA LÉGISLATION

Le cadre réglementaire de l'UE pour les eaux souterraines a vu le jour à la fin des années 70 avec l'adoption de la Directive sur la protection des eaux souterraines contre la pollution causée par certaines substances dangereuses¹. Cette Directive fournit un cadre pour la protection des eaux souterraines, et exige que les états membres prennent toutes les mesures nécessaires pour empêcher l'introduction de polluants hautement prioritaires dans les eaux souterraines et limiter l'introduction dans ces dernières d'autres polluants, afin d'éviter la pollution de ces eaux par ces substances. Elle sera abrogée en 2013 par la Directive-cadre sur l'eau. Elle demeurera l'un des instruments législatifs européens en vigueur pour la prévention ou la limitation de la pollution jusqu'à cette date, puis sera relayée par la nouvelle Directive Eaux souterraines (cf. paragraphe III).

II. 1 Programme d'action pour les eaux souterraines

La déclaration du Séminaire Ministériel sur les eaux souterraines tenu à La Haye en 1991 a reconnu le besoin d'actions supplémentaires afin d'éviter une détérioration à long terme de la qualité et de la quantité des ressources en eaux douces. Il a demandé un programme d'actions à mettre en œuvre d'ici l'An 2000 afin de promouvoir la gestion durable et la protection des ressources en eau douce. Les résolutions du Conseil de 1992 et 1995 ont recommandé la mise en œuvre d'un programme d'action et la révision de la Directive Eaux souterraines. Ceci fut suivi d'une proposition portant sur un programme d'action sur la Protection et la Gestion intégrées des eaux souterraines [1], adopté par la Commission européenne le 25 novembre 1996. La proposition identifiait la nécessité d'établir des procédures de réglementation des prélèvements d'eau douce et de contrôle de la qualité et de la quantité des eaux douces². Le Parlement Européen et le Conseil demandèrent ensuite à la Commission d'établir un cadre pour une politique européenne de l'eau. Cette demande donna le jour à la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE) adoptée en octobre 2000³. Outre la protection des eaux souterraines en tant que ressources servant pour de multiples usages, la DCE établit pour la première fois que les eaux souterraines doivent être protégées en raison de leur valeur environnementale. Dans ce contexte, la DCE a fait la promotion d'un cadre législatif exigeant en établissant des objectifs environnementaux pour toutes les eaux – de surface, côtières, de transition, et souterraines – à satisfaire d'ici fin 2015. Cette composante moderne de la législation européenne établit des objectifs clairs mais accorde une flexibilité de mise en œuvre aux Etats-Membres. Elle repose sur des étapes critiques, telles que l'évaluation des risques de pressions et des impacts anthropiques, l'élaboration des programmes de surveillance, l'élaboration de plans de gestion de bassin hydrographique (le premier devant être publié en 2009) et la conception et la mise en œuvre de programmes de mesures. Les eaux souterraines sont l'une des composantes essentielles de la DCE se concentrant, dans leur cas, sur des objectifs d'état quantitatif et chimique. Les objectifs relatifs aux eaux de surface concernent leur état écologique et chimique. Les objectifs d'état quantitatif de la DCE sont clairs. Ils visent à garantir un équilibre entre les prélèvements et la recharge des nappes souterraines, mais les critères d'état chimique sont plus complexes et n'étaient pas totalement résolus au moment de l'adoption de la DCE. Le Parlement européen et le Conseil ont en conséquence demandé que la Commission développe une proposition de directive « fille » clarifiant les critères d'un bon état chimique et des spécifications relatives à l'identification et à l'inversion des tendances de pollution. Cette nouvelle Directive Eaux souterraines fut adoptée en décembre 2006⁴.

¹ Directive 80/68/CEE, JO L20 du 26.01.1980

² COM 1996/0355

³ Directive 2000/60/CE, JO L327 du 23.10.2000

⁴ Directive 2006/118/CE, JO L372 du 12.12.2006

II. 2 Les eaux souterraines dans la Directive Cadre sur l'eau

Les composantes de la Directive-Cadre sur l'Eau traitant des eaux souterraines couvrent plusieurs étapes différentes permettant d'atteindre un bon état (quantitatif et chimique) d'ici 2015. Elles demandent aux Etats-Membres de :

- Définir et de caractériser les masses d'eau souterraine (unités de gestion) au sein des districts hydrographiques devant être rapportées à la Commission Européenne. Cette caractérisation repose sur une compréhension des systèmes, particulièrement la connaissance des forces motrices (D), pressions (P), de l'état (E), des impacts (I) et des réponses (R) constituant la dorsale de la planification de la gestion des bassins versants (figure 1). Elle implique l'analyse des pressions et des impacts de l'activité humaine sur la qualité des eaux souterraines, avec pour objectif d'identifier les masses d'eau souterraine risquant de ne pas satisfaire aux objectifs environnementaux de la DCE. Cette évaluation porte sur les risques liés aux usages de l'eau et aux interactions avec les écosystèmes aquatiques ou terrestres associés, en rapport avec les types de pression et la vulnérabilité des aquifères (figure 2). Les Etats-Membres ont dû réaliser cette classification entre 2004 et 2005 et transmettre les résultats à la Commission Européenne. Un rapport synthétisant les rapports des Etats-Membres a été préparé par la Commission européenne et publié en mars 2007⁵.

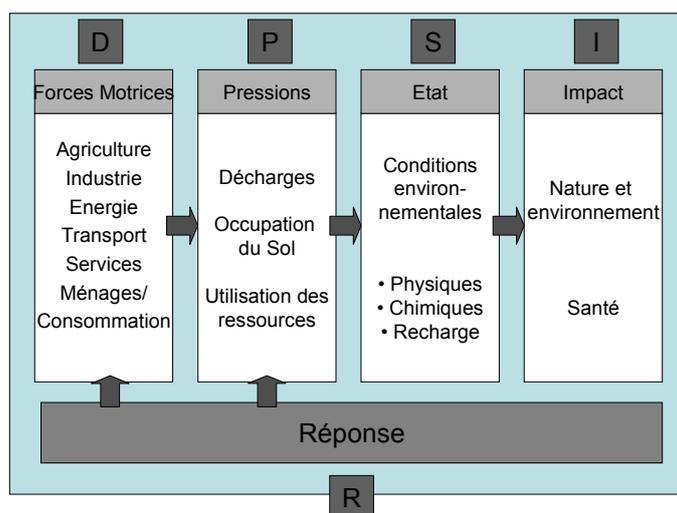


Figure 1 – Le principe DPSIR

- Etablir un ou plusieurs registres des zones protégées dans chaque bassin hydrographique, composés des zones bénéficiant d'une protection spéciale pour les masses d'eau souterraine ou de surface et pour les habitats et espèces directement dépendants de l'eau. Les registres doivent inclure quasiment toutes les zones utilisées pour l'alimentation en eau potable et toutes les zones établies dans le cadre des directives suivantes : la Directive concernant la qualité des eaux de baignade⁶, les zones vulnérables visées par la Directive Nitrates⁷, les zones sensibles visées par la Directive relative au traitement des eaux urbaines résiduaires⁸, et les zones désignées pour la protection des habitats et des espèces y compris les sites Natura 2000 désignés par les Directives Habitats⁹ et Oiseaux sauvages¹⁰. Les registres doivent être contrôlés en fonction des mises à jour du plan de gestion de bassin hydrographique.

⁵ Rapport de la Commission sur la Directive-Cadre sur l'Eau, mars 2007

⁶ Directive 76/160/CEE, JO L31 du 5.02.1976

⁷ Directive 91/676/CEE, JO L375 du 31.12.1991

⁸ Directive 91/271/CEE, JO L135 du 30.05.1991

⁹ Directive 92/43/CEE, JO L206 du 22.07.1992

¹⁰ Directive 79/409/CEE, JO L103 du 25.04.1979

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

- Etablir une surveillance des eaux souterraines reposant sur les résultats de la caractérisation et de l'évaluation des risques afin de fournir un aperçu global de l'état chimique et quantitatif des eaux souterraines. Les Etats-Membres devaient concevoir un programme de surveillance devant être opérationnel fin 2006.
- Produire un plan de gestion de bassin hydrographique pour chaque district hydrographique devant notamment inclure une description générale des caractéristiques du district hydrographique, un récapitulatif des pressions et des impacts de l'activité humaine sur l'état des eaux souterraines, une présentation des résultats de la surveillance sous forme de carte, une liste des objectifs environnementaux fixés pour les eaux de surface, les eaux souterraines et les zones protégées, un résumé de l'analyse économique de l'utilisation de l'eau, un résumé des programmes de mesures adoptés pour réaliser les objectifs environnementaux précédemment définis. Le premier plan de gestion devrait être publié fin 2009. Une révision est prévue pour fin 2015 et tous les six ans ensuite.

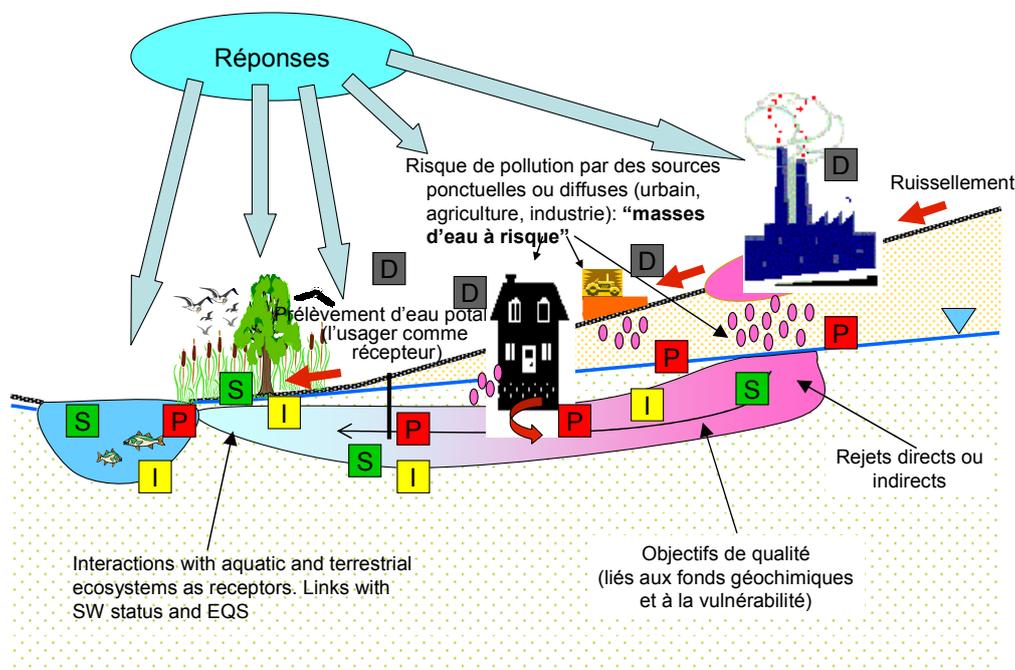


Figure 2 – Principales forces motrices (D) et pressions (P) affectant les eaux souterraines. L'état (S) et les impacts (I) concernent à la fois la ressource en eau souterraine et les écosystèmes aquatiques et terrestres dépendants. Les réponses (R) sont les programmes d'actions de législations européennes pertinentes (en premier lieu le programme de mesures de la Directive Cadre sur l'eau)

- Prendre en compte d'ici 2010 le principe de récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau conformément au principe du « pollueur-payeur ».
- Concevoir d'ici 2009 un programme de mesures permettant d'atteindre les objectifs environnementaux de la DCE (par exemple, contrôle des prélèvements, mesures destinées à prévenir ou contrôler les rejets de polluants) devant être opérationnel d'ici fin 2012. Les mesures de base incluent, en particulier, les contrôles des captages dans les eaux souterraines et de surface, des contrôles (avec autorisation préalable) de la recharge ou de l'augmentation artificielle des masses d'eau souterraine (à condition que ceci ne compromette pas la réalisation des objectifs environnementaux). Les rejets des sources ponctuelles ou des sources diffuses

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

susceptibles de provoquer une pollution sont également réglementés par des mesures de base. Les rejets directs de polluants dans les eaux souterraines sont interdits et sont soumis à une série de dispositions listées à l'article 11 de la DCE. Le programme de mesures doit être revu et si nécessaire actualisé d'ici 2015 puis tous les six ans. La figure 3 résume les principales mesures de base et complémentaires couvertes par la DCE.

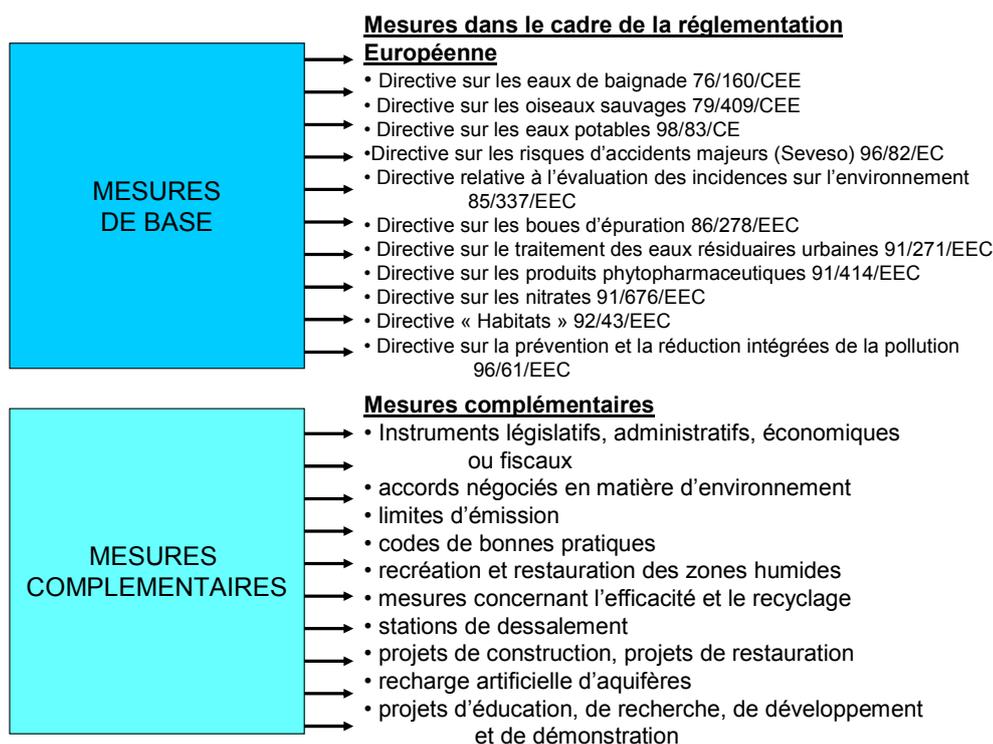


Figure 3 – Principales mesures de base et complémentaires couvertes par la DCE (directement pertinentes pour les eaux souterraines)

II. 3 Autres composantes de la législation

Les lois édictées pour protéger les eaux souterraines contre la pollution et la détérioration font partie d'un cadre réglementaire plus large qui trouve ses origines dans les années 90. Le concept de protection des eaux souterraines traité par différents textes législatifs est désormais totalement intégré dans les mesures de base de la Directive-Cadre sur l'Eau³. Les différents instruments juridiques sont directement associés à la Directive-Cadre sur l'Eau et à la nouvelle Directive sur les Eaux Souterraines. Elles font partie d'un train de mesures devant être opérationnelles pour atteindre l'objectif de « bon état environnemental » d'ici fin 2015. Elles cherchent toutes à prévenir ou à limiter le rejet de polluants dans les eaux souterraines. Voici leurs principales caractéristiques :

- La **Directive Nitrates**⁷ vise à réduire et à prévenir la pollution des eaux causée par les nitrates d'origine agricole. Elle exige des Etats-Membres qu'ils désignent les zones vulnérables dans toutes les terres connues dans leurs territoires qui drainent les eaux – y compris les eaux souterraines – qui sont, ou sont susceptibles d'être affectées par la pollution par les nitrates. Ces eaux sont celles, entres autres, qui ont une concentration en nitrates supérieure à 50 mg/l ou susceptibles de contenir de telles concentrations si des mesures ne sont pas prises. A cet égard, le lien avec la politique sur les eaux souterraines est clair, à savoir que les concentrations en nitrates des eaux souterraines ne doivent pas dépasser la valeur de 50 mg/l. La mise en œuvre de programmes d'action conformes à la Directive Nitrates est l'une des mesures fondamentales de

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

la Directive Cadre sur l'Eau (annexe VI) tout comme le mécanisme d'inversion des tendances de pollution aux nitrates en vertu de la Directive Eaux Souterraines (annexe IV, partie B).

- La **Directive Eaux résiduaires urbaines**⁸ vise à protéger l'environnement des effets indésirables des rejets des eaux résiduaires urbaines et des eaux résiduaires de certains secteurs industriels. Une identification des « zones sensibles » doit être réalisée en recensant les eaux douces, les estuaires ou les eaux côtières eutrophes, les lacs et cours d'eau alimentant des lacs/réservoirs présentant un faible échange d'eau, et des eaux douces de surface destinées à l'eau potable présentant des concentrations en nitrates supérieures à 50 mg/l. En obligeant les états membres à prévenir ou limiter les afflux de polluants (dont ceux d'origine urbaine) dans le milieu, cette directive participe indirectement à la protection des eaux souterraines
- La **Directive concernant les produits phytopharmaceutiques**¹¹ et la **Directive sur les produits biocides**¹² concerne l'autorisation, la mise sur le marché, l'utilisation et le contrôle au sein de l'Union Européenne de produits phytopharmaceutiques commerciaux et de produits biocides tels que les pesticides, les herbicides ou les fongicides. Concernant les eaux souterraines, l'autorisation n'est accordée que si les produits n'ont aucun effet nuisible sur la santé humaine ou sur les eaux souterraines, et n'ont aucun effet indésirable sur l'environnement, particulièrement sur la contamination de l'eau, y compris l'eau potable et les eaux souterraines. La nouvelle Directive Eaux souterraines⁴ fixe des concentrations autorisées maximales dans les eaux souterraines qui constituent les normes de qualité pour les pesticides.
- La **Directive relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution (IPPC)**¹³ expose des mesures conçues pour prévenir ou réduire la pollution de l'air, de l'eau, ou du sol. Cette directive s'applique à un nombre significatif d'activités principalement industrielles ayant un fort potentiel polluant comme le secteur énergétique, la production et la transformation des métaux, l'industrie minière et chimique, les installations de gestion des déchets, de production alimentaire et les activités non industrielles telles l'élevage de bétail. Elle établit des dispositions relatives à la délivrance de permis pour des installations existantes et nouvelles. Les permis incluent des exigences garantissant la protection des sols et des eaux souterraines et fixent des limites d'émission pour les polluants. Cette directive, comme les autres citées dans le présent paragraphe, fait partie des mesures fondamentales de la DCE.
- La **Directive sur la mise en décharge des déchets**¹⁴ vise à prévenir ou à réduire les effets négatifs des déchets sur l'environnement, y compris sur les eaux souterraines. Comme la directive IPPC, la Directive sur la mise en décharge des déchets fixe des dispositions de délivrance de permis reposant sur de nombreuses conditions incluant des études d'évaluation d'impact, et fait partie des mesures fondamentales de la DCE. Pour chaque site, les eaux souterraines, les conditions géologiques et hydrogéologiques de la zone doivent être identifiées. Les sites doivent être conçus afin de prévenir la pénétration des eaux souterraines dans les décharges, pour collecter et traiter l'eau et les lixiviats de décharge contaminés, et prévenir la pollution des sols, des eaux souterraines ou des eaux de surface en utilisant des précautions techniques appropriées comme les barrières géologiques et les revêtements de base étanche. La directive fixe des critères pour l'évaluation des risques liés aux déchets et leur acceptation en tenant compte de la protection de l'environnement proche, y compris les eaux souterraines.
- D'autres directives ont des liens indirects avec le cadre réglementaire sur les eaux souterraines. Elles incluent la **Directive-cadre relative aux déchets**¹⁵ qui exige que les déchets soient recouverts ou éliminés sans mettre en danger l'environnement et les eaux souterraines et la **Directive Produits de construction**¹⁶ qui édicte des dispositions réglementant les produits de construction pouvant menacer la santé des futurs occupants ou des voisins, suite à une pollution ou un empoisonnement de l'eau ou du sol.

¹¹ Directive 91/414/CEE, JO L230 du 19.08.1991

¹² Directive 98/8/CE, JO L123 du 24.04.1998

¹³ Directive 96/61/CEE, JO L257 du 10.10.1996

¹⁴ Directive 99/31/CE, JO L182 du 16.07.1999

¹⁵ Directive 2006/12/CE, OJ L102 du 11.04.2006

¹⁶ Directive 89/106/CE, OJ L40 du 11.02.1989

III. LA DIRECTIVE FILLE

III.1 Introduction générale

La nouvelle Directive Eaux Souterraines⁴ crée fixe des normes de qualité des eaux souterraines et introduit des mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines. La directive établit des critères de qualité prenant en compte les caractéristiques locales et permettant de réaliser d'autres améliorations sur la base de données de surveillance et de nouvelles connaissances scientifiques. Ainsi, la directive représente une réponse proportionnelle et scientifiquement fiable aux exigences de la Directive-Cadre de l'Eau (DCE) car elle porte sur les évaluations de l'état chimique des eaux souterraines, l'identification et l'inversion des tendances à la hausse significatives et durables des concentrations de polluants [2]. Les Etats-Membres devront établir les normes (valeurs-seuils) au niveau le plus approprié et prendre en compte les conditions locales ou régionales. Complétant la DCE, la Directive Eaux souterraines exige que :

- ✓ Des valeurs-seuils pour les eaux souterraines (normes de qualité) soient établies par les Etats-Membres d'ici fin 2008 ;
- ✓ Des études des tendances de pollution soient menées à l'aide de données existantes et de données de surveillance rendues obligatoires par la DCE (en s'appuyant sur les données de la « valeur initiale de l'identification » obtenues en 2007-2008) ;
- ✓ Les tendances de pollution soient inversées de sorte que les objectifs environnementaux soient atteints d'ici 2015 à l'aide des mesures exposées dans la DCE ;
- ✓ Les mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines doivent être opérationnelles de sorte que les objectifs environnementaux de la DCE puissent être atteints d'ici 2015 ;
- ✓ Des révisions des dispositions techniques de la directive doivent être effectuées en 2013 et tous les six ans après ;
- ✓ La conformité avec les critères de bon état chimique (reposant sur les normes européennes relatives aux nitrates et aux pesticides et sur les valeurs-seuils fixées par les Etats-Membres) doit être atteinte d'ici fin 2015.

III.2 Bon état chimique

La DCE donne la définition du bon état chimique. Dans ce contexte, le régime de conformité repose sur des objectifs de qualité (conformité avec les normes appropriées, pas d'intrusion saline) devant être atteints d'ici fin 2015. L'établissement de critères de bon état chimique a été l'un des éléments du mandat de l'article 17 de la DCE qui devait être fixé dans la nouvelle Directive sur les eaux souterraines. L'orientation choisie repose sur la conformité avec les normes de qualité des eaux souterraines dans toute l'UE (nitrates et pesticides) qui renforce les directives-parentes. Concernant d'autres polluants, l'adoption de valeurs numériques au niveau communautaire n'a pas été considérée comme une option viable, compte tenu de la haute variabilité naturelle des substances contenues dans les eaux souterraines (en fonction des conditions hydrologiques, des niveaux de fond géochimique, du cheminement des polluants, et des interactions avec différents compartiments de l'environnement). En outre, la gestion de la pollution des eaux souterraines doit se concentrer sur les risques réels identifiés par l'analyse des pressions et des impacts visés par l'article 5 de la DCE. Par conséquent, le régime de la nouvelle directive exige des Etats-Membres qu'ils établissent leurs propres normes de qualité des eaux souterraines (portant le nom de « valeurs-seuils »), en tenant compte de risques identifiés ainsi que de la liste des substances indiquée à l'annexe II de la directive. Des valeurs-seuils

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

doivent être fixées pour tous les polluants caractérisant les masses d'eau souterraine risquant de ne pas atteindre l'objectif de bon état chimique, ceci au niveau le plus approprié, au niveau national, au niveau de district hydrographique ou au niveau de la masse d'eau souterraine. La directive fournit des orientations générales sur la façon de fixer des valeurs-seuils (annexe II). Notons que la liste des valeurs-seuils établies par les Etats-membres est susceptible d'être régulièrement révisée dans le cadre de la planification de la gestion des bassins hydrographiques, ce qui peut entraîner la prise en compte de substances supplémentaires (si l'on identifie de nouveaux risques) ou la suppression de substances (si des risques précédemment identifiés n'existent plus). Concernant la conformité, l'évaluation reposera sur une comparaison des données de surveillance avec les valeurs guides numériques (normes de qualité pour les eaux souterraines dans toute l'UE et/ou valeurs-seuils). En principe, aucune masse d'eau souterraine ne sera autorisée à dépasser ces valeurs guides. Il est reconnu que les valeurs guides dépassées peuvent être dues à une pression locale (pollutions ponctuelles par exemple) ne mettant pas en danger l'état de la totalité de la masse d'eau souterraine concernée. Par conséquent, la directive donne la possibilité d'étudier les raisons du dépassement des valeurs et de décider de la classification de l'état chimique sur la base de risques réels pour la masse d'eau souterraine globale (à savoir les risques pour la santé humaine, les écosystèmes aquatiques associés ou les écosystèmes terrestres dépendants, et les usages et fonctions légitimes des eaux souterraines). Ceci signifie qu'il est possible que des valeurs guides soient dépassées du fait de pressions locales sans toutefois classer la masse d'eau souterraine en « état médiocre ». D'autres situations indiqueront qu'un ou plusieurs cas de dépassements des valeurs guides peuvent représenter une menace sérieuse pour une masse d'eau souterraine et entraîner ainsi une classification en « état médiocre ». Les décisions seront prises au cas par cas dans le cadre de la planification de la gestion des bassins hydrographiques de la DCE.

III. 3 Identification et inversion des tendances

Un autre élément couvert par l'article 17 de la DCE concerne l'identification et l'inversion des tendances à une hausse significative et durable de pollution. Il s'agit du second « pilier » de la nouvelle directive, qui stipule que de telles tendances devront être identifiées pour tout polluant caractérisant les eaux souterraines comme étant à risque (ceci est lié à l'analyse des pressions et des impacts menés dans le cadre de la DCE). Le problème de la « signification » est clarifié dans l'annexe IV de la directive. Il concerne une signification statistique (purement mathématique) et une signification environnementale, elle-même liée à des risques réels représentés par des tendances à la hausse identifiées. L'obligation d'inversion établit que toute tendance à la hausse significative et durable devra être inversée si elle atteint 75 % des valeurs des normes de qualité des eaux souterraines de l'UE et/ou les valeurs-seuils (figure 4). Cette règle de principe peut être adaptée en fonction des circonstances locales qui justifieront un pourcentage différent. En d'autres termes, des situations peuvent justifier une inversion des tendances lorsque les valeurs atteignent 50 % des normes (dans le cas d'une vulnérabilité supérieure des aquifères) tandis que des valeurs supérieures à 75 % pourraient être acceptées dans les cas où les risques de dépasser les normes de qualité sont improbables. Les inversions de tendances doivent être considérées / identifiées dans le programme de mesures de la DCE où les législations-parentes sont les outils de mise en œuvre garantissant des actions efficaces (par exemple, la Directive Nitrates, la Directive IPPC, etc.).

III. 4 Mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants

Il s'agit du troisième élément fondamental de la directive. Les mesures de prévention ou de limitation de l'introduction de polluants dans les eaux souterraines sont couvertes par la Directive Eaux souterraines existante²⁰. Elle contient des éléments désormais encadrés par d'autres directives telles que la Directive concernant la mise en décharge des déchets, qui la rend redondante sous certains aspects par rapport au train de mesures de la DCE. C'est pourquoi il a été décidé d'abroger cette directive en vertu de la DCE en 2013 (à savoir un an après l'entrée en vigueur des programmes de mesures). Mais certaines dispositions auraient été perdues sans un suivi approprié après l'abrogation de la directive, en particulier les exigences spécifiques de prévention des rejets de substances dangereuses dans les eaux souterraines et la limitation des rejets d'autres polluants. Par conséquent, la nouvelle directive inclut des exigences légales pour la prévention ou la limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines coïncidant avec les dispositions

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

existantes de l'ancienne directive et tout en respectant la DCE. Ceci implique que les mesures de prévention ou de limitation de la pollution dans le cadre de la directive fille sont celles établies par la DCE (devant être opérationnelles d'ici 2012). En aucun cas ceci ne signifie que rien ne doit être fait avant 2012, l'ancienne Directive Eaux Souterraines restant en place et d'autres législations-parentes restant applicables. Dans le cadre de la nouvelle directive, les dispositions de prévention et de limitation seront rationalisées et correspondront à la planification de la gestion de bassin hydrographique de la DCE. Ceci est étroitement lié aux besoins d'établissement de modèles conceptuels (figure 5) [1].

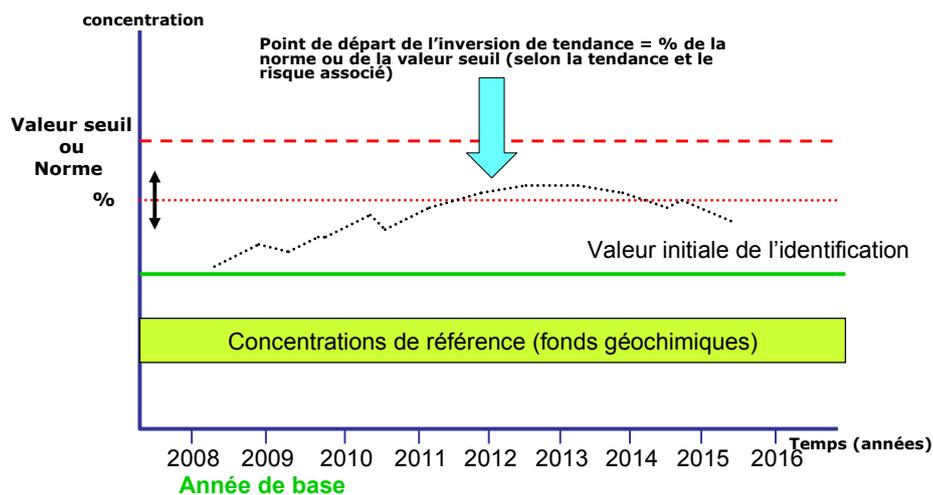


Figure 4 – Principe de l'identification et du renversement de tendances à la hausse significatives sur le plan statistique et environnemental

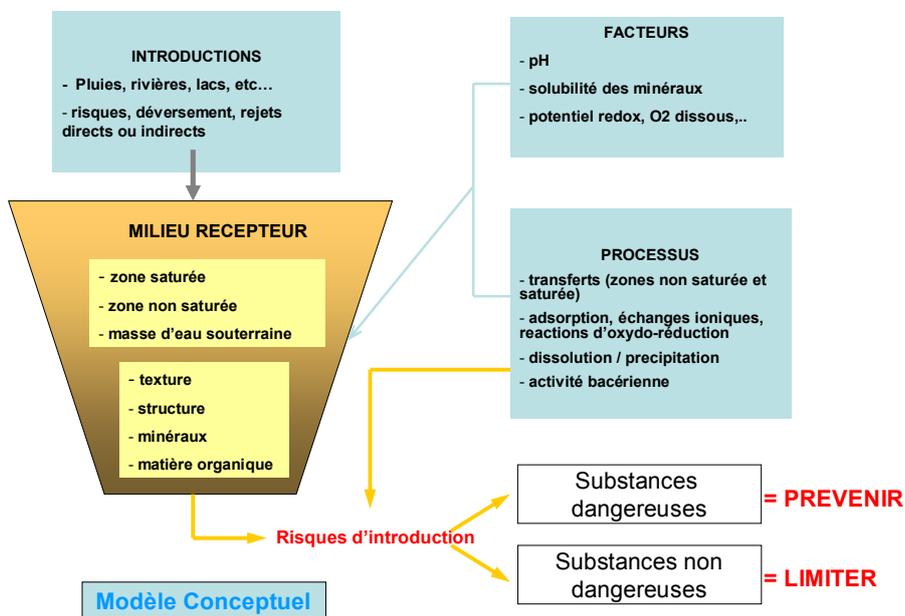


Figure 5 – Les dispositions de "prévention et limitation" liées à l'évaluation des risques d'introduction de polluants (et de la compréhension du système)

IV. VERS UNE MISE EN ŒUVRE EFFICACE

IV. 1 Etapes critiques de la DCE

La nouvelle Directive sur les eaux souterraines fait partie intégrante d'un cadre réglementaire complet représenté par la DCE. La réussite de sa mise en œuvre dépendra donc étroitement de la mise en œuvre efficace des composantes pertinentes de la DCE relatives aux eaux souterraines ainsi que des législations-parentes dans les secteurs agricole, industriel, urbain et des déchets. La série suivante d'étapes critiques de la DCE prépare la voie à d'autres étapes de mise en œuvre :

- Analyse des pressions et des impacts en vertu de l'article 5 de la DCE. Ceci a déjà été rapporté par les Etats-Membres et utilisé pour identifier les masses d'eau souterraine « à risque ». Cette analyse représente un élément-clé de la nouvelle directive car elle possède une implication directe sur l'établissement des valeurs-seuils et l'identification des tendances.
- Des programmes de surveillance ont été créés et rendus opérationnels fin 2006 sur la base de l'identification susmentionnée [3]. La collecte de données sera aussi d'une importance capitale pour affiner l'évaluation du risque, aidant ainsi à identifier clairement les substances devant être prises en compte par les Etats-Membres pour établir des valeurs-seuils.
- Le développement du premier plan de gestion de bassin hydrographique est à l'évidence une étape clé de la DCE, et donc pour les eaux souterraines. Les Etats-Membres développent actuellement le premier plan pour une consultation publique pour fin 2008 et qui sera publié fin 2009. Dans ce contexte, les programmes de mesures devront être conçus et opérationnels d'ici 2012 afin de répondre aux objectifs de bon état de la DCE d'ici 2015.

IV. 2 Etapes spécifiques de la nouvelle directive

Les étapes spécifiques de la nouvelle directive traitent de :

- L'établissement de nouvelles valeurs-seuils rapportées par les Etats-Membres pour la première fois fin 2008. Comme nous le soulignons plus bas, un haut degré de coopération est nécessaire pour garantir que les valeurs-seuils seront fixées d'une manière cohérente et comparable dans toute l'UE. Des actualisations des valeurs-seuils (substances considérées et valeurs) seront possibles dans le cadre du rapport du plan de gestion de bassin hydrographique.
- D'études des tendances reposant sur de nouvelles données de surveillance et sur des informations existantes. Les tendances identifiées devraient en principe être incluses dans le premier plan de gestion avec des mesures associées destinées à les inverser, si possible, mais il est reconnu qu'il pourrait être trop tôt (avec seulement deux années de données) pour garantir une telle communication de résultats. En pratique, ceci signifie que les tendances seraient susceptibles de n'être communiquées qu'à la fin du plan de gestion en 2015. Ceci n'implique pas que les mesures ne doivent pas être opérationnelles avant, puisqu'elles sont susceptibles d'avoir un effet positif sur les tendances des pollutions.
- Une autre étape spécifique concerne la révision de la directive en fonction des avancées scientifiques, prévue pour 2013.

IV. 3 Coopération sur la mise en œuvre de la DCE

Les Etats-membres de l'UE, la Norvège et la Commission Européenne ont développé ensemble une stratégie commune de soutien à la mise en œuvre de la Directive-Cadre sur l'Eau. Cette directive établit un cadre pour l'action de l'UE dans le domaine de la politique de l'eau (ci-après dénommée la Stratégie commune de mise en œuvre (CIS) pour la Directive-Cadre sur l'Eau¹⁷). Le principal objectif est de garantir la mise en œuvre cohérente et harmonieuse de la directive par la clarification de plusieurs questions méthodologiques, ce qui

¹⁷ <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/implementation.html>

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

permettra une compréhension commune des implications techniques et scientifiques de la Directive-Cadre sur l'Eau [2]. Dans ce contexte, les groupes de travail ou les groupes d'experts *ad-hoc* mènent des travaux sous l'égide d'un groupe stratégique de coordination (GSC) composé d'Etats-membres et de représentants des organisations impliquées sous la supervision de la Commission et des Directeurs de l'eau de l'UE. Dans ce contexte, un groupe de travail technique sur les eaux souterraines a été créé. Sa mission originelle était d'aider la Commission dans la phase de développement de la proposition de directive sur les eaux souterraines durant la période 2002-2004. L'objectif de ce groupe a ensuite évolué en des échanges d'informations et d'expériences sur les problèmes liés aux eaux souterraines associés à la DCE (par exemple, caractérisation, évaluation des risques, surveillance, état chimique et tendances, programmes de mesures). Les membres du groupe de travail partagent des informations et des expériences grâce à différents moyens tels que des ateliers, des rapports techniques et des documents d'orientation regroupant les expériences des participants. La seconde phase du groupe de travail (2004-2006) a abouti et a donné lieu à la publication de trois rapports techniques, puis à trois documents d'orientation dans sa troisième phase (2007-2009). Le groupe est désormais dans sa quatrième phase (2010-2012). Le groupe de travail sur les eaux souterraines réunit de 60 à 80 experts se rencontrant deux fois par an pour échanger sur les meilleures pratiques, discuter des difficultés techniques de la mise en œuvre, et rédiger des documents d'orientation traitant, par exemple, de surveillance des eaux souterraines, les zones protégées, la clarification des termes de rejets « directs et indirects », la conformité au bon état, y compris les recommandations sur l'établissement de valeurs-seuils et les spécifications techniques sur l'identification et l'inversion des tendances, et l'utilisation des sols et leurs liens avec la gestion des eaux souterraines [2].

IV. 4 Soutien apporté par la recherche

Le Traité instituant l'Union Européenne indique que les programmes-cadres de recherche doivent servir deux principaux objectifs stratégiques. Tout d'abord, il fournit une base scientifique et technologique pour l'industrie et encourage sa compétitivité internationale. Ensuite, il favorise les activités de recherche en soutien à d'autres politiques de l'UE [4]. A cette fin, des programmes-cadres sont conçus pour contribuer à résoudre des problèmes et à répondre à des défis socio-économiques majeurs que doit relever la société. Le programme-cadre de recherche (PCRD) est le principal instrument de l'Union Européenne pour le financement de la recherche et du développement. Le Sixième PCRD s'est achevé en décembre 2006 et le programme de recherche actuel est le Septième PCRD, qui a débuté en janvier 2007 et fonctionnera jusqu'à fin 2013¹⁸.

Le 6^{ème} PCRD a été la réponse de la Commission aux exigences du sommet de Lisbonne de mars 2000, qui réclamait une meilleure utilisation de la recherche européenne en créant un marché interne pour la science et la technologie (Espace européen de la recherche). Le 6^{ème} PCRD a ouvert la possibilité de financer des projets « sur mesure » en réponse aux besoins en recherche formulés par les gestionnaires. Concernant les eaux souterraines, ceci a entraîné le lancement et le développement du projet BRIDGE (signifiant "Background cRiteria for the IDentification of Groundwater thrEsholds"), conçu pour développer une méthodologie commune censée être utilisée par les Etats-Membres pour établir des valeurs-seuils pour les eaux souterraines (appuyant ainsi directement la Directive Eaux souterraines nouvellement adoptée)¹⁹. Les connaissances réunies sont au cœur de l'établissement ou élaboration du document d'orientation mentionné au paragraphe IV.3. Ce projet n'est que l'un des nombreux autres projets de R&D menés dans le cadre du 6^{ème} Programme-cadre. Vous trouverez des informations sur les projets financés par l'UE, dont les projets de recherche portant sur l'eau, sur le service d'information sur la R & D communautaire (CORDIS)²⁰.

Au sein du septième programme-cadre (adopté formellement par le Parlement Européen et le Conseil en décembre 2006), l'environnement (y compris le changement climatique) bénéficie d'un budget de 1890 millions d'euros pour la période 2007-2013 (pour un budget total de 50 521 millions d'euros)¹⁹. Il couvre un ensemble d'activités de recherche relatives à l'eau dont certaines soutiendront indirectement ou directement la mise en œuvre de la nouvelle Directive Eaux souterraines. En particulier, l'appel à propositions de 2008

¹⁸ 7^{ème} Programme Cadre de Recherche et Développement Technologique (2007-2013)

¹⁹ Projet BRIDGE, http://ec.europa.eu/research/fp6/ssp/bridge_en.htm

²⁰ CORDIS, <http://cordis.europa.eu/>

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

inclut un thème sur les « systèmes d'eaux souterraines », personnalisé pour répondre au besoin de regroupement des nouvelles connaissances scientifiques sur le fonctionnement des systèmes souterrains dans la perspective de la révision de la directive en 2013.

IV. 5 Liens avec des associations et des programmes internationaux

Le groupe de travail sur les eaux souterraines, dans le cadre de la Stratégie commune de mise en œuvre de la Directive-Cadre sur l'Eau, collabore avec le Programme Hydrologique International (PHI) de l'UNESCO pour échanger des informations et garantir que les recommandations sur les bonnes pratiques de gestion des eaux souterraines sont mondialement diffusées²¹. A cet égard, les guides méthodologiques, les instructions et révisions sur la contamination des eaux souterraines et les aquifères transfrontaliers disponibles sur le site Internet PHI-UNESCO sont particulièrement intéressants. Ils sont particulièrement pertinents pour la rédaction actuelle des documents d'orientation technique de l'UE concernant la mise en œuvre de la Directive sur les eaux souterraines.

Le groupe de travail C établit actuellement des liens avec des parties-prenantes, représentant les secteurs industriels et agricoles ainsi que la société civile, la communauté scientifique, et les agences de l'environnement et ministères de l'environnement des Etats-Membres. Des échanges actifs ont également lieu avec des associations internationales telles que l'Association Internationale des Hydrogéologues (AIH), Eurogeosurveys, l'Association Européenne de l'Eau (EWA), l'International Groundwater Resources Assessment Centre (IGRAC) et des organisations représentant des secteurs industriels (ex. CEFIC, EUREAU, Eurométaux, COPA-COGECA, etc.) et des groupes d'intérêt écologiques (représentés par le Bureau Européen de l'Environnement).

V. ETAPES SUIVANTES

Les prochaines années nécessiteront une coopération multi-secteurs et pluridisciplinaire afin de garantir le développement d'un régime fiable de gestion des eaux souterraines au niveau de l'UE et d'assurer l'application effective de la nouvelle directive. Ceci repose fortement, mais pas uniquement, sur l'intégration efficace de différentes politiques environnementales. De même, l'intégration des apports de la recherche (transfert effectif aux politiques des résultats scientifiques), du partage des pratiques et des activités de démonstration pratiques sera cruciale. La coopération réelle dans le cadre du Groupe de travail sur les eaux souterraines (WGC) associée aux développements de la recherche à grande échelle, représente une opportunité unique de constituer un cadre réglementaire fondé sur les connaissances (chimiques et quantitatives) sur les eaux souterraines jusqu'à 2013, date à laquelle la directive devra être révisée.

Références bibliographiques :

- [1] Quevauviller Ph., 2008 – From the 1996 groundwater action programme to the 2006 groundwater directive- what have we done, what have we learnt, what is the way ahead? *J. Environ. Monit.*, **10**, 408-421
- [2] Quevauviller Ph., 2010 – Protection des eaux souterraines – Législation européenne et avancées scientifiques, *Editions Tec&Doc Lavoisier*, Paris, ISBN : 978-227430-1273-1, 456 p.
- [3] Quevauviller Ph., Fouillac A.-M., Grath J., Ward R., 2009 – Groundwater Monitoring, *John Wiley & Sons Ltd.*, Chichester, ISBN : 978-0-470-77809-8, 428 p.
- [4] Quevauviller Ph., 2008 (Editeur) – Groundwater Science and Policy – An International Overview, *RSC Publishing*, Cambridge, ISBN : 978-085404-294-4, 754 p.

²¹ http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/groundwater/scienc_tec/links/index_en.htm

Directive Cadre sur l'Eau : ou comment traduire une directive à tous les échelons nationaux

Véronique Perrier¹, Alain Paillou¹, Marie-Christine Moulis²

1. MEEDDM – Dir. de l'Eau et de la Biodiversité, alain.paillou@developpement-durable.gouv.fr
2. Agence de l'eau Adour-Garonne, marie-christine.moulis@eau-adour-garonne.fr

I. LA DCE OU COMMENT TRADUIRE UNE DIRECTIVE EUROPEENNE A TOUS LES ECHELONS NATIONAUX

La politique de lutte contre la pollution de l'eau est la plus ancienne des politiques environnementales. Depuis 1975, elle a donné naissance à plus de 30 directives ou décisions dans les domaines de la pollution de l'eau douce et de l'eau de mer. La politique européenne en la matière s'est souvent caractérisée par une double logique. D'un côté, une approche systématique de lutte contre le déversement de substances dangereuses ou polluantes dans l'environnement aquatique. De l'autre, une approche plus ciblée, définissant des normes de qualité sur des zones spécifiques ou pour des usages particuliers. Conséquence : les objectifs, les normes et les valeurs guides se sont multipliés d'un milieu et d'un usage à l'autre, rendant l'édifice réglementaire européen complexe, peu lisible et, de ce fait, peu mobilisateur.

Face à cette situation et à l'importance des engagements financiers engendrés par les deux directives de 1991 (*Eaux Résiduaires Urbaines* et *Nitrates*), les responsables nationaux des politiques de l'eau ont souhaité une réflexion commune sur l'harmonisation des directives. Elle a abouti à la directive cadre sur l'eau (DCE) du 23 octobre 2000, qui définit, pour la politique communautaire de l'eau et aux États membres, "un cadre législatif transparent, efficace et cohérent".

La directive cadre part du même constat que la loi française sur l'eau de 1992 : "l'eau n'est pas un bien marchand comme les autres, mais un patrimoine qu'il faut protéger, défendre et traiter comme tel". Elle réorganise en conséquence la politique de l'eau avec pour objectif la protection à long terme de l'environnement aquatique et des ressources en eau. La réalisation de cet objectif doit notamment permettre d'assurer l'approvisionnement de la population en eau potable et de répondre aux besoins économiques. De là, des enjeux à la fois simples et très ambitieux : mettre un terme à la détérioration des ressources en eau, réduire les rejets de substances et atteindre un "bon état" des eaux et des milieux aquatiques.

Le préambule de la directive propose aux États membres plusieurs principes clés :

- la nécessité d'une politique intégrée dans le domaine de l'eau ;
- les principes de précaution et d'action préventive, ainsi que le principe de correction par priorité à la source des atteintes à l'environnement ;
- le principe du pollueur-payeur et le principe de la récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau, "y compris les coûts pour l'environnement et les ressources" ;
- des prises de décisions "à un niveau aussi proche que possible des lieux d'utilisation ou de dégradation de l'eau" ;
- une approche par bassin hydrographique ;
- une "approche combinée visant la réduction de la pollution à la source par la fixation de valeurs limites d'émission et de normes de qualité environnementale" ;
- la participation du public comme condition du succès.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

La directive propose une démarche globale, avec un calendrier précis, des méthodes et une construction progressive des outils. Elle prolonge la logique de planification (plan de gestion) par une politique de programmation (programme de mesures) à l'échelle du grand bassin versant et constitue, à ce titre, un véritable outil de pilotage de la politique de l'eau.

En France, les lois de 1964 et de 1992 ont consacré le principe de gestion par bassin, qui permet d'intervenir à une échelle naturelle différente des circonscriptions administratives classiques : **les grands bassins hydrographiques**.



Figure 1 - Les bassins hydrographiques français

La directive cadre a introduit un système similaire avec la mise en place, à l'échelle des grands bassins, des **districts hydrographiques** (cf. figure 1). Pour chacun d'entre eux, des "plans de gestion" définissant les objectifs à atteindre, et des "programmes de mesures" définissant les actions nécessaires, ont été adoptés fin 2009. **Le SDAGE est devenu l'instrument français de la mise en oeuvre de la politique communautaire dans le domaine de l'eau.**

Au niveau national, la DCE a principalement été transposée par la loi n°2004-338 du 21 avril 2004 (fig.2).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

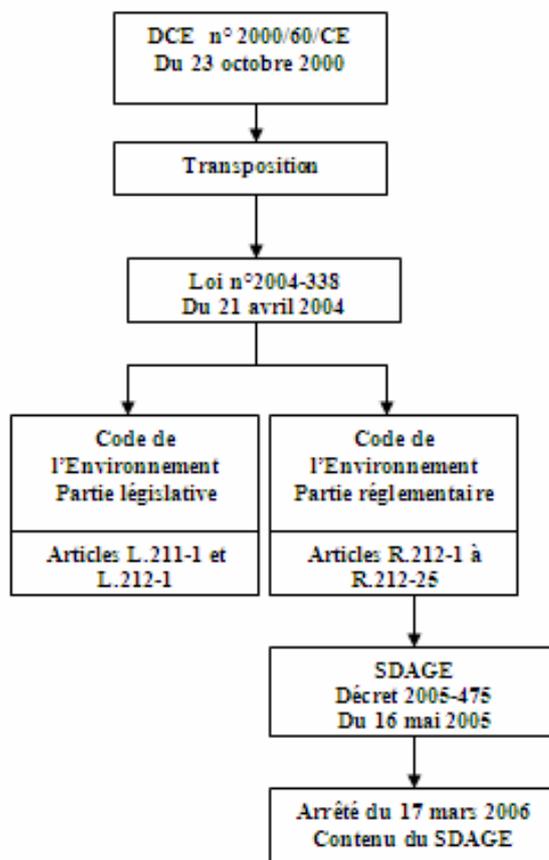


Figure 2 - Schéma général de transposition de la Directive Cadre sur l'Eau

La directive n°2006/118/CE du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration complète la directive-cadre sur l'eau en précisant la notion de bon état chimique des eaux souterraines et comporte des mesures spécifiques visant à prévenir et à contrôler la pollution des eaux souterraines, conformément à l'article 17 - 1 de la DCE.

Cette directive fille (fig.3) a été rendue nécessaire afin de préciser des notions qui n'avaient pu l'être dans la DCE. Les plus importantes d'entre elles sont :

- la définition du bon état chimique ;
- la définition des tendances durables à la hausse ;
- la définition des valeurs seuils pour les substances susceptibles d'entraîner le déclassement d'une masse d'eau ;
- l'interdiction d'introduire dans les eaux souterraines des substances dangereuses et la limitation de l'introduction de polluants non dangereux (cette disposition remplace la précédente directive 80/68/CEE du 17 décembre 1979 concernant la protection des eaux souterraines contre la pollution causée par certaines substances dangereuses, directive qui sera définitivement abrogée en décembre 2013).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

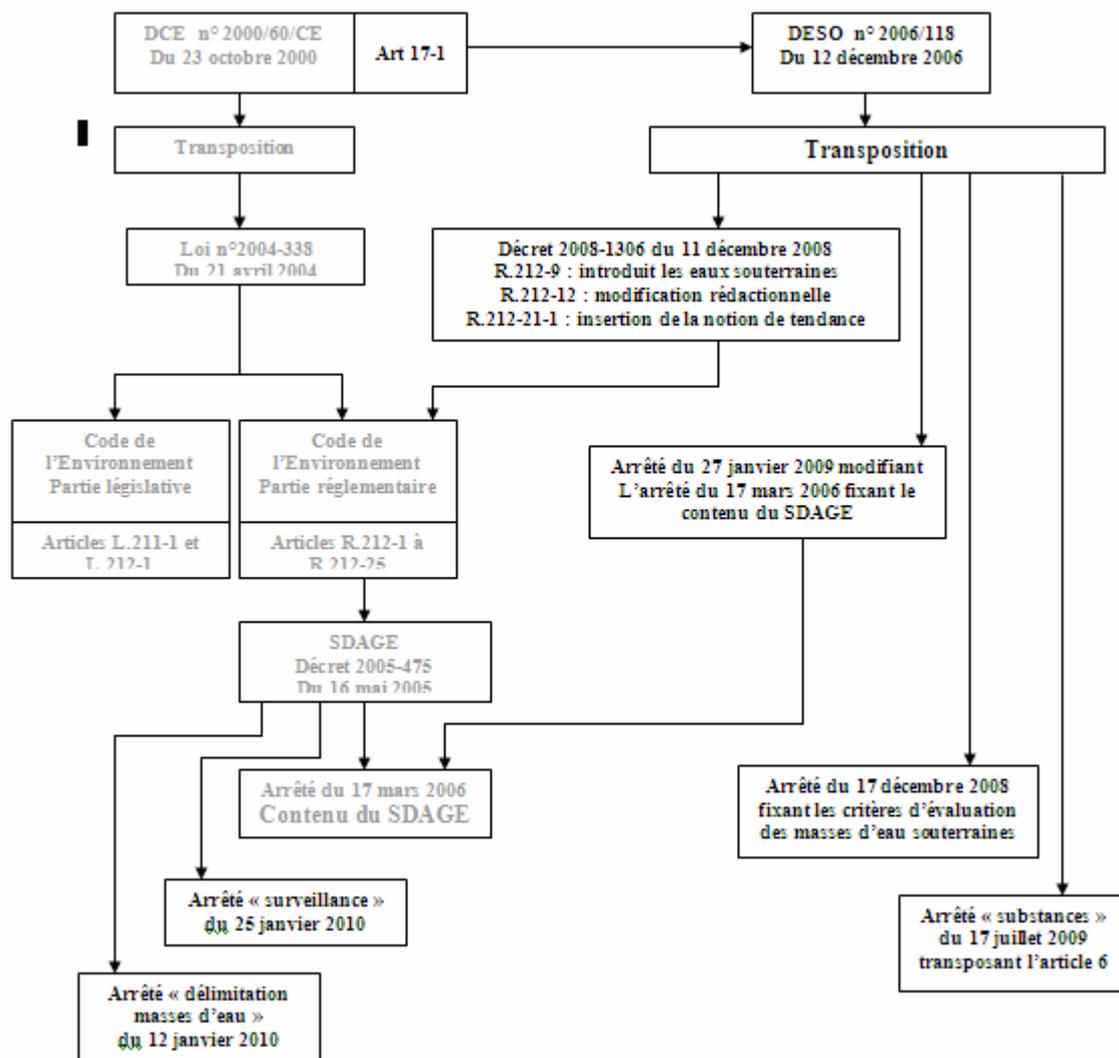


Figure 3 - Schéma général de transposition de la Directive fille « eaux souterraines »

Cette transposition de la directive fille de 2006, relativement complexe, a été achevée en 2009. De nombreux arrêtés ministériels ont ainsi été pris, visant en particulier à assurer la conformité des SDAGEs avec la directive fille et fixant les règles d'évaluation des masses d'eau souterraine (fig.4).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

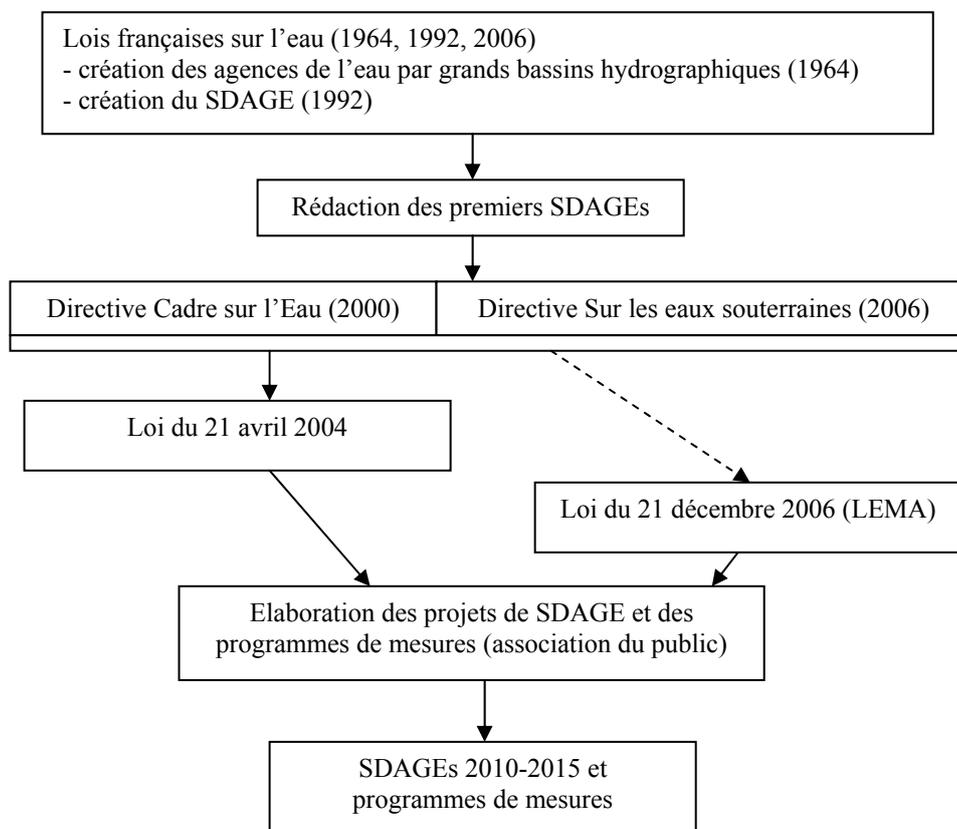


Figure 4 - De la loi sur l'eau de 1964 aux nouveaux SDAGES

Il s'agit donc d'un processus complexe qui part de l'Union Européenne pour arriver jusqu'aux bassins qui au travers des SDAGES, déclinent la mise en œuvre de la DCE.

II. UNE ORGANISATION POLITIQUE ET TECHNIQUE PROCHE DU TERRAIN

L'échelon bassin

La directive confirme et renforce les principes de la gouvernance l'eau, un des piliers du système français depuis la loi sur l'eau de 1964, mais elle va plus loin en confirmant le rôle des acteurs de l'eau et en introduisant la participation du public au processus de la DCE.

Pour mener à bien la mise en œuvre de la DCE, la directive a demandé dans son article 3 aux Etats membres de recenser les bassins hydrographiques afin de mener une gestion de l'eau par bassin versant et de les rattacher à des districts hydrographiques.

Les comités de bassin, véritables parlements de l'eau à l'échelle hydrographique ont reçu mandat de conduire les travaux de mise en œuvre de la DCE et plus particulièrement d'établir l'état des lieux de la ressource en eau et de préparer les SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux), qui sont les plans de gestion demandés par la DCE.

L'organisation mise en place sur le bassin Adour-Garonne est prise ici à titre d'illustration de cette gouvernance locale.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Dès 2002, le comité de bassin Adour-Garonne qui assure, en son sein et avec ses commissions, une concertation grandissante au fil des années entre les acteurs de l'eau a défini son organisation technique et institutionnelle et son plan de travail pour être en mesure d'adopter le nouveaux SDAGE et son PDM avant le 22 décembre 2009, conformément au délai de 9 ans imposé par la DCE après son approbation officielle (journal officiel de la communauté européenne du 22 décembre 2000).

Le comité de bassin, composé de 135 membres (40% d'élus des collectivités, 40% de représentants des usagers-industriels-agriculteurs-associations de protection de l'environnement, de pêche de consommateurs, 20% de représentants de l'Etat) a souhaité à cette occasion élargir le cercle des « acteurs de l'eau ».

Il s'est appuyé au niveau du bassin sur sa commission planification à qui il a délégué le pilotage général de la mise en œuvre de la DCE. Cette dernière, composée d'une cinquantaine de membres du comité de bassin, est chargée de suivre la mise en œuvre de la Directive-Cadre sur l'Eau, de suivre l'élaboration du SDAGE et son évaluation, de participer à l'élaboration du Programme de Mesures et à son suivi et de suivre la consultation des partenaires institutionnels dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau.

La conduite technique des travaux a été menée par un secrétariat technique de bassin Adour Garonne (STB) composé par la DREAL de bassin, l'Agence de l'Eau et la délégation interrégionale de l'ONEMA Midi-Pyrénées -Aquitaine. Ce STB s'est appuyé sur des experts des services déconcentrés de l'Etat et de l'Agence.

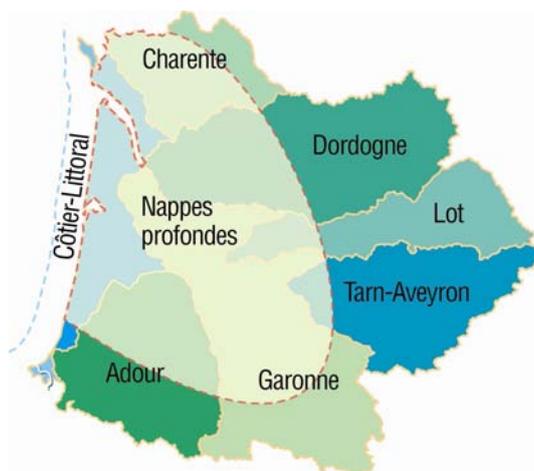
L'échelon de la commission territoriale et des forums locaux

Le comité de bassin a souhaité développer le débat et la prise de décision au niveau des territoires et a repositionné ses huit commissions territoriales dans le dispositif de gouvernance des instances de bassin en leur donnant à cette occasion plus de poids.

Ces commissions se situent au niveau des sous-bassins hydrographiques, pour prendre en compte la spécificité des divers territoires, Adour, Charente, Dordogne, Garonne, Lot et Tarn-Aveyron. Deux autres commissions traitent des problématiques des fleuves côtiers du littoral atlantique et des nappes profondes. Les commissions de sous bassins ont en charge le travail sur les masses d'eau souterraine afférentes à l'exception des nappes profondes prises en charge par une commission spécifique.

C'est d'abord à leur échelle que les travaux d'état des lieux, de fixation des objectifs d'état des eaux et de choix des mesures à inscrire dans le programme de mesures ont eu lieu avant la production de synthèses de bassin. Les propositions des commissions territoriales et les analyses qu'elles ont réalisées ont permis, après arbitrage, de préparer les documents concernant l'ensemble du bassin (SDAGE et PDM). Les commissions territoriales ont été tenues régulièrement informées des travaux de synthèse finalisés à l'échelle du bassin dans son ensemble.

Les travaux des huit commissions territoriales (fig.5) ont nécessité plus de 40 réunions plénières en 2006 et 2009.



Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Figure 5 – Carte des 8 commissions territoriales

Par ailleurs, à la demande du comité de bassin, chaque commission territoriale a organisé un forum local de l'eau, lieu de débat public, d'information et d'échanges qui au-delà des membres de la commission territoriale invite des représentants établis sur le sous bassin considéré d'institutions et d'organismes publics ou privés et des personnes choisies compte tenu de leurs compétences dans le domaine de l'eau.

Afin de piloter au mieux les travaux à l'échelle des 8 commissions territoriales, 8 secrétariats techniques locaux (STL) ont été créés en 2002. Ils sont composés de la délégation de l'agence de l'eau, de l'établissement public de bassin lorsqu'il existe, des Services départementaux de Police de l'Eau, de la DREAL régionale compétente et des services départementaux de l'ONEMA.

A noter que le STL en charge de la commission territoriale nappes profondes n'associe pas l'ONEMA mais le BRGM compétent sur le sujet.

Au final la préparation du SDAGE et de son programme de mesures résulte du fruit d'un travail collectif entre les représentants des collectivités, de l'état et de ses établissements publics, des acteurs économiques, des représentants des associations de protection de la nature ou de consommateurs...

Plus de 1500 personnes auront été mobilisées sur le bassin Adour-Garonne (fig.6) et 3,5 millions de foyers consultés.

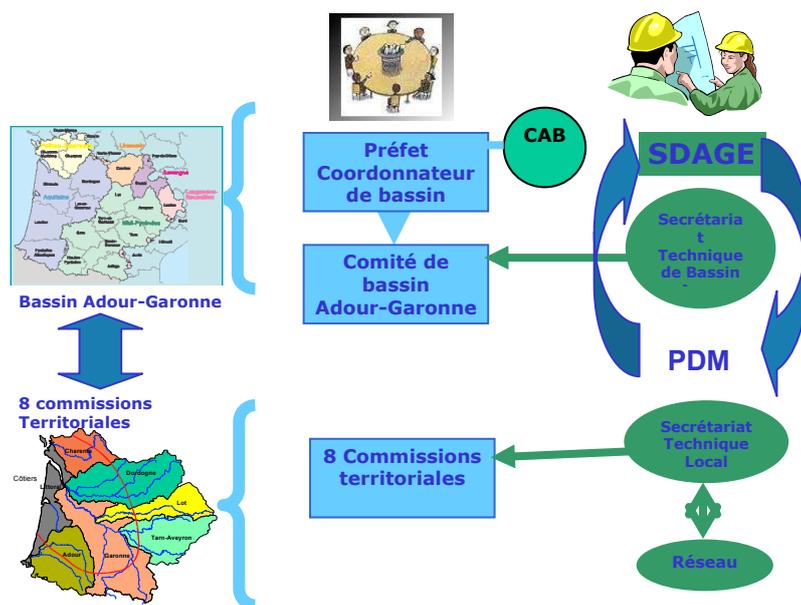


Figure 6 - Schéma d'organisation des travaux sur le bassin Adour Garonne

III. 2002-2009 : UNE ELABORATION PAR ETAPES DANS UNE GOUVERNANCE RENOUELEE

Documents stratégiques pour l'eau et les milieux aquatiques, les SDAGE et PDM 2010-2015 sont issus dans chaque bassin d'un long processus élaboré par étapes. Ce cycle de planification se renouvelle tous les six ans (Fig. 7)

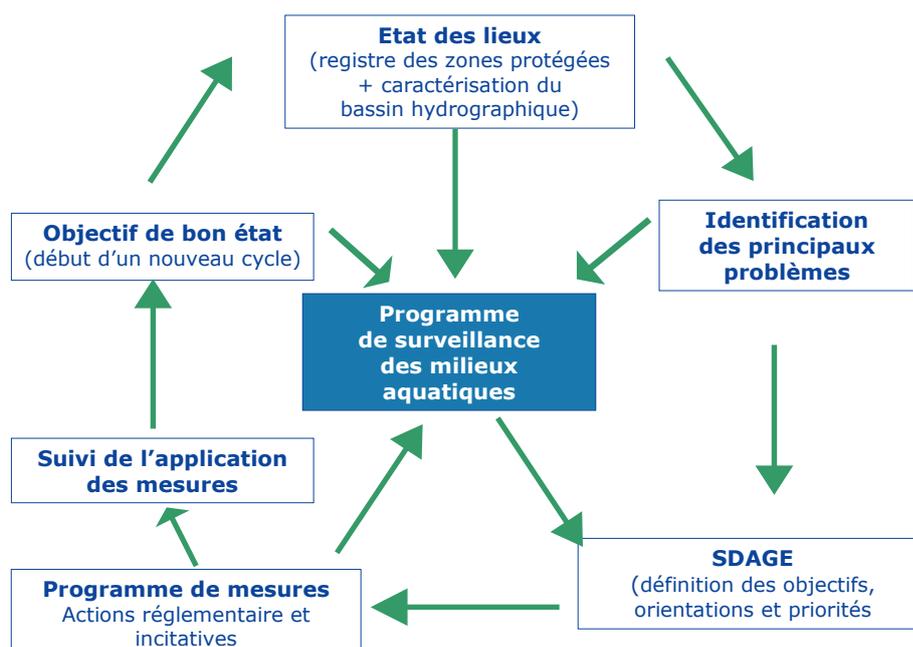


Figure 7- Schéma du cycle de planification.

La Directive cadre demande que les acteurs de l'eau soient activement associés aux étapes d'élaboration du plan de gestion (SDAGE pour la France). De 2002 à fin 2009, cette démarche d'élaboration s'est appuyée sur une concertation permanente et élargie, de l'ensemble des acteurs de l'eau du bassin Adour-Garonne, aux citoyens.

2004 : un diagnostic de l'état des milieux aquatiques

Ce diagnostic de l'état des milieux aquatiques du bassin a permis d'identifier les principales difficultés risquant de compromettre l'atteinte du bon état des eaux et d'établir une première liste de secteurs de cours d'eau, de littoral ou de nappes risquant de ne pas atteindre cet objectif en 2015.

Il a été précédé par une identification des masses d'eau dont les 105 masses d'eau souterraines du bassin Adour-Garonne. Cette étape a nécessité la construction en interbassins d'un guide méthodologique qui s'est nourri de l'expérimentation sur les bassins.

La caractérisation des masses d'eau souterraine (caractérisation intrinsèque- pressions sur les masses d'eau souterraine, état des masses d'eau) a été conduite sur le bassin avec l'appui du BRGM et d'experts locaux. Elle a été réalisée avec l'aide d'un assistant à maîtrise d'ouvrage chargé de produire les feuilles de route pour les équipes techniques et de la coordination bassin. L'analyse au niveau de chaque commission territoriale, a été confiée à des bureaux d'études spécialisés en eau souterraine.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

2004 : identification de 16 défis à relever

16 questions importantes constituent les principaux problèmes que les acteurs de l'eau devaient résoudre pour atteindre le bon état des eaux en 2015.

Les partenaires institutionnels avaient été consultés sur ces grands enjeux du 20 août au 20 décembre 2004 et le public du 2 mai au 2 novembre 2005.

Leurs remarques et propositions ont été prises en compte dans le cadre de l'élaboration du SDAGE.

2005 : 6 orientations fondamentales, les bons chemins pour atteindre les objectifs

Ces 6 orientations fondamentales, adoptées par le comité de bassin le 5 décembre 2005, sont le socle du SDAGE et du programme de mesures qui lui est associé.

A cette occasion, le comité de bassin a identifié une orientation traitant spécifiquement de la gestion durable des eaux souterraines, notant que les eaux souterraines du bassin représentent un patrimoine d'importance majeure et qu'elles jouent deux rôles fondamentaux :

- celui de contribuer fortement à l'équilibre de la gestion qualitative et quantitative des eaux du bassin ainsi qu'à la richesse des milieux aquatiques (zones humides en nappe alluviale,...)
- celui de constituer une grande partie des ressources stratégiques pour l'alimentation en eau potable dans le futur.

2005 : les citoyens consultés

Le public a été appelé à s'informer et donner son avis sur les questions importantes à examiner pour mieux gérer l'eau et les milieux aquatiques ainsi que sur le programme de travail pour la révision du SDAGE.

2007 : un projet de SDAGE 2010-2015

Le comité de bassin a adopté le projet de SDAGE le 3 décembre 2007 préalablement à la consultation du public. Ce projet était accompagné d'un rapport mesurant l'impact du SDAGE sur l'environnement en général.

Le projet de SDAGE a confirmé l'orientation C relative à la gestion durable des eaux souterraines.

Il demande que ce patrimoine parfois vulnérable, soit économisé et géré collectivement au long cours par une approche prospective et préventive. Pour cela trois grands axes sont proposés dans le SDAGE :

- protéger et gérer de façon active, économe et durable en prenant dès maintenant les bonnes décisions et en tenant compte de l'inertie naturelle des aquifères profonds notamment ;
- mieux connaître et mieux évaluer l'état et le fonctionnement des aquifères dans le cadre d'une approche globale entre eaux souterraines et eaux superficielles (unicité de la ressource) pour éclairer les décisions ;
- mettre logiquement en oeuvre des démarches spécifiques de gestion collective et intégrée, avec une attention particulière pour les nappes profondes.

2008 : les citoyens consultés

La consultation du public s'est déroulée du 15 avril au 15 octobre 2008 sur la base du projet de SDAGE adopté par le comité de bassin en décembre 2007. À cette occasion, le comité de bassin avait tenu 6 forums locaux de l'eau.

2009 : l'avis des partenaires institutionnels sollicité

La consultation des partenaires institutionnels s'est déroulée du 9 janvier au 11 mai 2009. Elle portait sur le projet de SDAGE complété par un additif intégrant les orientations de la loi du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en oeuvre du Grenelle de l'Environnement et la synthèse quantitative des avis du public. Plus de 1300 partenaires ont été consultés et 1500 avis recueillis.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Fin 2009 : une version définitive

La version définitive du SDAGE et de son PDM a été adoptée par le comité de bassin le 16 novembre 2009. Elle tient compte des observations émises par le public et les partenaires institutionnels. La parution des arrêtés d'approbation au journal officiel de la république française date du 18 décembre 2009 correspondant à la mise en application officielle du SDAGE 2010/2015 et de son PDM.

IV. LA PARTICIPATION DU PUBLIC, UN PRINCIPE CLE DE LA DCE INTEGRE PAR LES BASSINS

Pour la première fois, en application de la directive cadre sur l'eau (article 14), le public a été consulté sur les grands enjeux de la politique de l'eau dans chaque bassin hydrographique français.

L'enjeu principal de cette consultation était de lui permettre de s'impliquer dans la gestion de l'eau, de favoriser les échanges et les rencontres pour permettre une concertation efficace sur les orientations de la politique de l'eau dans le bassin et viser l'atteinte du bon état des eaux en 2015.

Du 2 mai au 2 novembre 2005, le public a été appelé à s'informer et donner son avis sur les questions importantes à examiner pour mieux gérer l'eau et les milieux aquatiques et le programme de travail pour la révision du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE).

À l'issue de cette première consultation du public, le comité de bassin a réalisé la synthèse de tous les avis exprimés pour proposer un document final de l'état des lieux et des questions importantes tenant compte des apports du débat public.

Le public a été à nouveau consulté en 2008 sur la proposition d'un « *SDAGE* », définissant des objectifs et moyens à mettre en oeuvre pour l'atteinte d'un bon état des eaux. Tous les avis, idées, propositions et remarques ont été recueillis pour construire la politique de l'eau du bassin.

Le comité de bassin a développé une méthodologie afin d'assurer un processus de consultation qui ait lieu à un moment et dans des délais opportuns, qui permettent une large participation. Par conséquent, l'Agence de l'eau a utilisé des moyens divers et variés pour stimuler la participation :

- des documents de consultation et des supports à la consultation largement distribués ;
- des contributions écrites (*via* le questionnaire) compilées et analysées ;
- des actions d'information et de sensibilisation par l'intermédiaire de partenaires locaux.

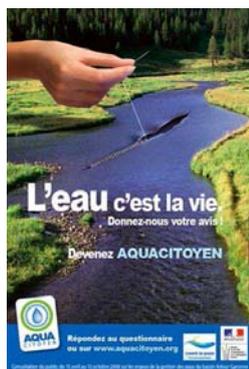
Pour l'essentiel, le comité de bassin a misé sur sa politique partenariale.

Via ses partenaires institutionnels et associatifs, l'objectif était double : d'une part diffuser largement l'information sur les enjeux de la consultation auprès du grand public, d'autre part recueillir le plus d'avis possible *via* le questionnaire.

Afin de favoriser une large expression des avis du grand public, un questionnaire a été diffusé dans les lieux de consultation et par les différents partenaires de l'Agence. 800 000 questionnaires, accompagnés d'une enveloppe-réponse pré-timbrée, ont été édités et quasiment tous diffusés.

Au total, 25 000 questionnaires remplis ont été retournés à l'Agence, dont 21 000 papiers et 4 000 *via* le site Internet.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »



En conclusion des avis exprimés, on retiendra :

- la nécessité d'améliorer les pratiques de « gouvernance », c'est-à-dire les relations entre les décideurs politiques, les techniciens et le public ;
- la nécessité de mieux mettre en avant la formation et l'éducation en faveur de comportements individuels respectueux de l'intérêt général et de l'avenir (la « citoyenneté de l'eau » et le « développement durable ») ;
- l'incidence de la qualité de l'eau sur la santé publique, la vie sociale ;
- la prise en compte du changement climatique et des hypothèses d'évolution ;
- l'intérêt collectif primordial que représentent la distribution et la qualité de l'eau et donc, les précautions nécessaires d'économie et de préservation à l'égard des pollutions ;
- l'insertion des actions de la politique de l'eau dans leur cadre territorial (géographique et humain).

V. DE PREMIERS ENSEIGNEMENTS ENCOURAGEANTS

On relève une bonne compréhension et appropriation de l'obligation de résultat proposée par la DCE et de la nécessaire « vision milieu » (atteinte du bon état des eaux, non dégradation...) par les acteurs de l'eau et les instances du bassin, même si d'autres logiques ou enjeux sont moins bien assimilés et si la rupture que cela entraîne dans l'analyse des dossiers est complexe pour eux.

L'implication des instances de bassin a été forte: comité de bassin, commission planification, commissions territoriales, commissions thématiques, ... même si des difficultés pour suivre et assimiler les travaux dans leur globalité ont pu être perçues.

L'organisation politique mise en place pour suivre les projets a été saluée de même que l'implication des services techniques.

La mise en œuvre de la DCE a nécessité deux consultations du public à grande échelle (test et élaboration de différents outils, de méthodes...). Cela a constitué une expérience novatrice sur le bassin et cette initiative a été appréciée par une majorité de citoyens qui a pu ainsi apporter sa contribution au projet .

Ce qu'il faut retenir pour l'avenir : Il sera nécessaire de donner un cadre organisationnel et technique clair, précis et stabilisé et de rester dans un temps d'élaboration court mais avec une vision à long terme tout en maintenant la mobilisation.

L'appropriation des notions de base, des enjeux liés aux eaux souterraines et plus globalement des mesures à proposer sur cette thématique par les acteurs de l'eau dans les différents lieux de débat reste très partielle.

Un effort particulier est donc à entreprendre pour informer ces partenaires et dépasser la dimension technique des eaux souterraines pour rendre cette problématique plus lisible.

Afin de favoriser une concertation transparente, efficace et équitable, il sera nécessaire de mettre à disposition l'ensemble des données et informations sous une forme aisément compréhensible et de bien

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

informer l'ensemble des acteurs par une approche pédagogique des enjeux et des difficultés, notamment sur les sujets nouveaux.

Enfin , il sera nécessaire d'informer, sensibiliser et mobiliser les citoyens afin de mieux les associer aux processus de décision en les conduisant à formuler des avis éclairés et de rendre compte sur la prise en compte des avis et propositions en argumentant clairement sur le possible et l'impossible.

Références bibliographiques :

[1] SDAGE Adour-Garonne 2010-2015

[2] SDAGE 2010-2015: documents d'accompagnement

[3] Site internet de l'agence de l'eau Adour-Garonne : <http://www.eau-adour-garonne.fr/>

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

LA DCE 10 ANS APRES :
une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines.
Avancées techniques et scientifiques

Dix septièmes Journées Techniques du Comité Français
de l'Association Internationale des Hydrogéologues

25-27 novembre 2010
CIAS, Toulouse, France

PRESENTATIONS ORALES

Session 1

Délimitation et caractérisation des aquifères
(fonctionnement hydrodynamique et hydrochimique,
impacts des activités humaines)

D'une approche conceptuelle des masses d'eau à une approche physique des systèmes aquifères et de leurs relations spatiales Exemple de la BDLISA en Région Centre

Susanne Schomburgk

BRGM service EAU

3, av. C. Guillemin – BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2, France

I. L'évolution des systèmes aquifères : du découpage Margat (1976) aux entités BDLISA (2010) en passant par le référentiel des Masses d'Eau.

En 2010, le projet pluriannuel du référentiel BDLISA va être finalisé pour aboutir à une couverture sur globale du territoire français de l'ensemble des entités hydrogéologiques. Ce projet qui s'inscrit dans le cadre de conventions impliquant le BRGM, le MEEDDM, l'ONEMA et les Agences de l'Eau avait pour objectif la construction de la version 2 de la Base de Données du Référentiel Hydrogéologiques Français BDRHF-V2, renommé BDLISA en 2008 (Base de Données des Limites des Systèmes Aquifères) [1].

Ce référentiel est le fruit d'une longue histoire (**Fig.1**) qui s'est déroulée en différentes étapes : depuis plus de 30 ans, divers travaux ont tenté de découper les entités aquifères en France et de les codifier.

En 1967, M. Albinet [2] sort une première carte hydrogéologique avec les premiers systèmes aquifères.

En 1976, J. Margat [3] publie les premières cartes du découpage hydrogéologique national de la France métropolitaine, qui rassemble environ 500 systèmes aquifères et domaines hydrogéologiques. 5 grandes catégories sont définies et codifiées : des grands systèmes aquifères, à nappes essentiellement libres (175) ou captives (25 entités), des zones alluviales (environ 100 entités), des domaines en terrains sédimentaires (environ 100 entités) et enfin des domaines en terrains cristallins (env. 100 entités).

En 1980, J. Margat [4] publie la carte du découpage hydrogéologique de France (échelle 1/1 500 000) avec une typologie qui permet de classer les trois principaux systèmes : aquifères, semi-perméables et imperméables en 14 classes hydrogéologiques. Les limites de ces aquifères sont également classifiées suivant leur connexion hydraulique. A partir de 1980, différents opérateurs au niveau des bassins hydrographiques ont révisé les limites des aquifères. Le découpage initial a été affiné et les entités subdivisées en plus de 700 entités.

Le travail de A. Landreau [5] a permis de numériser l'ensemble de ces travaux, qui ont été réalisés dans les différents bassins. Les entités ont également été recodées : aux codes initiaux à 3 chiffres du référentiel « Margat » ont été ajoutés une lettre et dans certains cas un cinquième caractère numérique (i.e. 155 a, b, c ou 001y1). Mais la méthodologie appliquée, de subdivision et de codification, n'a pas été harmonisée sur toute la France, et des contours ont dû être simplifiés à l'échelle de 1 : 1 000 000.

A partir de 1995, la construction de la Base de Données du Référentiel Hydrogéologique Français en version 1 BDRHFV1 a été engagée. Ce référentiel devient le premier référentiel cartographique national des eaux souterraines en 2 dimensions (échelle 1 : 50 000) défini dans un Système d'Information Géographique. Un travail important de mise en cohérence et d'harmonisation notamment entre les différents bassins était

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

nécessaire. Le référentiel regroupe 3767 polygones avec environ 1400 aquifères. Ils sont classés en 5 catégories de systèmes aquifères : libres, captifs, multicouches, karstiques ou alluviaux).

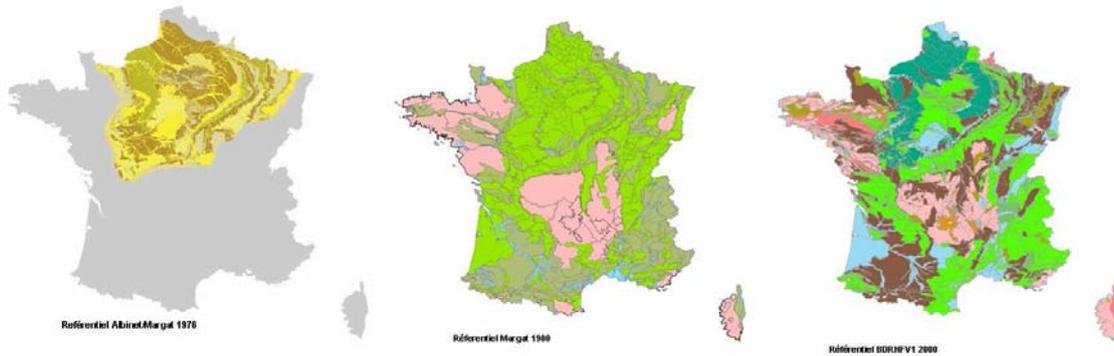


Figure 1 – Les cartes des référentiels 2D (de Margat 1976 au référentiel BdrhfV1)

A partir de 2001, un travail de type méthodologique a été mené pour la construction de la deuxième version du référentiel hydrogéologique. Cette deuxième version doit remédier à certaines insuffisances de la précédente, en particulier le manque d'homogénéité et parfois de précision des découpages, l'absence de hiérarchisation des entités hydrogéologiques, l'absence de représentation cartographique des entités non affleurantes.

En 2004, un second référentiel a été élaboré, celui des masses d'eau souterraines pour répondre aux besoins de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) sur la base d'un nombre prédéfini : 574 masses d'eau souterraine d'extension régionale ont été identifiées. Leurs limites sont principalement dérivées du référentiel BDRHFV1. Une masse d'eau représente un ou plusieurs aquifères d'extension régionale en communication hydraulique. Seuls les aquifères pouvant être exploités à des fins d'alimentation en eau potable, ont été retenus pour constituer les masses d'eaux souterraines.

En 2005, la méthodologie d'identification et de délimitation des masses d'eau souterraine a été mise à jour et une base de données SIG réalisée [6]. Ces masses d'eau sont caractérisées par six types de fonctionnement hydraulique, notamment leur état (libre/captif). Chaque masse d'eau a une dimension verticale avec la notion d'ordre de superposition, mais indépendante de toute notion de profondeur. C'est la première approche des aquifères avec une dimension en 2D1/2 (Fig.2).

Les masses d'eau souterraine constituent aujourd'hui le référentiel hydrogéologique sur lequel s'appliquent toutes les dispositions de la DCE.

L'élaboration de la deuxième version du référentiel hydrogéologique a été confiée au BRGM en 2006 par le Ministère en charge de l'environnement. Cette version, renommée BDLISA, intègre désormais la hiérarchisation des entités hydrogéologiques, une représentation cartographique des entités non affleurantes, les structures multicouches des bassins sédimentaires en particulier.

Elle tient compte aussi de l'évolution des connaissances géologiques et hydrogéologiques ; elle utilise en particulier les cartes géologiques harmonisées à l'échelle du 1/50 000 et la base des forages avec des logs harmonisés issus de la Banque du Sous Sol, gérée par le BRGM.

La construction du référentiel initiée en 2006 aboutit en 2010 à un découpage du territoire national en entités hydrogéologiques (formations géologiques aquifères ou non) délimitées avec 3 niveaux de détail : une échelle nationale 1/1 000 000 (niveau 1), une échelle régionale 1/250 000 (niveau 2) et une échelle locale 1/50 000 (niveau 3), avec des règles élaborées dans le cadre d'une méthodologie nationale.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

L'année 2011 permettra d'harmoniser et de consolider l'ensemble du découpage, d'abord au niveau des bassins et ensuite au niveau de la France.

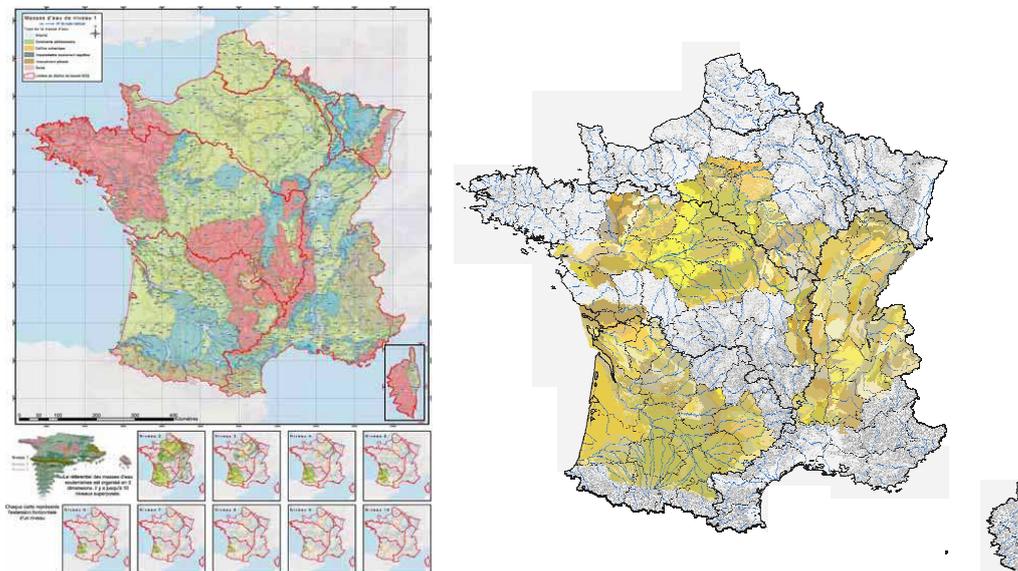


Figure 2 – Les référentiels « 2D1/2 » : les masses d'eau souterraines et le référentiel BDLISA

Le niveau 2 du référentiel compte environ 1000 systèmes aquifères en métropole. En revanche, là où il existe, le niveau 3 correspondant à la représentation la plus détaillée, permet d'affiner le nombre d'entités et dans certains cas de le doubler (i.e. en région Centre : 36 entités de niveau 2 et 70 de niveau 3). On compte plus de 30 ordres de superposition dans le centre du Bassin Parisien et dans la région Aquitaine. Le nombre exact d'entités à l'échelle de la France sera connu en 2011 avec la finalisation de l'harmonisation.

II. Présentation de la méthodologie de la BDLISA

La deuxième phase de construction du référentiel hydrogéologique s'est appuyée sur le guide méthodologique rédigé en 2003. Les principes directeurs de ce guide ont été appliqués mais des contextes hydrogéologiques particuliers ou des difficultés de mise en œuvre ont parfois conduit à des adaptations. La mise au point d'un modèle de gestion du référentiel développé sous ArcGis version 9.2 a permis de réaliser l'assemblage 2 D1/2 des entités dans un SIG et de contrôler la cohérence topologique de l'ensemble.

La démarche de découpage est largement itérative, elle comprend les étapes suivantes :

Dans une première phase, on recherche une correspondance, d'une part entre les formations géologiques des cartes au 1/50 000 et les formations géologiques mentionnées dans les logs de forage, et d'autre part entre ces formations géologiques ainsi mises en relation (cartes et logs) et les entités hydrogéologiques. L'étude des atlas et de la paléo-stratigraphie permettent par itération de fixer le niveau de chaque entité et de connaître les superpositions entre chaque aquifère ou domaine.

Ces relations sont récapitulées dans un tableau multi-échelle (TME), avec tous les types d'entités existant dans la zone d'étude et les superpositions verticales selon un ordre stratigraphique.

C'est en quelque sorte l'équivalent, au plan hydrogéologique, d'un log géologique synthétique régional. Il constitue le support du découpage projeté aux trois échelles d'identification.

Les alluvions ont été individualisées ainsi que les formations superficielles, car la complexité cartographique de ces formations rend difficile les traitements topologiques appliqués aux autres entités. Des réservoirs productifs au sein des alluvions ont pu être définis.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Dans le modèle de gestion du référentiel, les entités sous recouvrement alluvionnaire ou d'autres entités superficielles sont donc considérées d'ordre 1 comme les entités affleurantes.

II. 1 La typologie des entités BDLISA

Les entités hydrogéologiques sont rattachées à 5 "thèmes" correspondant à 5 grands types de formations géologiques :

- le sédimentaire (Bassin aquitain, Bassin parisien,...),
- le socle (Massif Armoricaïn, Massif central,...),
- l'alluvial,
- le volcanisme,
- les formations intensément plissées (massifs montagneux).

Une entité hydrogéologique est une partie de l'espace géologique délimitée en fonction de ses potentialités aquifères. Suivant l'échelle d'identification de l'entité (niveau national, régional ou local) et selon que l'entité est aquifère ou peu aquifère, le guide méthodologique établit la classification de la **nature** et du **niveau** :

	<i>Aquifère</i>		<i>Peu ou pas aquifère</i>
<i>Niveau National (NV1)</i>	<i>Grand Système Aquifère (GSA)</i>		<i>Grand Domaine Hydrogéologique (GDH)</i>
<i>Niveau Régional (NV2)</i>	<i>Système Aquifère (SA)</i>		<i>Domaine Hydrogéologique (DH)</i>
<i>Niveau Local (NV3)</i>	<i>Unité aquifère (UA)</i>	<i>Unité semi-perméable (USP)</i>	<i>Unité imperméable (UI)</i>

Un code, attribué par le SANDRE (Service d'Administration National des Données et Référentiels sur l'Eau), est affecté à chaque entité (Cf. exemple pour la région Centre) :

Code d'une entité : Trois chiffres pour l'entité nationale, puis une lettre pour désigner une entité de niveau régional (la lettre A étant l'entité supérieure de l'ensemble national) et deux chiffres (le chiffre 01 étant l'entité supérieure de l'ensemble régional).

Dans le cadre de l'harmonisation par bassin en 2010, la première codification provisoire régionale a été redéfinie pour respecter une cohérence nationale (Tab.1).

Exemple pour la région Centre [6] :

NV1	NV2		NV3			
Nom/Code	Code	Nom	Code	Anc. Code	Nom	Ordre
GSM de l'Oligo-Miocène 107	107A	Calcaires de l'Orléanais et de Pithiviers de l'Aquitainien	107A01	F3C_3	Calcaires de l'Orléanais et de Pithiviers de l'Aquitainien	500
	107X	Molasse du Gâtinais de l'Aquitainien	107X01	F3C_2	Molasse du Gâtinais de l'Oligo-Miocène	600
	107Y	Calcaires d'Etampes du Rupélien	107Y01	F3C_1	Calcaires d'Etampes (Calcaires du Gâtinais) de l'Oligocène	700
	107C	Sables de Fontainebleau du Rupélien	107C01	F3A_3	Sables et Grès de Fontainebleau du Rupélien	800
107C03			F3A_2	Marnes à huîtres et Molasse d'Etrechy du	900	
107C05			F3A_1	Calcaires de Brie du Rupélien	1000	

Tableau 1 – Exemple des trois niveaux de la BDLISA et des codes correspondants en région Centre

Le type de milieu caractérisant l'entité (poreux, fissuré, karstique, à double porosité) et l'état hydrodynamique de la nappe (libre ou captif) a été défini au niveau local (NV3). Les niveaux 1 et 2 ne sont que rarement homogènes : souvent ces entités à plus grand échelle incluent différents types de milieu et d'états hydrodynamiques.

Les résultats du découpage et l'organisation du référentiel BDLISA se présentent sous la forme d'un Système d'Information Géographique (SIG) dont la base de données contient des informations permettant de caractériser les entités hydrogéologiques. Pour obtenir des résultats cohérents entre les entités, un modèle de gestion du référentiel a été mis au point et actuellement supporté par le logiciel ArcGis (version 9.31).

II. 2 Le modèle de gestion du référentiel BDLISA

Ce modèle conceptuel permet d'exploiter de façon optimale la base de données du référentiel sous ArcGis. La construction du référentiel est guidée par les 5 principes suivants.

1) Organisation des entités en "Entités principales" et "Entités complémentaires" :

Les entités sont structurées suivant les 3 niveaux de découpage du référentiel : NV1, NV2 et NV3. Les "Entités principales" font l'objet d'un traitement topologique qui garantit la cohérence de leur assemblage 3D.

Les "Entités complémentaires" regroupent différents types d'entités qui sont telles qu'elles ne permettent pas de respecter l'homogénéité du référentiel ou qui constituent des cas particuliers difficilement intégrables dans le cadre général du référentiel :

- systèmes alluvionnaires (transverses par rapport aux entités principales),
- formations superficielles, hétérogènes et morcelées,
- altérites cartographiées des zones de socle,
- aires karstifiées délimitées par des traçages,

Ces entités complémentaires constituent une surcouche du référentiel et ne sont pas traitées dans l'ordonnancement vertical.

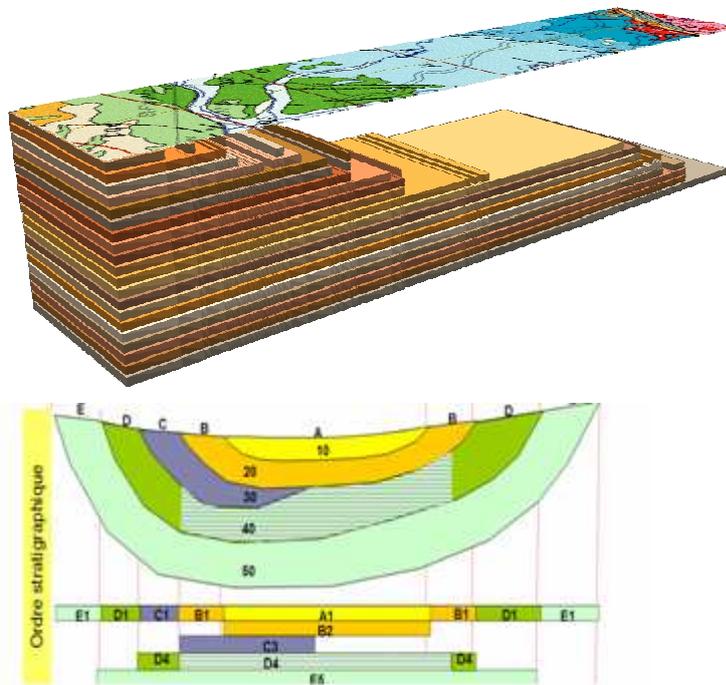


Figure 3 – De l'ordre absolu à l'ordre relatif dans la succession verticale des entités et coupe schématique [1].

2) L'ordonnancement vertical des entités définit un ordre de superposition. Le modèle de gestion du référentiel permet de passer automatiquement du mode de représentation des entités par ordonnancement absolu à un mode de représentation des entités par ordonnancement relatif (Fig. 3), qui est celui de la

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

représentation des entités dans le SIG et qui correspond à l'ordre réel de superposition des entités dans une coupe verticale qui pourrait être réalisée dans le référentiel.

L'ordonnement absolu est repéré par un numéro d'ordre "absolu" affecté à chaque entité dans le tableau multi-échelle, utilisé par le modèle de gestion pour passer à un ordre relatif.

Le modèle de gestion du référentiel permet de vérifier la cohérence 3D de l'assemblage des entités en mettant en évidence les anomalies de recouvrement. Il permet aussi d'éliminer automatiquement des artefacts de découpage.

3) Complétude : la couverture totale de l'espace aux niveaux 1 et 2 est assurée, les systèmes aquifères autant que les domaines sont définis.

4) Filiation : une entité NV3 est rattachée à une entité NV2 qui l'inclut et qui est elle-même rattachée et incluse dans une entité NV1.

5) Héritage (découle du principe 4) : héritage des limites (et des attributs si cela est pertinent) du niveau 3 vers le niveau 2 puis vers le niveau 1.

La démarche générale de délimitation des entités est résumée dans la Figure 4 : les limites des entités et le tableau multi-échelle entrent dans le modèle de gestion qui superpose toutes les entités suivant leur ordre. Le modèle détecte alors des anomalies de limitations ou de l'ordre défini dans le tableau multi-échelle et des corrections peuvent être réalisées.

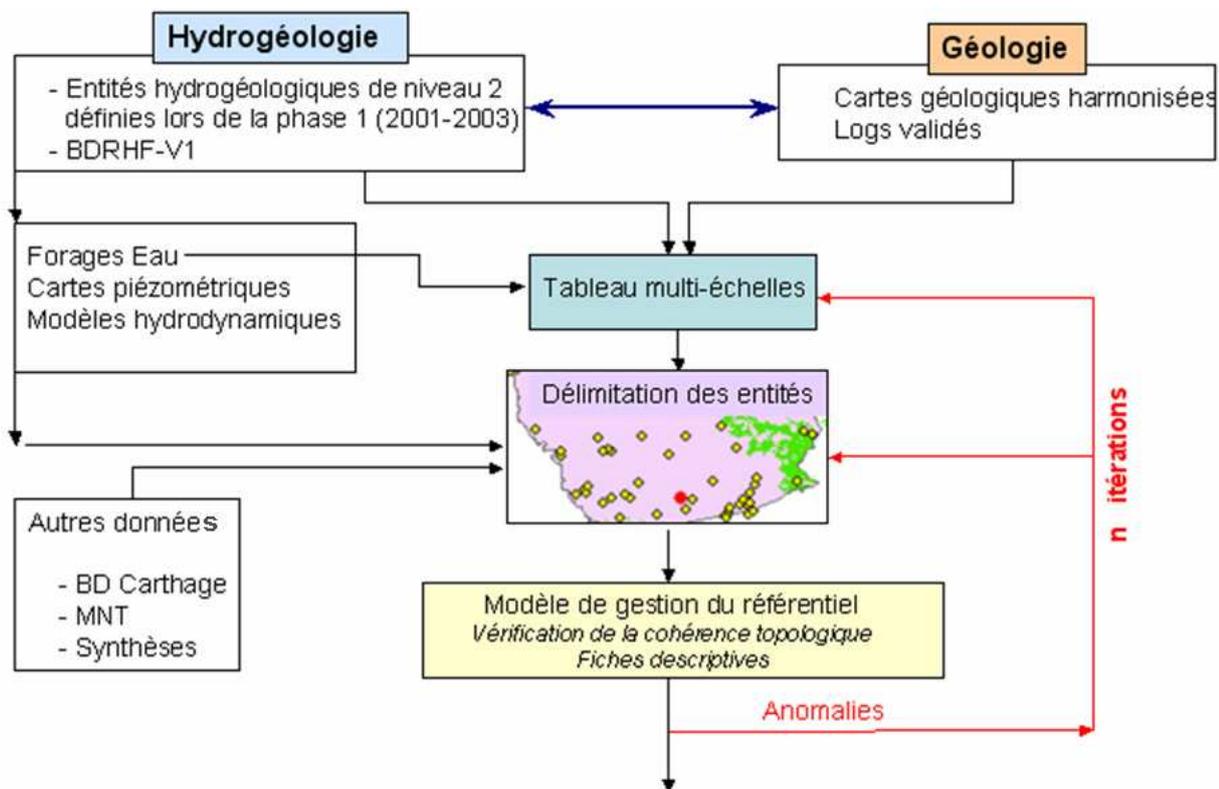


Figure 4 – Processus de délimitation des entités hydrogéologiques et de contrôle de la cohérence 3D de l'assemblage.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Les **limites** latérales entre une entité et ses voisines ont été représentées uniquement pour les polygones d'ordre 1 du niveau local (NV3). Elles sont caractérisées par l'attribut aquifère ou domaine (perméable ou imperméable) associé aux arcs qui les composent.

Les limites entre entités sont extraites automatiquement par le modèle de gestion du référentiel et intégrées dans la géodatabase du référentiel.

Cette analyse permet de définir les contacts aux limites entre les entités (Tab. 2) :

Nature des contacts	Type de limite possible (guide méthodologique)
Aquifère sur aquifère	Ligne d'affluence des eaux de formations perméables ou semi-perméables à un aquifère libre emboîté ou à un autre aquifère en contact par faille (cas d)
Aquifère / aquifère	Ligne de partage des eaux souterraines (cas a) = Limite à flux nul
Aquifère/ domaine	Limite "étanche" (cas b) = Limite à flux nul
Aquifère sur domaine	Limite "étanche" (cas b) = Limite à flux nul Ligne de sources de déversement (cas e)
Aquifère sous domaine	Ligne d'affluence d'un aquifère captif à un aquifère libre (cas c) Généralisable en " Limite de recouvrement " (pouvant coïncider avec la limite de captivité). Cela ne préjuge pas du sens d'écoulement.
Domaine sur aquifère	Ligne de débordement continue ou discontinue (cas f)
Domaine/ Domaine	/

Tableau 2 – Nature des contacts entre entités et limites hydrogéologiques correspondantes

Exemple pour la Beauce en Région Centre :

L'aquifère des calcaires de la Beauce est un aquifère multicouche, qui est défini dans BDLISA NV3 par 3 entités (cf. Tableau 1). Le modèle de gestion permet par exemple de cartographier le toit d'un aquifère (exemple : aquifère d'Etampes, Fig.5), trois cas peuvent être différenciés :

- Le toit est une entité imperméable [zone 1] : l'aquifère est alors recouvert par des dépôts détritiques. C'est le cas pour les Molasses du Gâtinais ou les Marnes, Calcaires et Argiles de l'Orléanais. Ils forment une éponte imperméable vers la surface ou vers l'aquifère superposé.
- Le toit est une entité aquifère [zone 2] : il y a alors une connexion hydraulique entre les deux entités aquifères, comme c'est le cas pour la superposition des calcaires de Pithiviers au sud et au nord-ouest de l'extension. L'aquifère multicouche peut être considéré comme aquifère monocouche dans ces zones de contact.
- Le toit est une entité semi-perméable ou perméable, différente de l'aquifère sous-jacent [zone 3] : c'est le cas pour les Sables de Lozère au nord, une connexion hydraulique est possible entre les deux aquifères.

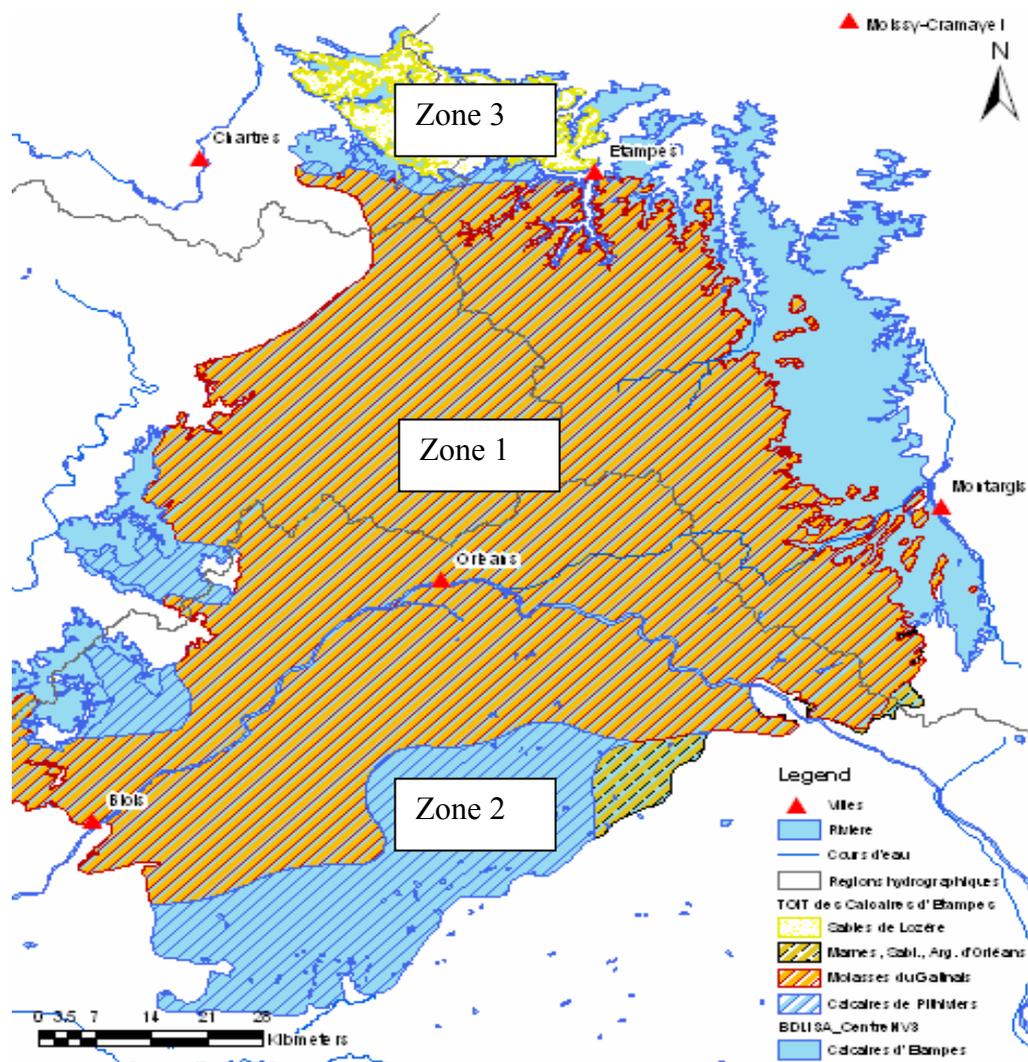


Figure 5 – L'intérêt des ordres et de la nature (= perméabilité) des entités : Exemple des calcaires d'Etampes

III. Perspectives d'application du référentiel BDLISA

III.1 Exemple de BDLISA 2D1/2 vers un modèle 3D

Dans le cadre du projet SIGES Centre (Système d'Information pour la Gestion des Eaux Souterraines) en Région Centre 2010, le travail mené sur le référentiel BDLISA marque une étape importante de valorisation : passer d'un référentiel de dimension 2D1/2 vers un référentiel 3D pour 6 des grands aquifères de la région.

Pour ce travail sont utilisés les contours des entités BDLISA et une base de données des logs validés : chaque passe des logs issus de la BSS, qui décrit une stratigraphie précise, est rattaché à une entité de la BDLISA. Pour chaque log sont ensuite calculées les épaisseurs des aquifères correspondants (Fig. 6).

Les limites des entités sont également précisées : elles signifient également une épaisseur de « zéro » mètres et permettent de compléter la base des épaisseurs. Le calcul d'un modèle 3D demande une analyse fine des épaisseurs et de leurs variations spatiales.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

L'interprétation et l'interpolation sont réalisées grâce à des analyses géostatistiques (Fig.7).

Certaines entités peuvent également être influencées par des failles qui déplacent en bloc les séquences.

III.2 Rattachement des points d'eau aux aquifères ou aux masses d'eau

Dans le cadre des travaux réalisés en 2010 dans le cadre de la convention ONEMA-BRGM, les points de captage utilisés pour l'AEP doivent être rattachés aux masses d'eau et aux entités hydrogéologiques. La base de données des logs avec les entités BDLISA correspondants et les contours du référentiel BDLISA peuvent être utilisés pour faciliter ce travail de rattachement : les contours permettent de voir si le point d'eau est à l'intérieur d'une entité BDLISA ou pas. Certaines masses d'eau sont limitées par l'exploitabilité connue au moment de la délimitation initiale ; au contraire, les entités BDLISA incluent la totalité de l'extension de l'aquifère, même profond. La connaissance des logs permet de rattacher un point d'eau à un aquifère en fonction de la profondeur, lorsqu'il y a plusieurs aquifères superposés.

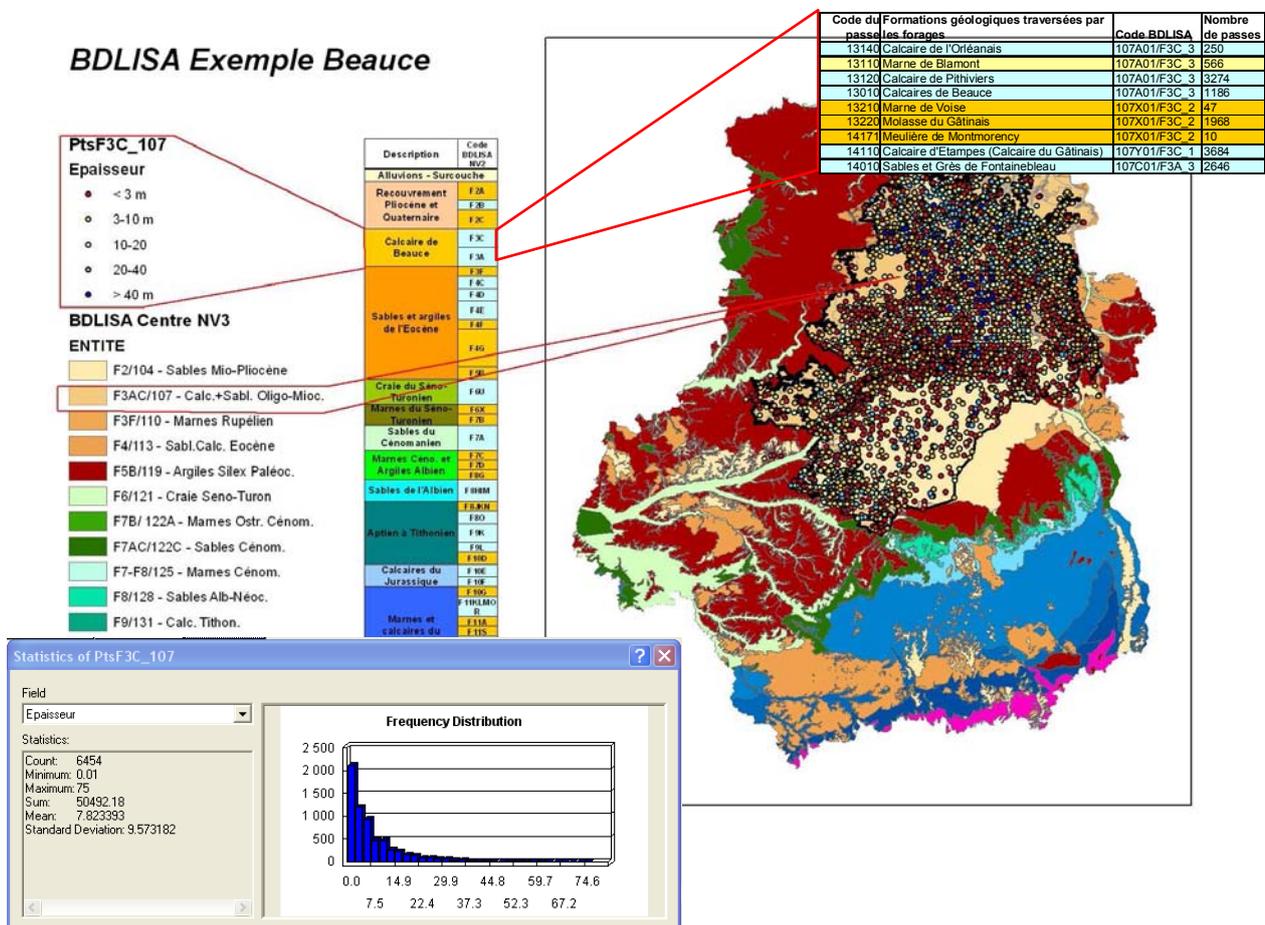
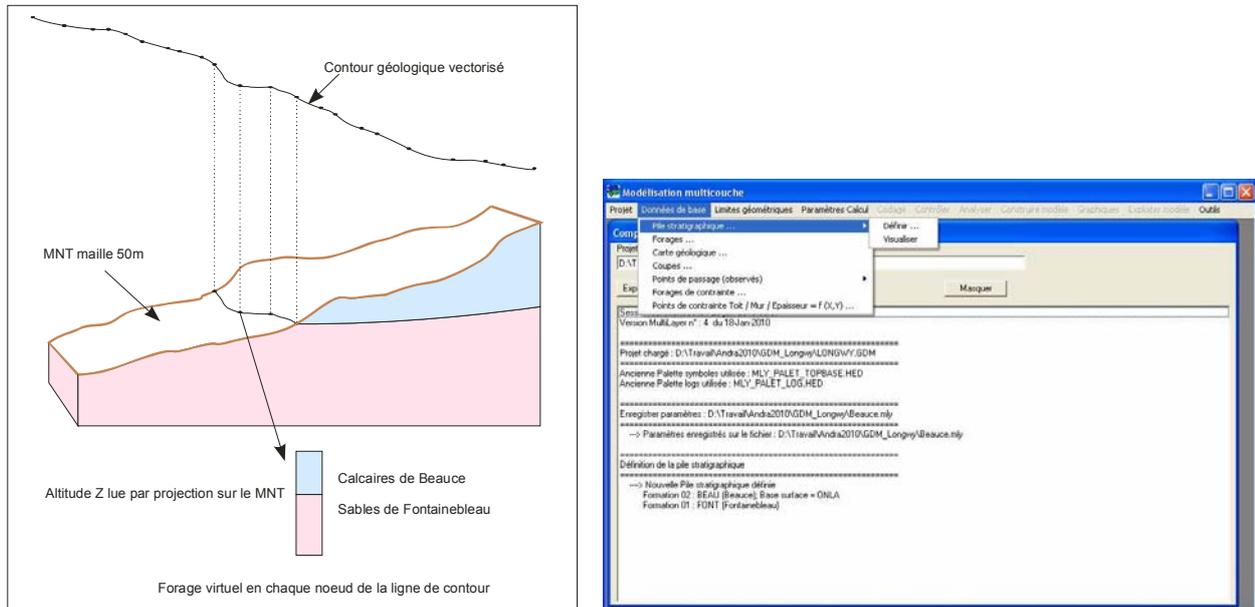


Figure 6 – D'une entité de dimension 2D1/2 vers un modèle 3D.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »



(C. Robelin, 2010)

Figure 7 – Principe de construction d'une entité BDLISA en 3D.

III.3 L'exploitation du référentiel BDLISA pour une meilleure connaissance de la vulnérabilité des nappes

L'exploitation de l'information de la perméabilité (décrite sous « nature » dans le référentiel BDLISA) peut permettre de caractériser la connexion hydrodynamique et les flux entre les entités : la connaissance des couvertures imperméables et des épontes des entités du référentiel BDLISA peut permettre de définir les zones des nappes moins vulnérables aux pollutions. Certains aquifères, comme celui de la Beauce (Fig.8) sont effectivement plus vulnérables à une pression anthropique dans la partie sans couverture. Grâce à l'information sur l'existence d'épontes entre les aquifères, on peut définir une probabilité de connexion hydraulique ou d'un transfert chimique.

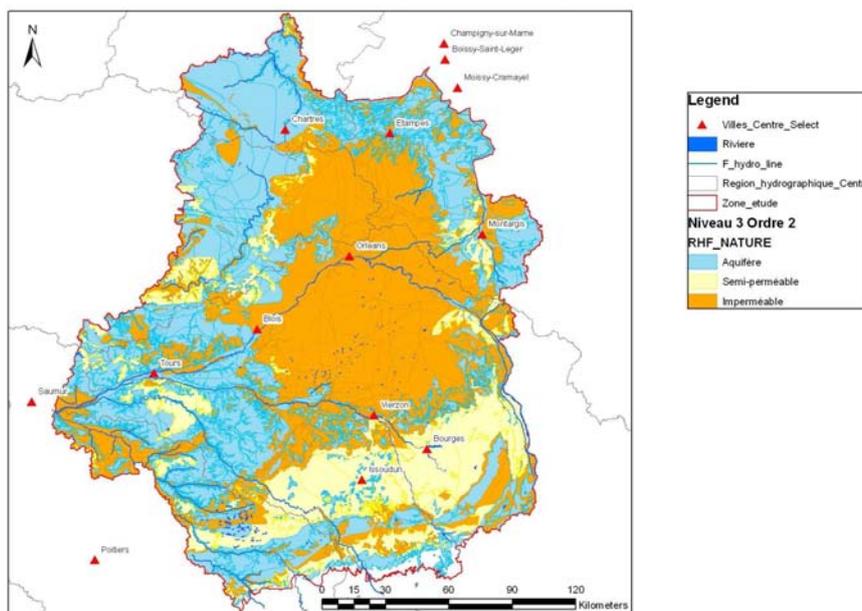


Figure 8 – Présentation des entités d'ordre 2 par leur nature de perméabilité

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Cette information peut également indiquer un contact eau de surface – eau-souterraine : l'aquifère de la Beauce n'est pas en contact hydraulique direct avec les alluvions de la Loire en amont d'Orléans, car l'entité imperméable des Marnes, Argiles et Sables de l'Orléanais crée une séparation hydraulique.

III. 4 Proposition d'ajustement ou de nouvelle délimitation des masses d'eau à partir des entités hydrogéologiques du référentiel national BDLISA

Reconfigurer ou redimensionner les masses d'eau en s'aidant du référentiel hydrogéologique BDLISA, construit à l'aide des données les plus récentes (cartes géologiques harmonisées et logs validés), et dont l'achèvement est prévu fin 2010 pour le bassin Loire-Bretagne, permettrait d'atteindre l'objectif de meilleure caractérisation des masses d'eau, de faciliter leur gestion et d'améliorer la définition de l'état de ces masses d'eau.

Pour 2011, il est donc proposé d'améliorer le travail de définition des masses d'eau réalisé en 2004 sur le bassin Loire-Bretagne afin de disposer d'un référentiel DCE plus en adéquation avec les réalités hydrogéologiques et permettant une meilleure gestion de la ressource dans ses composantes qualitatives et quantitatives.

Un tableau de correspondance sera d'abord établi entre les masses d'eau et les entités de la BDLISA NV3. Il pourrait y avoir ensuite un simple ajustement des nouvelles limites en s'appuyant sur les entités actuelles du référentiel BDLISA du bassin Loire-Bretagne (Fig.9).

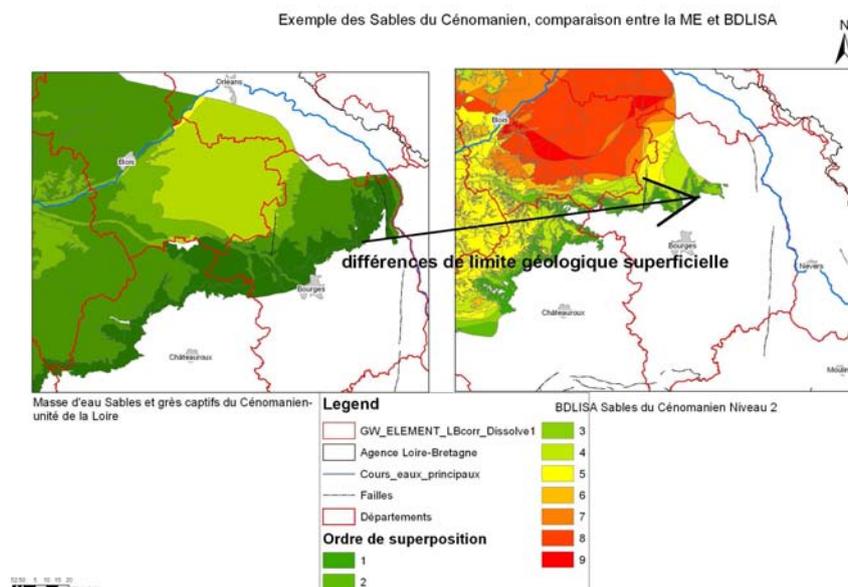


Figure 9 – Comparaison des limites géologiques superficielles des masses d'eau et des entités BDLISA

Dans une deuxième phase, une réflexion sur un redécoupage des masses d'eau, horizontalement et/ou verticalement, pourrait être menée. Elle prendrait en compte le retour d'expérience sur la caractérisation des masses d'eau : celui-ci a pu montrer dans certains cas une difficulté de caractérisation globale des systèmes aquifères. Une sectorisation permettrait de mieux prendre en compte le changement d'état à l'intérieur d'un aquifère ou d'un ensemble d'aquifères dans le cas d'un multicouche.

Références bibliographiques :

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »**

- [1] Seguin J.J., Mardhel V., 2009 – Référentiel Hydrogéologique Français BDLISA – Principes de construction et mise en œuvre, Rapport BRGM. http://sigessn.brgm.fr/IMG/pdf/Principes_BD_LISA.pdf
- [2] Albinet M., (1967) – Carte hydrogéologique du bassin de Paris, Carte BRGM
- [3] Margat J. (1976) – Définition des principaux systèmes aquifères du territoire français, Rapport BRGM 76SGN531.
- [4] Margat J., 1980 – Carte hydrogéologique de la France à l'échelle de 1/1 500 000. Systèmes aquifères. Carte et Notice explicative BRGM.
- [5] Landreau A., 1993 – Numérisation des systèmes aquifères et domaines hydrogéologiques de la France à l'échelle du 1/1 000 000, Rapport BRGM R37844.
- [6] Mardhel V., Normand M., 2005 – Mise en œuvre de la DCE. Identification et délimitation des masses d'eau souterraine. Mise à jour 2005. Rapport BRGM/RP54605-FR.
- [7] Schomburgk S. 2009 – Référentiel Hydrogéologique Français BDLISA – Bassin Loire-Bretagne Année 3. Délimitation des entités hydrogéologiques de niveau 3 en région Centre. Rapport BRGM/RP58257-FR.

Utilisation du MODèle hydrodynamique Nord Aquitain (MONA) pour appuyer la définition des volumes prélevables dans les aquifères profonds du Nord du Bassin aquitain

PEDRON N.¹, GOMEZ E.²

1 - BRGM – Service Géologique Régional Aquitaine, n.pedron@brgm.fr,

2 - BRGM – Service Géologique Régional Haute Normandie, e.gomez@brgm.fr

La loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) du 30 décembre 2006 et le décret du 24 septembre 2007 prévoient la restauration de l'équilibre quantitatif de la ressource en eau dans les zones en déficit (ZRE) et la mise en place d'une gestion collective de l'eau.

La circulaire du 30 juin 2008 relative à la résorption des déficits quantitatifs en matière de prélèvement d'eau et gestion collective des prélèvements d'irrigation prévoit que les volumes prélevables dans les ressources en eau soient déterminés pour tous les usages (eau potable, industrie, agriculture, navigation, etc.) dans les bassins en déficit quantitatif.

L'organisation pour la détermination de ces volumes a été adoptée par la Commission Administrative de Bassin qui s'est tenue le 20 octobre 2008. La DREAL de Bassin et l'Agence de l'Eau ont été chargées de mettre en œuvre les décisions prises pour l'ensemble des nappes concernées.

Pour les nappes captives nord-aquitaines, il a été convenu d'utiliser le Modèle mathématique Nord-Aquitain (MONA) du BRGM pour simuler l'évolution de ces nappes à moyen terme sous différentes hypothèses et ainsi fournir des éléments de réflexion aux acteurs du nord du Bassin en vue de la définition des volumes prélevables de ces nappes.

L'utilisation du modèle a permis aux acteurs/décideurs de tester des scénarios de prélèvements et de recharge à horizon 2050 afin d'identifier ceux susceptibles de satisfaire au mieux les usages et la préservation de la ressource (notamment en maintenant des niveaux piézométriques minimum dans les secteurs identifiés comme « à risque »).

Cette étude [1] a été financée par l'Agence de l'eau Adour-Garonne, des fonds européens FEDER et le BRGM sur sa dotation de service public.

I. DESCRIPTION DE L'AIRE D'ETUDE ET DE LA ZONE MODELISEE

La plate-forme nord-aquitaine fait partie du bassin d'Aquitaine qui est ouvert sur l'océan atlantique et dont la formation a commencé au Permien, il y a 280 Ma environ. Les affleurements des terrains jurassiques et crétacés, en bordure de la Vendée et du Massif Central, témoignent des deux vastes transgressions marines qui se sont produites au Mésozoïque. Les formations géologiques à dominante calcaire qui en résultent ont une structuration relativement faible liée à une tectonique de couverture, à part quelques grands anticlinaux (structures de Jonzac, Villagrains, Roquefort-Créon) et des failles distensives majeures (Bordeaux et Nord-Arcachonnaise).

Mais plus au sud et en profondeur, l'architecture contrastée des terrains des parties centrale et méridionale du bassin traduit les conséquences de l'ouverture du golfe de Gascogne au Crétacé inférieur puis de l'orogénèse pyrénéenne pendant l'Eocène (enfouissement/comblement de profondes fosses, montée de diapirs salifères). Les transgressions marines sont nettement moins amples au Cénozoïque : la continentalisation du bassin, commencée sur les bordures dès la fin du Crétacé, s'affirme au Miocène pour se terminer au Quaternaire.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Le domaine modélisé couvre la partie nord du Bassin aquitain (Fig. 1) : la totalité du département de la Gironde, une grande partie des Landes (pour les 4 premières couches principalement), l'essentiel de la Dordogne, du Lot et du Lot-et-Garonne (couches du Crétacé et du Jurassique principalement), le nord du Tarn-et-Garonne et du Gers, le sud de la Charente et de la Charente maritime.

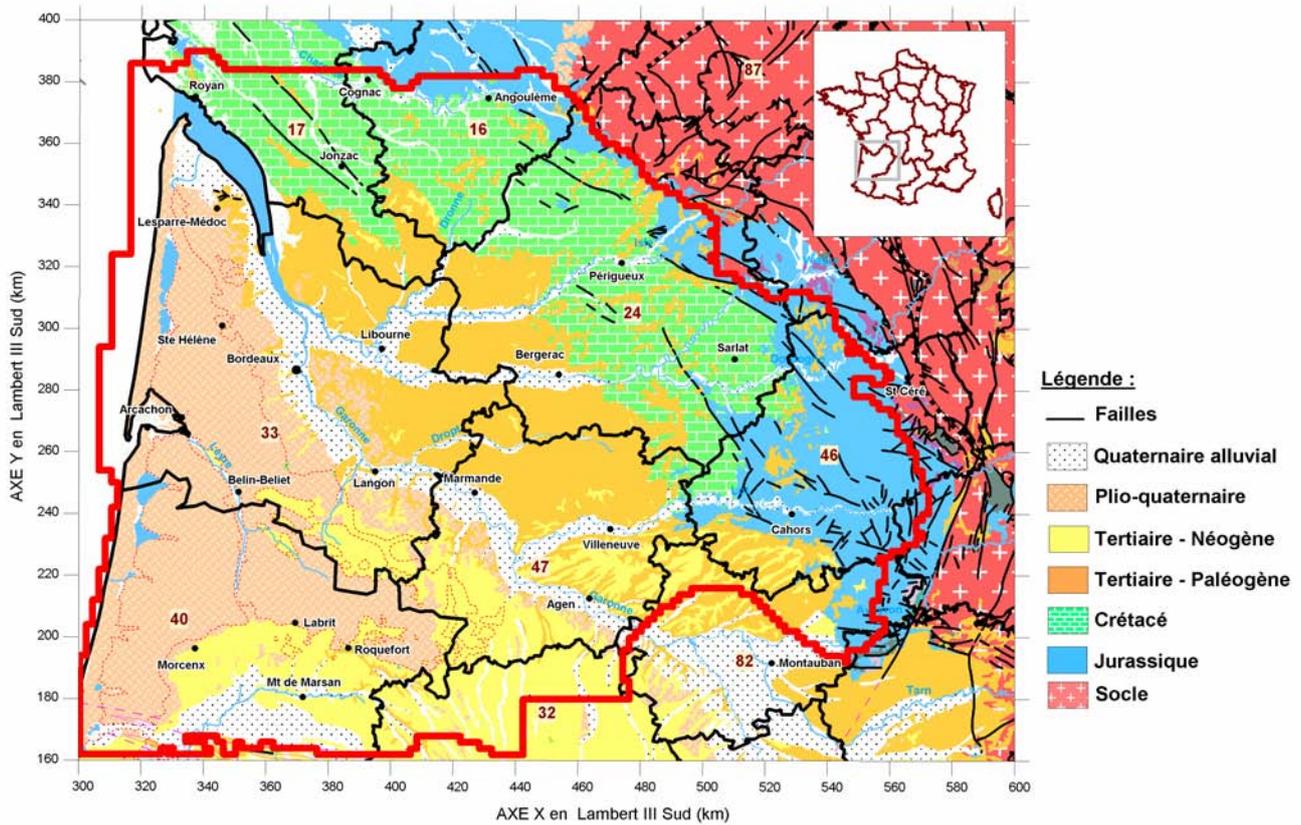


Figure 1 – situation géographique et géologie à l'affleurement – Extension de la zone modélisée

II. LE MODELE HYDRODYNAMIQUE NORD-AQUITAIN (MONA)

Le modèle hydrodynamique Nord-Aquitain s'appuie sur le logiciel de modélisation MARTHE (Modélisation d'Aquifères par maillage Rectangulaire en Régime Transitoire pour le calcul Hydrodynamique des Ecoulements) [2] développé par le BRGM (actuellement version 7.1 d'octobre 2010). Il est de type multicouche, bâti suivant un schéma aux différences finies : chaque couche aquifère est discrétisée en mailles parallélépipédiques dont la face supérieure correspond au toit de la formation considérée et la face inférieure au mur de cette formation. Les épontes ne figurent pas explicitement en tant que couches de calcul (modèle « quasi-3D ») Les charges hydrauliques n'y sont pas calculées²². Des échanges verticaux entre couches aquifères peuvent néanmoins avoir lieu au travers des épontes. Ils sont calculés par le modèle.

5 stations météorologiques (Mérignac, Cognac, Gourdon, Bergerac, Mont-de-Marsan) sont utilisées pour le calcul des recharges introduites dans le modèle. Elles servent à calculer les pluies efficaces au droit des zones d'affleurements des différentes nappes modélisées. Celles-ci sont ensuite ajustées lors de la phase de calage du modèle et une "loi" de recharge permet de passer des pluies efficaces à la recharge introduite dans le modèle.

²² Dans un modèle quasi 3D, les termes de stockage-destockage des épontes ne sont pas pris en compte (le coefficient d'emmagasinement dans les épontes n'est donc pas nécessaire).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Le modèle, dans sa version actuelle (MONA V3.3) [3], simule les écoulements au sein de 15 couches aquifères et les échanges entre ces couches au travers de chacune des épontes ("semi-perméables") qui les séparent (fig.2)..

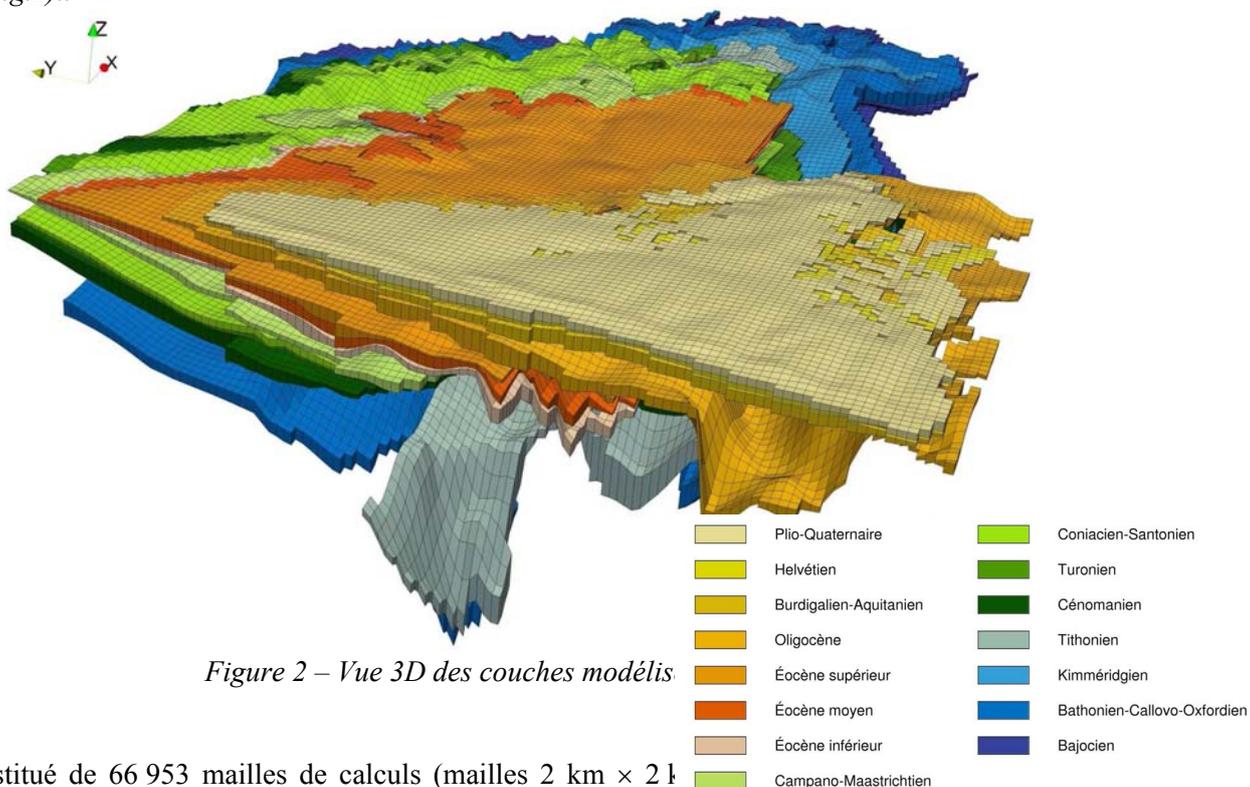


Figure 2 – Vue 3D des couches modélis

Il est constitué de 66 953 mailles de calculs (mailles 2 km × 2 km). Chaque couche aquifère du modèle est rappelé dans le tableau suivant (Tabl. 1).

FORMATION	N° COUCHE	CODIFICATION MONA	NOMBRE DE MAILLES	SUPERFICIE km ²
Plio-Quaternaire	1	MNA-PLIOQ	2 841	11 364
Helvétien	2	MNA-HELV	2 227	8 908
Aquitainien-Burdigalien	3	MNA-AQUI	3 161	12 644
Oligocène	4	MNA-OLIGNP	4 055	16 220
Éocène supérieur	5	MNA-EOCS	3 899	15 596
Éocène moyen	6	MNA-EOCM	4 331	17 324
Éocène inférieur	7	MNA-EOCI	4 326	17 304
Campano-Maastrichtien	8	MNA-CAMP	4 337	17 348
Coniacien-Santonien	9	MNA-COST	6 218	24 872
Turonien	10	MNA-TURO	6 667	26 668
Cénomanién	11	MNA-CENO	5 772	23 088
Tithonien	12	MNA-TITH	1 838	7 352
Kimméridgien	13	MNA-KIMM	3 381	13 524
Bathonien-Calovo-Oxfordien	14	MNA-BACX	7 856	31 424
Bajocien	15	MNA-BAJO	6 044	24 176

Tableau 1 – Nombre de mailles et superficie de chaque couche du MONA en version V3.3

Le modèle a été calé en régime transitoire au pas de temps annuel sur la période 1972-2007 à l'aide de 382 chroniques piézométriques. Pour chaque année, il simule un état moyen des nappes en réponse aux prélèvements et à la recharge cumulée sur l'année.

Les phases d'actualisation des données réalisées successivement en 1999, 2001 et 2005 ont servi de période de validation de l'outil et permis de contrôler sa robustesse.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Quelques exemples de chroniques simulées dans l'Oligocène (MNA-OLIGNP), l'Eocène (MNA-EOCM), le Crétacé (MNA-TURO) et le Jurassique (MNA-BACX) sont confrontés aux chroniques observées et présentés sur la figure 3.

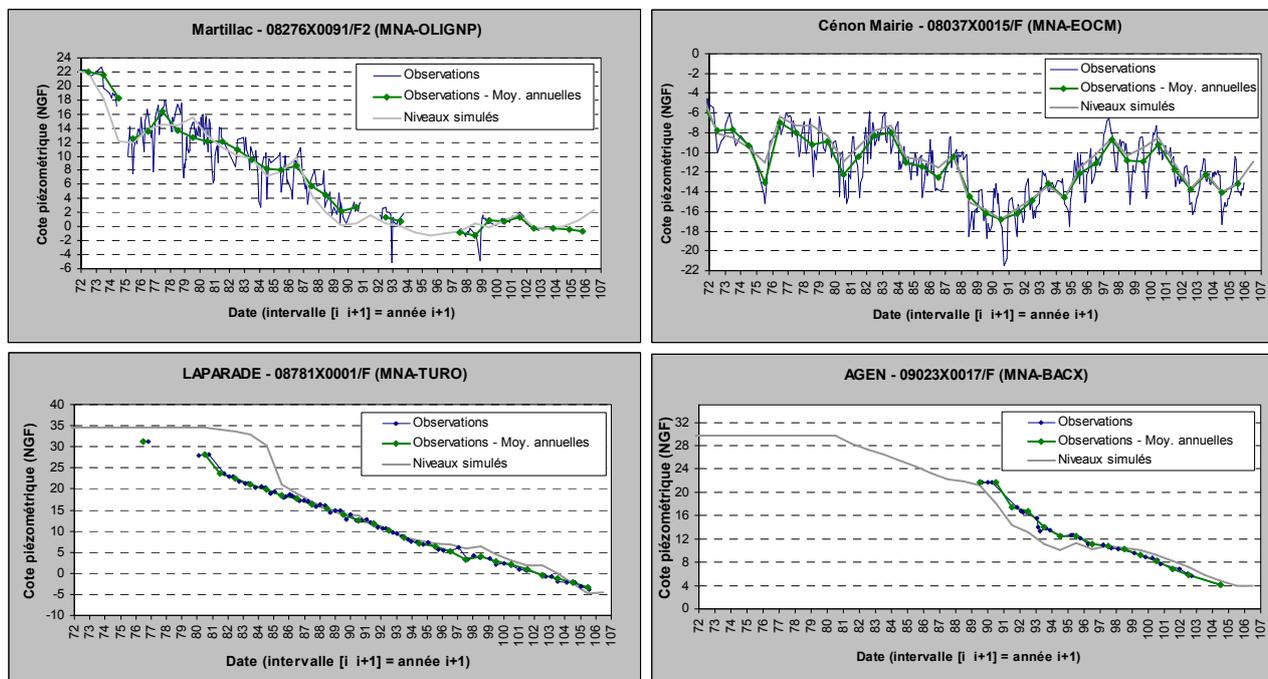


Figure 3 – comparaison des chroniques piézométriques observées/simulées – MONA V3.3

III. LES PRELEVEMENTS DANS LES GRANDS AQUIFERES PROFONDS DU NORD DU BASSIN AQUITAIN

III. 1 Travail d'actualisation des prélèvements

Il faut noter que différentes répartitions spatiales des prélèvements dans un aquifère peuvent conduire à un même volume prélevable global, mais elles ne produiront pas les mêmes effets sur les secteurs où le maintien d'un niveau piézométrique sera jugé nécessaire. Il est donc indispensable d'être correctement ajusté sur les prélèvements actuels et sur ceux projetés, tant du point de vue des débits captés que de la répartition spatiale.

Afin que les scénarios testés soient au plus près de la réalité, il a été décidé d'impliquer les acteurs des départements concernés pour :

- la vérification des données de prélèvements passées (forages non connus du BRGM ou volumes prélevés inexacts, mise à jour des données jusqu'à fin 2007),
- l'intégration des dernières connaissances sur les projets à venir (nouveaux prélèvements, arrêts de prélèvements actuels...).

Des réunions de concertation avec les acteurs du nord du Bassin aquitain ont permis de valider les hypothèses à retenir pour les différents scénarios à tester.

III. 2 Bilan des prélèvements

A l'issue de ce travail de synthèse, la base de données de prélèvements du modèle comprend **3 248** ouvrages (Fig. 4) sollicitant les 14 nappes modélisées (hors Plio-quaternaire) répartis comme suit : 3 en Tarn-et-Garonne (82), 85 en Lot-et-Garonne(47), 0 dans le Lot (46), 536 dans les Landes (40), 1406 en Gironde (33), 400 en Dordogne (24), 687 en Charente-Maritime (17) et 131 en Charente (16).

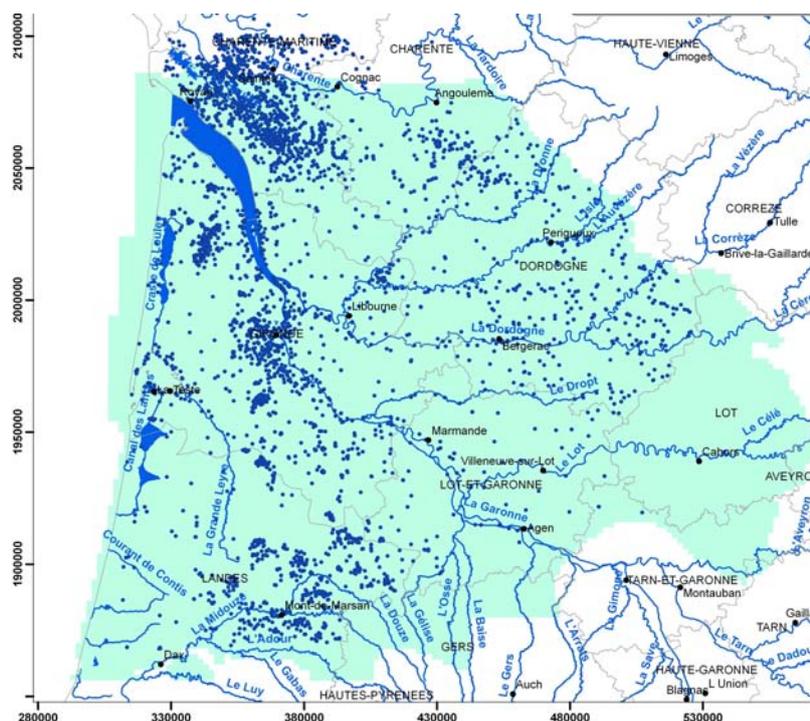


Figure 4 – Carte de répartition des 3748 captages recensés dans la BD « Prélèvements » et limite d'extension globale du modèle MONA

Les volumes prélevés en 2007 sur les 3 248 captages intégrés dans le modèle, étaient d'environ **291 millions de m³** (Fig. 5). L'illustration ci-dessous retrace l'évolution des prélèvements pris en compte dans le modèle (dans les parties libres et captives des nappes). Le volume maximum enregistré correspond à l'année 2003 avec 322 millions de m³.

Si l'on considère à présent les prélèvements entrant dans le domaine de l'étude (prise en compte des zones captives uniquement), on obtient 2048 ouvrages sollicitant totalement ou pour partie (cas d'ouvrages captant plusieurs nappes dont certaines libres) les zones captives des 14 nappes modélisées (hors Plio-quaternaire). Ils se répartissent comme suit : 3 en Tarn-et-Garonne (82), 57 en Lot-et-Garonne (47), 0 dans le Lot (46), 47 dans les Landes (40), 1260 en Gironde (33), 291 en Dordogne (24), 282 en Charente-Maritime (17) et 108 en Charente (16).

Les volumes prélevés en 2007 sur les 2048 captages situés dans la zone d'étude, étaient d'environ **201 millions de m³** (Fig. 6). Le maximum de prélèvements enregistré correspond à l'année 2003 avec près de 227 millions de m³.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

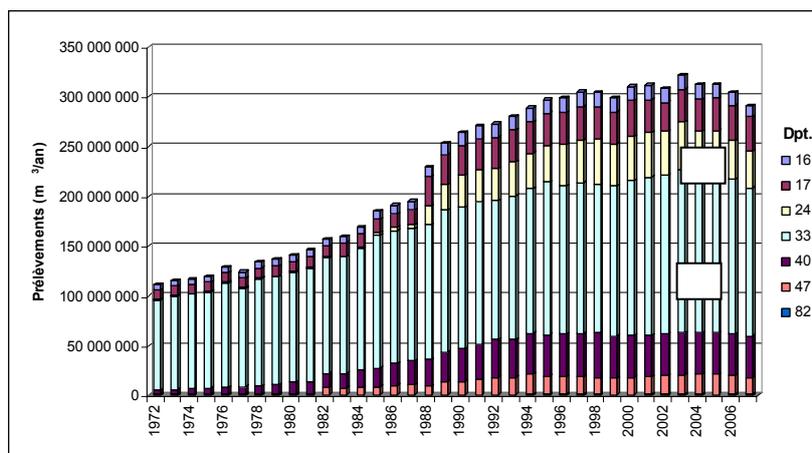


Figure 5 - Evolution des prélèvements par département (tous usages confondus) – 3 248 ouvrages pris en compte dans le modèle MONA

On constate que le département de la Gironde est celui qui sollicite, et a toujours sollicité, le plus les nappes d'eaux souterraines du nord du Bassin aquitain. L'exploitation des nappes captives en Lot-et Garonne n'a réellement débuté qu'au début des années 80 avec les premiers forages réalisés au Jurassique. Le développement des forages en Dordogne a connu une réelle expansion à la fin des années 80 et au début des années 1990 avec la réalisation de nombreux forages destinés à l'alimentation en eau potable et à l'agriculture. Depuis le milieu des années 1990, la progression des volumes prélevés s'est fortement ralentie et tend même à diminuer depuis 2003.

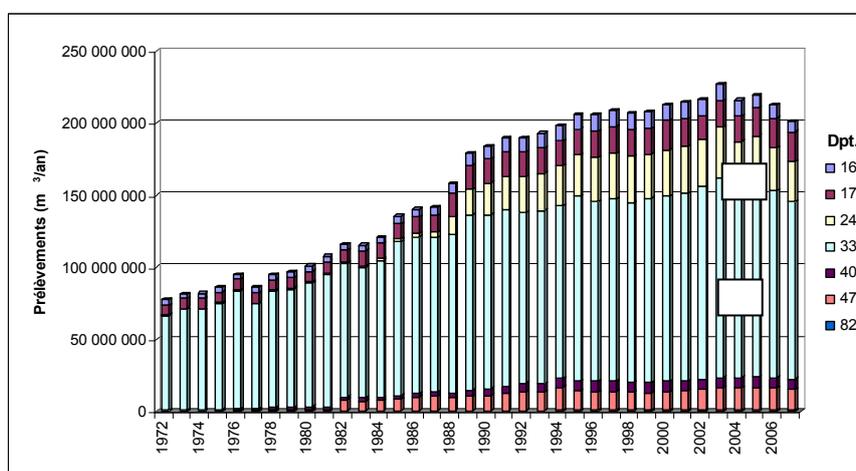


Figure 6 - Evolution des prélèvements par département (tous usages confondus) – 2048 ouvrages de la zone d'étude (sollicitant une nappe captive)

La part de l'eau destinée à un usage industriel (Fig. 7) n'a cessé de diminuer depuis 1972 (aujourd'hui à 3% environ) alors que dans le même temps, les volumes prélevés à usage agricole et d'alimentation en eau potable ont fortement progressé (années 1980 et 1990). L'évolution des prélèvements et des usages apparaît beaucoup plus stable depuis le milieu des années 1990.

L'AEP représente plus de 70% des prélèvements dans les nappes captives. Ce chiffre masque des hétérogénéités fortes puisque cet usage ne représente que 10 à 20% dans les nappes du Miocène, plutôt

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

sollicitées pour l'agriculture, et plus de 90% dans la nappe de l'Eocène moyen et celle du Bathonien-Callovo-Oxfordien.

L'Eocène et l'Oligocène sont de loin (respectivement 30 et 50 millions de m³/an) les aquifères plus sollicités pour l'usage AEP. La forte sollicitation du Miocène à des fins agricoles s'explique par la relative accessibilité de la ressource qui est peu profonde et donc économiquement intéressante pour cet usage. L'annexe 4 présente des cartes de répartition spatiale des prélèvements, par nappe et par usage. Les ouvrages agricoles sont généralement localisés à proximité des zones d'affleurements ou des grandes structures anticlinales (Jonzac, Mareuil...) qui correspondent à des zones où les aquifères sont peu profonds.

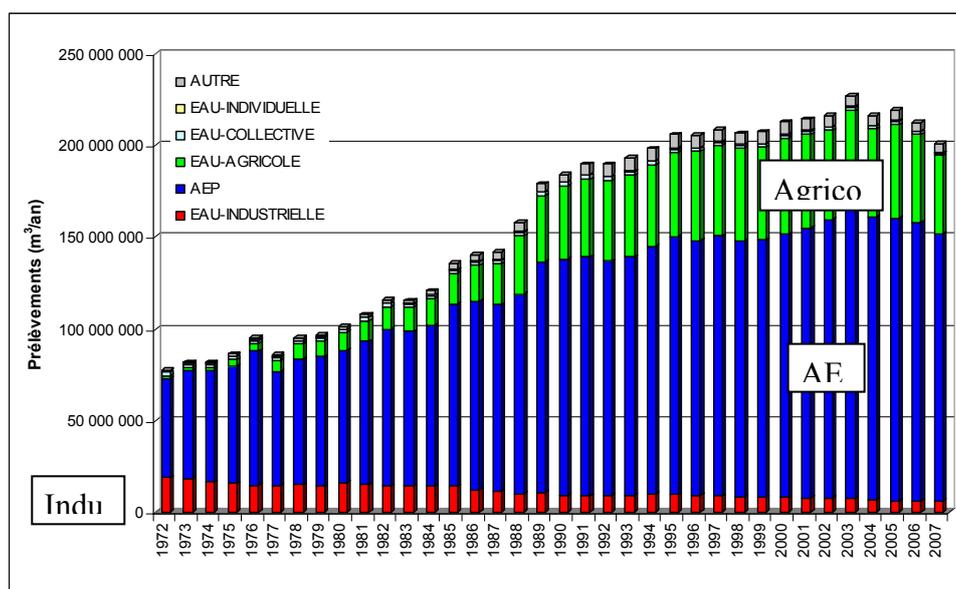


Figure 7 – Evolution temporelle de la répartition des prélèvements par usage sur les 2048 ouvrages de la zone d'étude

L'aquifère Oligocène présente la particularité d'être très exploité pour l'AEP et l'agriculture. C'est un aquifère productif, peu profond et présentant des eaux de très bonne qualité. C'est avec l'Eocène, la principale ressource en eau potable de la Communauté Urbaine de Bordeaux (C.U.B.).

Le Cénomaniens apparaît comme la principale ressource géothermale du nord du Bassin aquitain. Cet usage, bien que marginal, est surtout développé en Gironde au droit de l'agglomération bordelaise.

Les aquifères du Jurassique sont très majoritairement exploités en Dordogne et en Lot-et-Garonne où la profondeur limitée des réservoirs permet d'exploiter les nappes. En revanche en Gironde, les aquifères jurassiques sont beaucoup trop profonds pour disposer d'un accès aisé à la ressource (coût, qualité des eaux et température).

IV. CONSTRUCTION DU SCENARIO PROSPECTIF SUR LA PERIODE 2008-2050

Le modèle hydrodynamique régional Nord-Aquitain (MONA V3.3-2007) a été utilisé pour simuler l'impact sur les nappes de 5 scénarios (prélèvements et recharge) sur la période 2008-2050. Les 5 scénarios retenus sont les suivants :

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

- 4 scénarios tendanciels simples basés sur un report de prélèvements et de recharge d'années contrastées visant à évaluer la sensibilité du modèle à ces paramètres,
- 1 scénario prospectif complexe élaboré en partenariat avec les acteurs locaux pour évaluer l'impact plausible de l'évolution de population (prospective de population INSEE (scénario médian) et projection d'implantation de nouveaux captages) et du changement climatique (scénario modéré du GIEC).

Le scénario prospectif intègre des évolutions de prélèvements complexes (arrêt ou mise en place de nouveaux captages, évolution de la consommation moyenne en AEP indexée sur la croissance démographique fournie par l'INSEE) et la prise en compte d'un scénario climatique prospectif (scénario médian A1B) issu des travaux du GIEC. **Ce scénario a été bâti avec le souci de représenter de la manière la plus réaliste possible l'évolution attendue de la demande en eau souterraine et du climat à partir de l'état actuel des connaissances sur ces sujets.** Les travaux du GIEC et de l'INSEE ont, à ce titre, été très utiles pour définir ce scénario.

IV. 1 Evaluation des prélèvements à l'horizon 2050

Les évolutions de prélèvements ont été estimées en considérant **une stabilisation des volumes dédiés à l'usage agricole et industriel sur la période 2008-2050**, et une augmentation des prélèvements destinés à l'alimentation en eau potable équivalente à l'évolution prévisionnelle de la population à partir de 2008 dans l'emprise du MONA (les données de prélèvement étant disponibles jusqu'en 2007).

Pour évaluer l'évolution de la consommation en eau potable, il a été admis :

- une consommation individuelle (dite dotation unitaire par habitant) identique à celle d'une année « moyenne » constatée, soit l'année 2007 ;
- une évolution de population utilisant les prévisions INSEE en scénario « médian » du modèle OMPHALE (version basée sur le recensement de population de 2006)

Les données transmises par l'INSEE s'appuient sur un découpage territorial qui permet d'individualiser des zones où les évolutions de population peuvent être considérées comme relativement homogènes. Pour chaque zone, le modèle OMPHALE fournit une population calculée avec un pas de 5 ans sur la période 2006-2030. Les projections de populations ont ensuite été interpolées au pas annuel sur la période (Figure 8) et extrapolées jusqu'en 2050 en prenant l'évolution moyenne enregistrée sur les 10 dernières années, de 2021 à 2030.

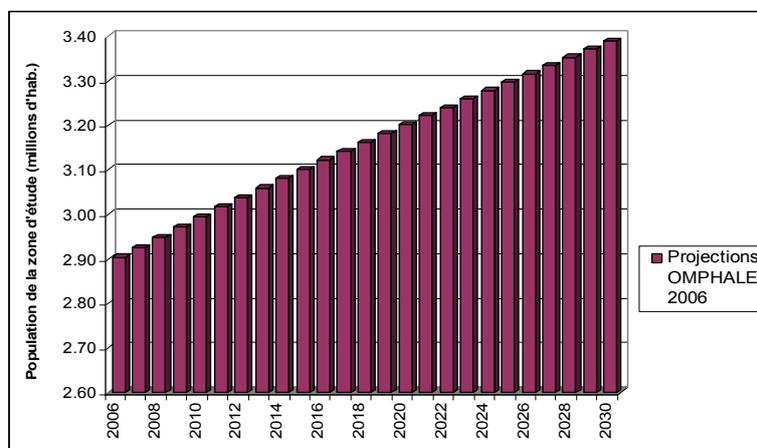


Figure 8 – Evolution projetée de la population sur la zone d'étude - période 2006-2030 – Modèle OMPHALE 2006

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

En combinant les évolutions de populations à la consommation « moyenne » en AEP (année 2007 sélectionnée), on obtient une estimation de la consommation en eau potable sur la période 2008-2050.

Pour les usages AEP, les projets visant à mettre en œuvre de ressources de substitution où à créer de nouveaux ouvrages ont été pris en compte sur la base des besoins identifiés par les acteurs locaux.

L'intégration des prélèvements stables, agricoles et industriels, permet d'obtenir les graphes suivants (Fig. 9 et 10) :

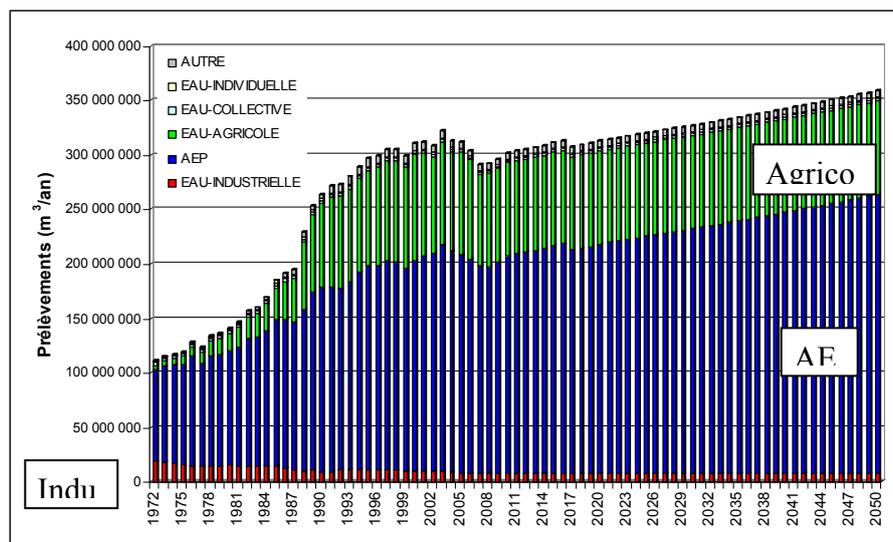


Figure 9 – Prélèvements 1972-2007 et projection jusqu'en 2050 – Ouvrages (3248) pris en compte dans le modèle MONA

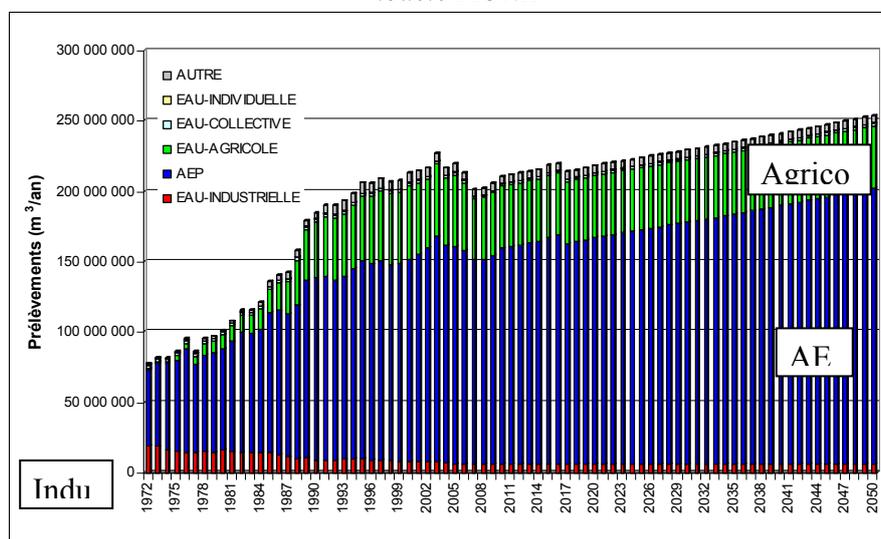


Figure 10 – Prélèvements 1972-2007 et projection jusqu'en 2050 – Ouvrages (2048) pris en compte dans la zone d'étude (parties captives)

IV. 2 Scénario climatique

Parallèlement, les résultats des simulations d'évolution climatique issues des travaux du GIEC ont été récupérés auprès du CERFACS. Ces données, issues du modèle ARPEGE, et désagrégées à la maille de 8 km x 8 km fournissent des projections de pluie et d'ETP à l'horizon 2050, les données étant disponibles à

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

partir de 2000. Le CERFACS a procédé à l'extraction des données issues des différents scénarios en sa possession dans les mailles situées au droit des 5 stations météorologiques prises en compte dans le modèle Nord-Aquitain.

Parmi les scénarios d'évolutions climatiques disponibles, le scénario A1B dit « modéré » a été retenu. Le calcul des pluies efficaces, effectué en gardant la réserve utile utilisée lors de la phase de calage du modèle, donne les résultats suivants (Fig. 11) représentés en moyennant les valeurs de pluies efficaces sur l'ensemble des 5 stations.

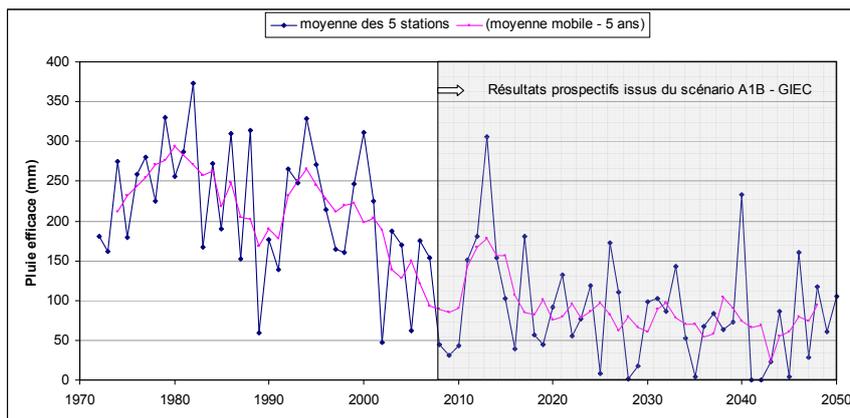


Figure 11 – Evolution des pluies efficaces de 1972 à 2050 (moyenne sur les 5 stations météo) – Projection avec le scénario A1B du GIEC à partir de 2008 (en grisé)

V. RESULTATS

Le scénario prospectif complexe (« Recharge A1B + Prélèvements INSEE »), jugé comme plausible au regard des perspectives d'augmentation de la population du nord de la région Aquitaine et des changements climatiques (diminution de la recharge de plus de 50%) tels qu'ils sont appréhendés aujourd'hui, **apparaît comme le scénario le plus défavorable des cinq testés**. Le déstockage simulé dans toutes les nappes (y compris Miocène) est plus important et se maintient (ou ne diminue que très lentement) durant toute la période de simulation.

L'augmentation de population, calculée par l'INSEE, associée à la réduction de la recharge des nappes, calculée à partir du scénario d'évolution climatique A1B du GIEC, donne lieu à une poursuite de la baisse de la piézométrie pour l'ensemble des nappes. Les rabattements simulés et leur extension géographique traduisent le comportement hydrodynamique du système aquifère multicouche en tenant compte de la complexité de son fonctionnement : distribution des perméabilités des nappes et des perméabilités verticales des épontes, évaluation des taux de recharges, distribution des prélèvements...

A titre d'illustration, les cartes de rabattements entre 2007 et 2050 dans les aquifères de l'Eocène moyen et le Bathonien-Calovo-Oxfordien sont présentées ci-après sur la figure 12

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

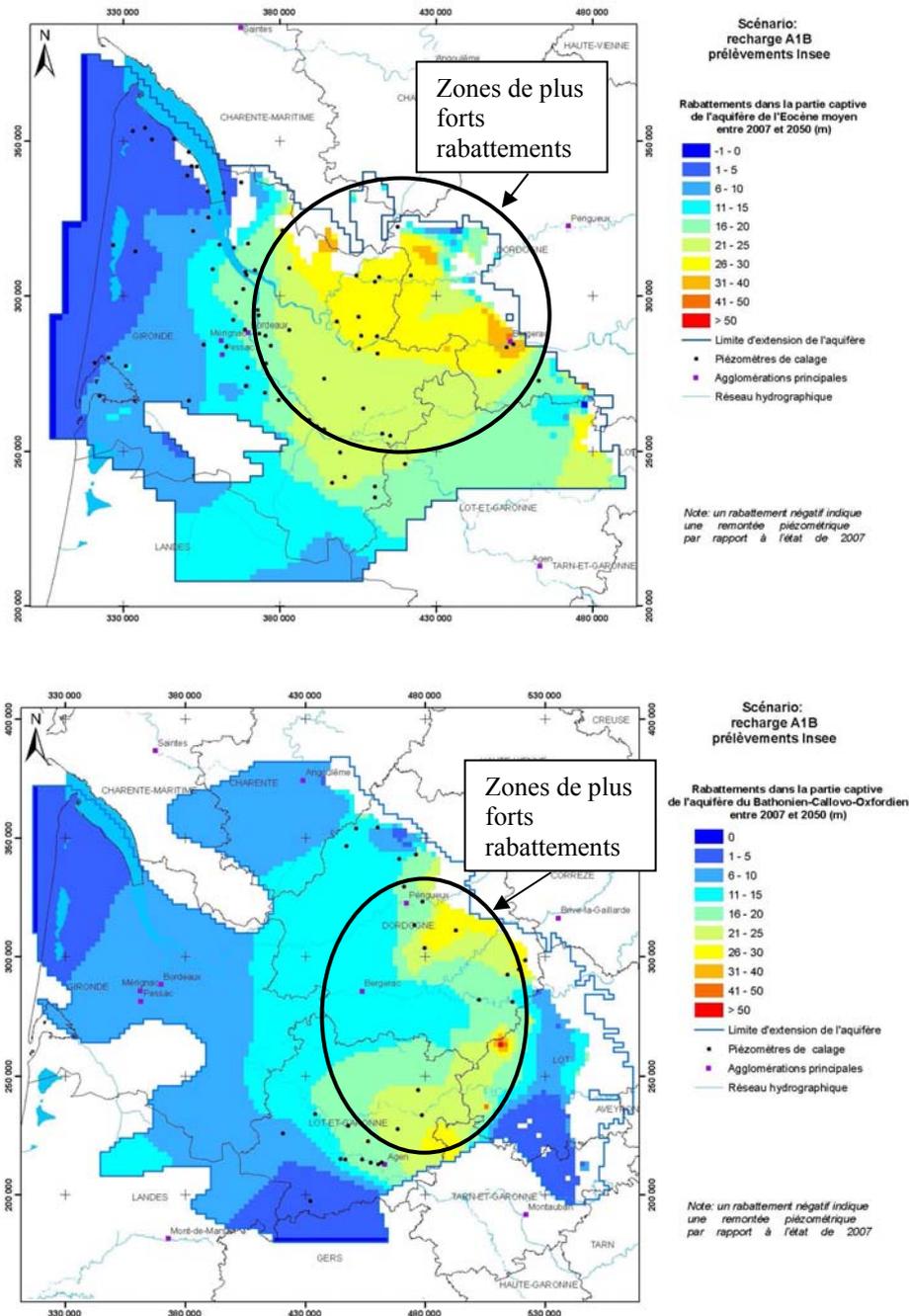


Figure 12 – Cartes de rabattements 2007-2050 – Scénario « Recharge A1B + Prélèvements INSEE » - Couches MNA-EOCM et MNA BACX

Dans l'Eocène moyen, on constate le caractère régionalisé de l'impact des prélèvements de la zone bordelaise sur l'aquifère. La mise en place des substitutions en 2015 et 2017 pour un total de 10 millions de m³ (8 sur la CUB et 2 sur le secteur de Carbon Blanc) impacte positivement la piézométrie de très nombreux forages situés à l'est de la CUB comme par exemple celui de Libourne (Fig. 13). En revanche, on n'observe aucun impact à l'ouest dans le secteur littoral.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

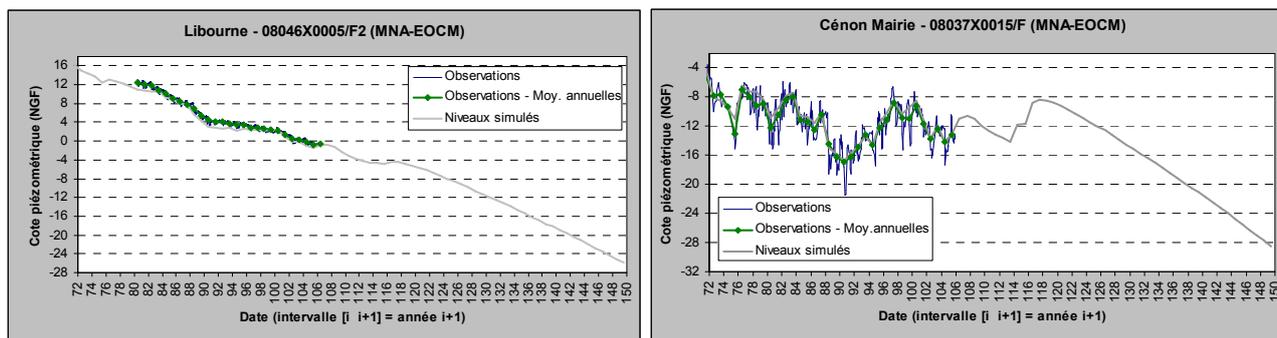


Figure 13 - Résultats de simulation – Evolution piézométrique –
Scénario « Recharge AIB + Prélèvements INSEE ».

Dans le Médoc, au droit de l'estuaire de la Gironde, la baisse continue des niveaux piézométriques du scénario « RA1B-Q Insee » entraîne l'affaissement de la crête piézométrique de l'Eocène identifiée dans l'Atlas des zones à risques du « SAGE Nappes Profondes » de Gironde comme zone à risque. La Figure 14 montre cet abaissement progressif de la crête au cours du temps et son déplacement vers le nord. Bien que fortement contrainte par l'aspect structural (anticlinal de Blaye-Listrac), cette crête peut disparaître sous les effets cumulés de facteurs de recharge et de prélèvements très défavorables.

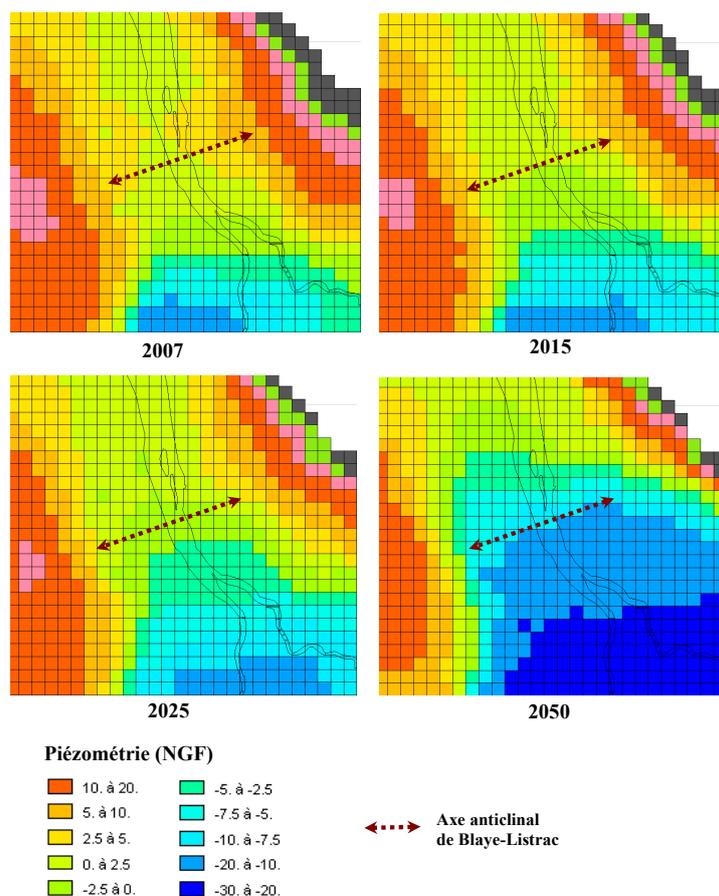


Figure 14 – Evolution de la crête piézométrique de l'Eocène –
Scénario « Recharge AIB + Prélèvements INSEE »

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »**

Compte-tenu de ces résultats, l'étude a permis de mettre en évidence que l'exploitation de ces aquifères à un niveau équivalent aux prélèvements retenus dans le scénario (« Recharge A1B + Prélèvements INSEE ») avec des conditions de recharge très dégradées par rapport à l'actuel conduirait à un déséquilibre pouvant être jugé durable pour les nappes profondes du nord du Bassin aquitain.

Références bibliographiques :

- [1] GOMEZ E., PEDRON N., 2010 – Utilisation du Modèle Nord-Aquitain (MONA) pour appuyer la définition des volumes Prélevables dans les aquifères profonds du Nord du Bassin aquitain. *BRGM/RP-57878-FR*, 61p., 30 ill., 13 ann.
- [2] THIERY D., 1990 – Logiciel MARTHE. Modélisation d'Aquifère par un maillage rectangulaire en régime transitoire pour un calcul hydrodynamique des écoulements - version 4.3. *Rapport BRGM R32210EAU 4S 90*, 356 p.
- [3] GOMEZ E., PEDRON N., 2010 – Gestion des Eaux Souterraines en Région Aquitaine – Développements et maintenance du Modèle Nord-Aquitain – Année 1 – convention 2008-2012. *Rapport BRGM/RP-57810-FR*.

Apports des modèles hydrodynamiques régionaux pour contribuer à la gestion des ressources en eaux souterraines – exemple du modèle Jurassique du Poitou-Charentes pour le Marais-Poitevin

DOUEZ O.

BRGM – Service Géologique Régional Poitou-Charentes
o.douez@brgm.fr

Les nappes d'eau souterraines de la Région Poitou-Charentes sont généralement peu profondes à la différence des régions situées en position centrale des bassins sédimentaires et sont en étroite relation avec les cours d'eau. Les périodes d'étiages sont problématiques et entraînent des conflits d'usage importants entre l'AEP, l'irrigation, les utilisateurs des cours d'eau (pêcheurs, association pour la préservation de la faune aquatique), et les besoins en eau douce des activités du littoral comme la conchyliculture.

Le modèle hydrodynamique régional du Jurassique a été développé pour contribuer à la gestion de la ressource en eau souterraine sur la Région Poitou-Charentes. Cet outil est financé par la Région Poitou-Charentes, l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne et Adour-Garonne, la DREAL et le BRGM.

Ce modèle a pour objectifs :

- de mieux comprendre le fonctionnement de l'ensemble des formations aquifères du Jurassique et, en particulier, d'analyser les relations nappes/rivières.
- de contribuer à différentes problématiques sur la gestion des prélèvements, notamment :
 - la disponibilité de la ressource en eau souterraine pour l'irrigation,
 - l'impact hivernal du remplissage de projets de retenues.

Ce modèle a déjà été utilisé dans ce but sur les bassins versants autour du Marais Poitevin. Différentes simulations ont ainsi permis d'apporter des éléments quant à la gestion des eaux souterraines [1], en particulier par rapport aux objectifs définis dans le SDAGE Loire-Bretagne.

I. DESCRIPTION DE L'AIRE D'ETUDE

La région Poitou-Charentes se localise à la jonction de 2 grands bassins sédimentaires, le bassin de Paris au nord et le bassin Aquitain au sud. Ces bassins sont séparés par le seuil du Poitou qui relie les marges du Massif Armoricain et du Massif Central constituées par des terrains de socle (fig. 1).

Le socle présente une grande variété de roches granitiques et métamorphiques et est caractérisé par une structuration importante en relation avec de grands accidents de direction armoricaine (NO-SE). Comme le souligne la densité du réseau hydrographique, le socle renferme peu de ressources souterraines (nappes localisées au sein des altérites) et la part des ruissellements superficiels est nettement majoritaire dans la pluie efficace.

Directement au-dessus du socle, reposent les formations du Jurassique inférieur (ou Lias) correspondant à l'aquifère de l'Infra-Toarcien. Ce réservoir est composé principalement de faciès calcaires plus ou moins

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

dolomitisés et gréseux. Il est généralement captif sous les marnes toarciennes. On le trouve à l'affleurement dans certaines vallées à la faveur de l'érosion.

Au-dessus du Toarcien se superposent les calcaires karstifiés du Dogger. Le faciès réservoir est représenté par des calcaires oolithiques et dans une moindre mesure par des calcaires en plaquettes. Cet aquifère devient captif sous les formations marneuses de l'Oxfordien non altéré (Jurassique supérieur).

En surface, les séries marno-calcaires altérées forment l'aquifère du Jurassique supérieur qui repose sur les calcaires marneux gris non altérés, appelés localement « banc-bleu », situé vers 20 à 30 mètres de profondeur. Cet aquifère, en général « libre », est en étroite relation avec les cours d'eau.

Les formations du Crétacé reposant sur le Jurassique se prolongent hors des limites régionales.

Au Quaternaire, la transgression marine sur le littoral charentais forme le Marais-Poitevin avec le comblement d'un ancien golfe par des argiles fluviomarines, dénommées « Bri ».

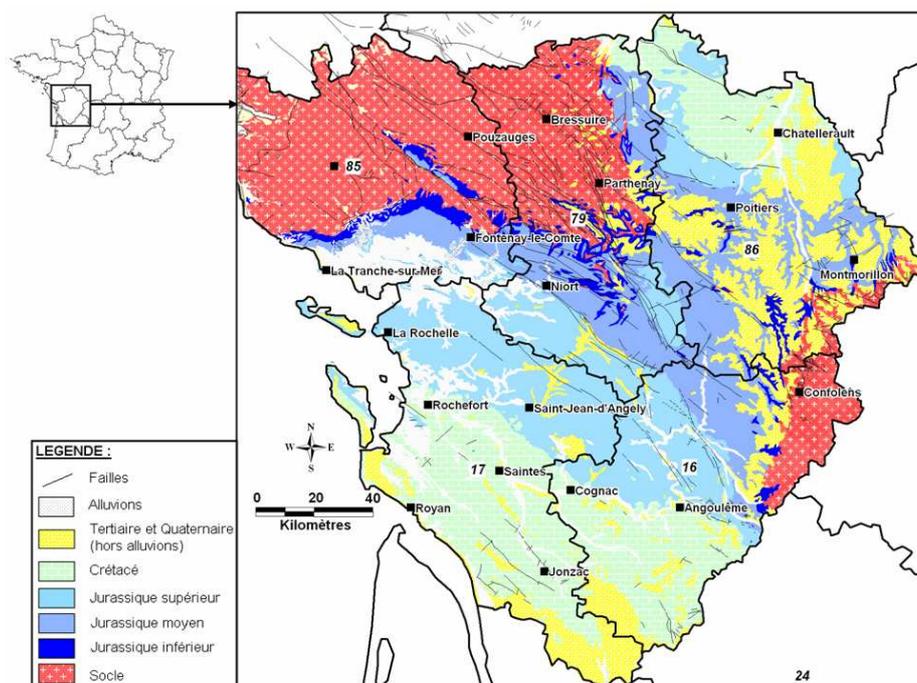


Figure 1 – Situation géographique et géologie à l'affleurement

II. LE MODELE HYDRODYNAMIQUE

II. 1 Modèle géologique conceptuel, extension retenue et discrétisation

Le code de calcul retenu dans le cadre de cette modélisation est MARTHE (Modélisation d'Aquifères par un maillage Rectangulaire en régime Transitoire pour le calcul Hydrodynamique des Ecoulements) [2].

Le modèle géologique défini comporte 8 couches (de haut en bas) : Bri du Marais, Crétacé indifférencié et altérites tertiaires, Jurassique supérieur altéré (aquifère), Jurassique supérieur non altéré, Dogger (aquifère), Toarcien, Infra-Toarcien (aquifère) et le socle.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

L'extension du modèle couvre une superficie de 19 280 km². Concernant le maillage, la trame du kilomètre carré a été retenue. Sur le secteur du Marais-Poitevin, qui couvre une surface de l'ordre de 6 500 km², les mailles en périphérie nord de ce dernier ont été subdivisées en mailles carrées de 333 m de côté (gigogne).

II. 2 Les conditions aux limites

En « sortie » de modèle, des potentiels imposés ont été appliqués (fig. 2) :

- Sur la limite ouest du modèle, qui correspond au niveau imposé par l'Océan Atlantique. Cette limite se situe à quelques kilomètres de la ligne littorale dans l'Atlantique afin de réduire l'influence de ce potentiel constant sur la partie continentale du modèle hydrodynamique.
- Sur les bordures nord-est et sud-ouest du modèle régional, qui sont très éloignées des zones d'intérêt.

Les échanges nappes/rivières jouant un rôle important dans l'hydrodynamique régionale, les principaux cours d'eau ont été intégrés dans le modèle à l'aide du « module » de couplage nappe-rivière du logiciel MARTHE, soit environ 3 000 km de linéaire.

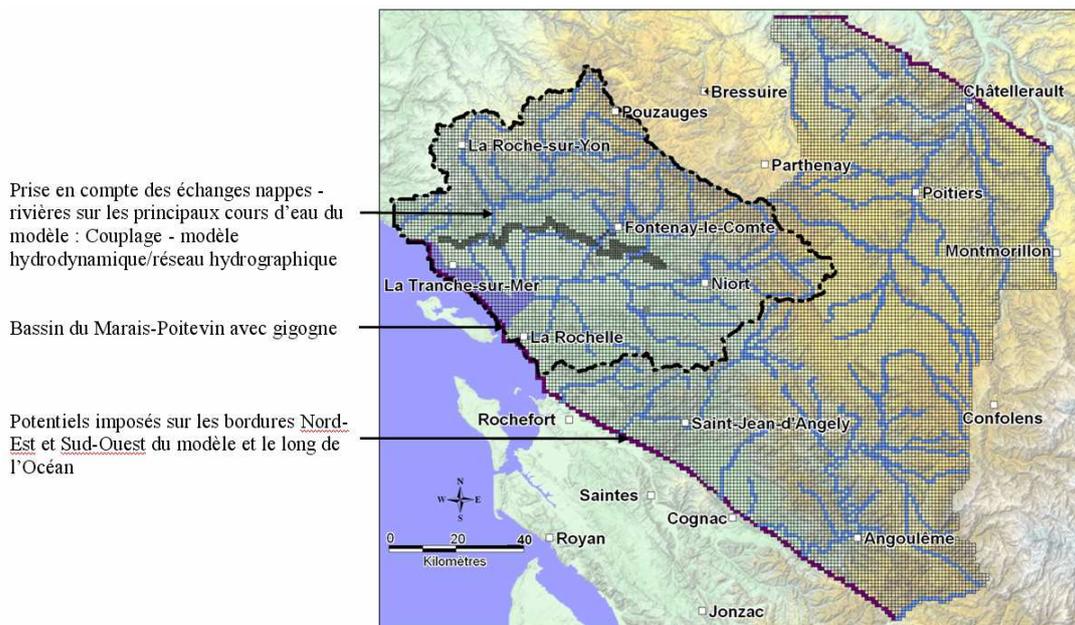


Figure 2 – Extension du modèle : cours d'eau et potentiels imposés intégrés dans le modèle

II. 3 Estimation de la recharge

La recharge des nappes est estimée par zones, au pas mensuel, à travers un bilan classique fournissant la pluie efficace, à partir des données de précipitations et de l'évapotranspiration sur 11 stations météorologiques, et des données de réserves utiles des sols. L'Indice de Développement et de Persistance des Réseaux [3] et [4], développé par le BRGM, a ensuite été utilisé pour évaluer le fractionnement de cette pluie efficace entre ruissellement et infiltration. Au final, 99 zones de recharge/ruissellement ont été intégrées dans le modèle.

II. 4 Les prélèvements – les lâchers de barrage

Un travail important de collecte, de croisement et de mise en forme de données de prélèvements pour l'AEP, l'industrie et l'irrigation (en nappe et sur les cours d'eau) a été réalisé. Ce travail a été compliqué par la multiplicité de provenance des données (5 DDT, CG85, IIBSN, Agences de l'eau Loire-Bretagne et Adour-Garonne, les chambres d'agriculture, les syndicats d'eau...), l'hétérogénéité de la gestion entre les 3

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

départements et la variété temporelle des chroniques de données dans le temps. Au final, environ 5 000 prélèvements en nappe et un peu plus de 1 000 prélèvements de surface ont été intégrés au modèle avec un pas de temps mensuel à hebdomadaire.

Le réseau hydrographique peut être fortement « anthropisé » par de nombreuses retenues, notamment à l'amont des bassins versants, sur les zones de socle ; certaines, importantes, sont utilisées pour le soutien d'étiage voire pour une utilisation pour l'AEP.

Si toutes les données sur les retenues du bassin versant ne sont pas disponibles (plus de 1 000 retenues sont par exemple comptabilisées sur le bassin amont de l'Autise), les chroniques des lâchers des grandes réserves (7 au total) ont été utilisées et injectées dans le modèle.

II. CALIBRATION DU MODELE

Le calage du modèle a été réalisé en plusieurs étapes afin de sérier les difficultés tout en augmentant la « complexité » du modèle. Dans un premier temps, un calage en régime « pseudo-permanent » a été effectué. Dans le système multicouche modélisé, le régime permanent est peu réaliste ; cette étape a donc été réalisée par le biais d'un régime « pseudo-permanent » qui correspond ici à un état pseudo-stationnaire ou « virtuel » de la nappe (régime moyen annuel).

Le modèle utilisé au cours de cette phase ne comportait pas de mailles subdivisées (mailles d'1 km de côté – sans gigogne). Ce modèle pseudo-permanent a permis d'établir une ébauche de la distribution des paramètres de perméabilité.

Dans un second temps, les valeurs de perméabilité et du coefficient d'emménagement des aquifères et éponges, ainsi que des perméabilités de colmatage des cours d'eau ont été affinées en régime transitoire.

Le calage de la diffusivité (rapport perméabilité / emménagement spécifique) a été réalisé à partir de la connaissance de valeurs ponctuelles de perméabilité et de coefficient d'emménagement spécifique issus de l'interprétation de pompages d'essais.

Sur le secteur Marais-Poitevin, au vue des enjeux locaux importants et du fait que sur certains piézomètres des niveaux d'objectifs ont été définis et repris dans la disposition 7C4 du SDAGE Loire-Bretagne, le calage a dû être affiné avec notamment, comme mentionné précédemment, une discrétisation du maillage en bordure nord de ce dernier (333 m de côté).

Le calage a été réalisé sur la période 2000 à 2007, à un pas de temps mensuel, excepté sur les mois de mai, juin, juillet et août où un pas de temps hebdomadaire a été retenu.

Les niveaux piézométriques simulés par le modèle ont été comparés avec les niveaux observés sur 130 piézomètres (dont 48 sur le secteur du Marais) (fig. 3).

Quelques exemples de chroniques simulées confrontées aux chroniques observées sont présentés sur la figure 4 sur le secteur Marais et sur le modèle global. Sur les graphes des piézomètres localisés autour du Marais-Poitevin, les niveaux définis dans le SDAGE ont été ajoutés : Piézométrie d'Objectif de début d'Etiage – 15 juin (POEd), Piézométrie d'Objectif de fin d'Etiage (POEf) et Piézométrie de Crise (PCR). Il est à noter que les objectifs de POEd et POEf devront être respectés 4 années sur 5.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

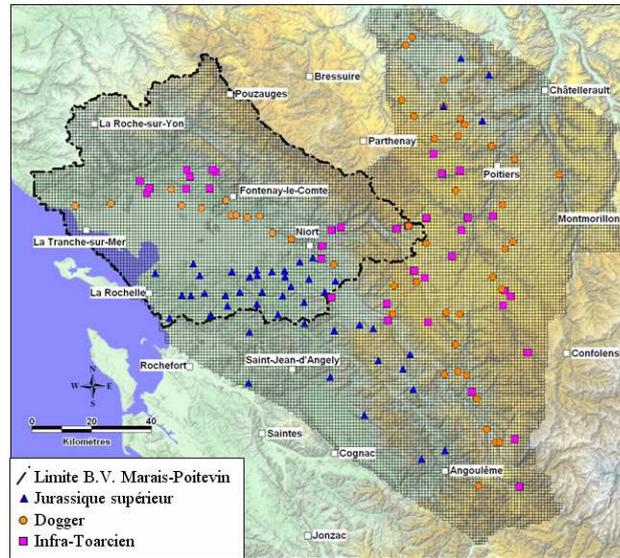


Figure 3 – Localisation des piézomètres utilisés

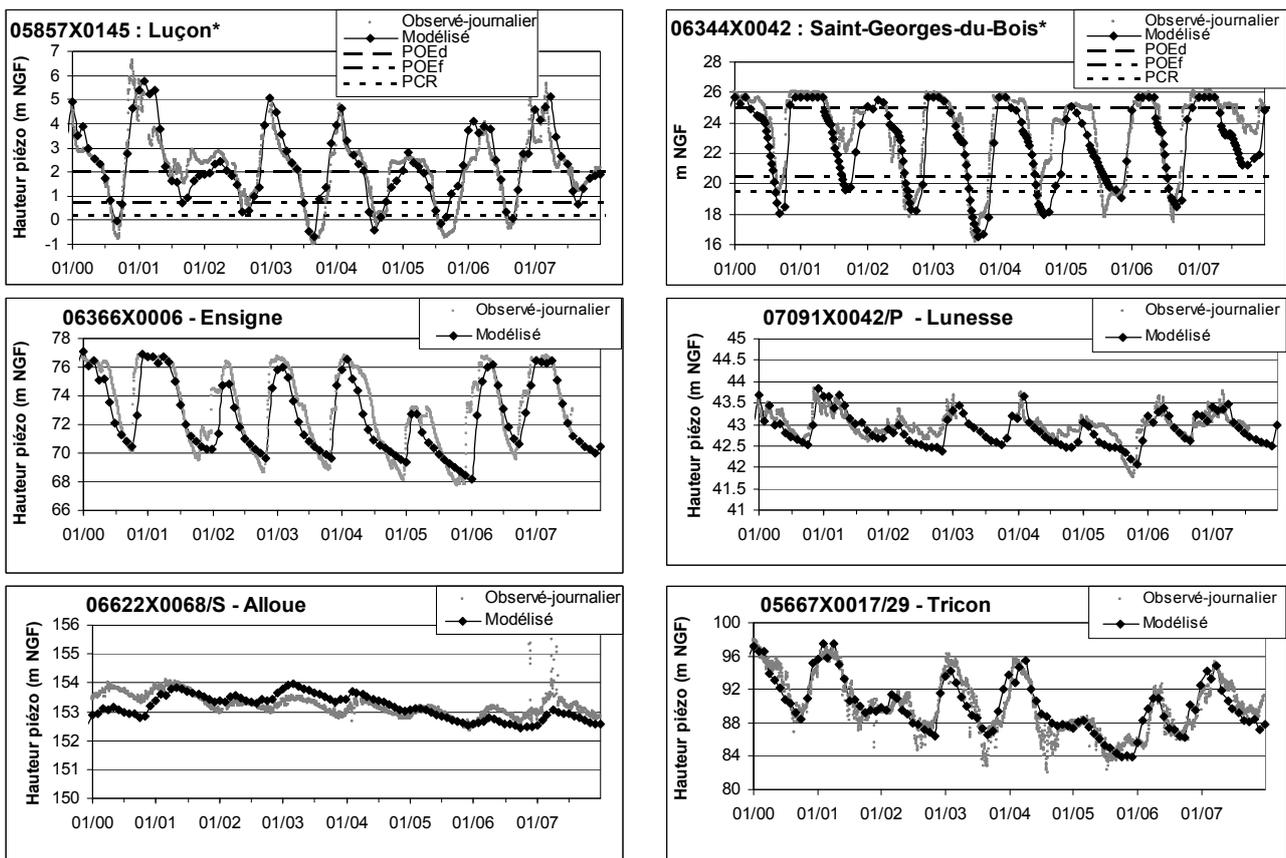
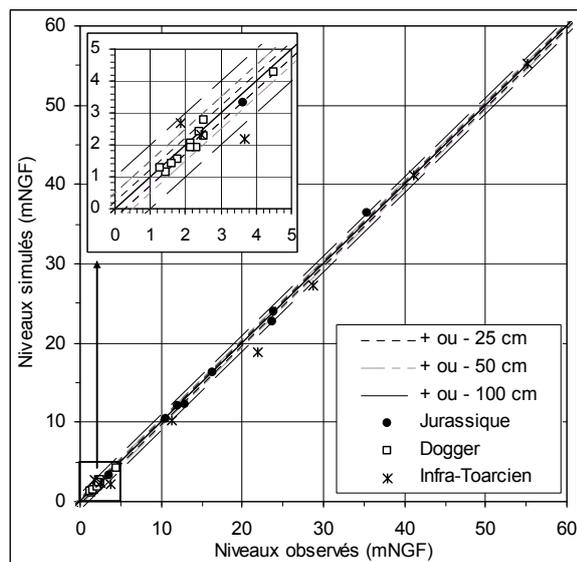


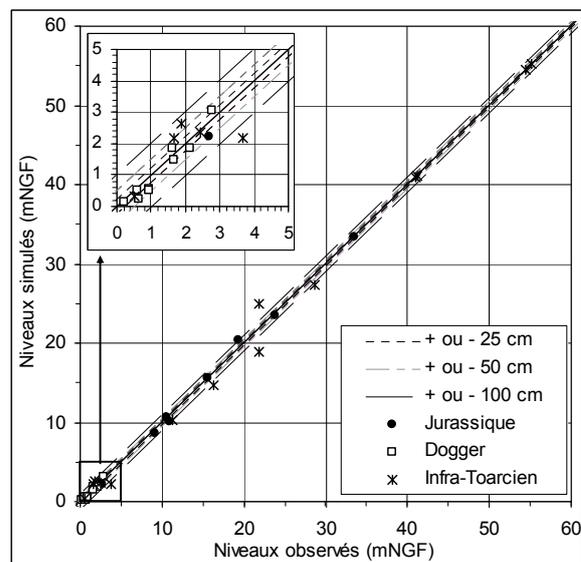
Figure 4 – Comparaison des chroniques piézométriques observées/simulées
(* exemple sur le secteur du Marais)

Les diagrammes de dispersion présentés sur les figures 5 et 6 montrent une bonne adéquation entre niveaux simulés et les niveaux observés.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »



Moyenne des niveaux mesurés/moyenne des niveaux simulés pour la période 2000-2007



Moyenne des niveaux mesurés /moyenne des niveaux simulés - période juillet-août (2000-2007)

Figure 5 – Diagrammes de dispersion pour le secteur du Marais Poitevin

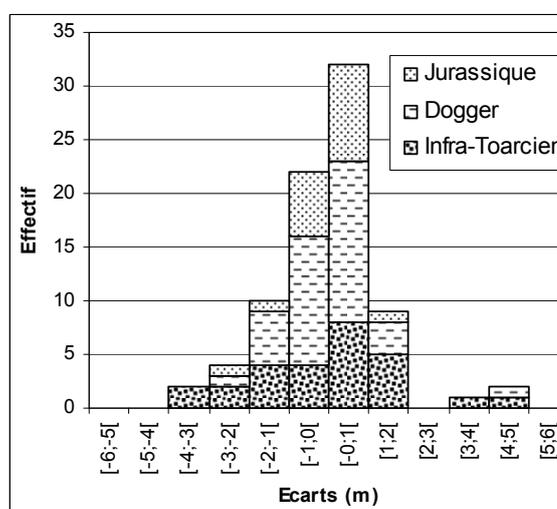
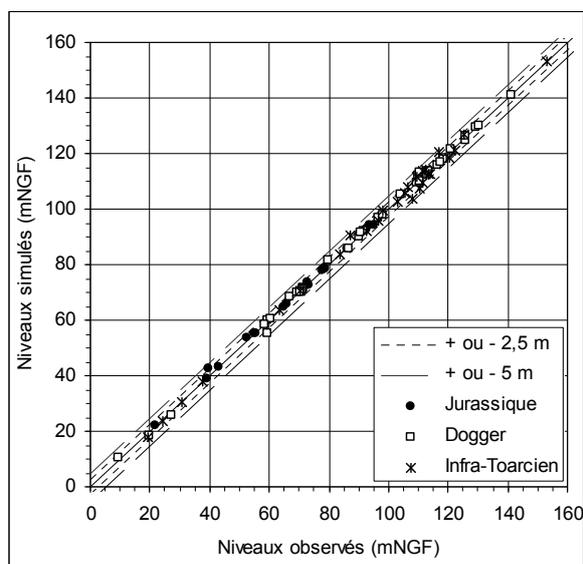


Figure 6 – Diagrammes de dispersion et histogramme de distribution des écarts entre valeurs moyennes simulées et valeurs moyennes observées pour l'ensemble du modèle hors bassin versant du Marais-Poitevin

La figure 7 présente la restitution par le modèle des débits des cours d'eau comparés aux débits observés sur différentes stations de jaugeages de l'aire d'étude. Globalement, le modèle restitue correctement les débits observés.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

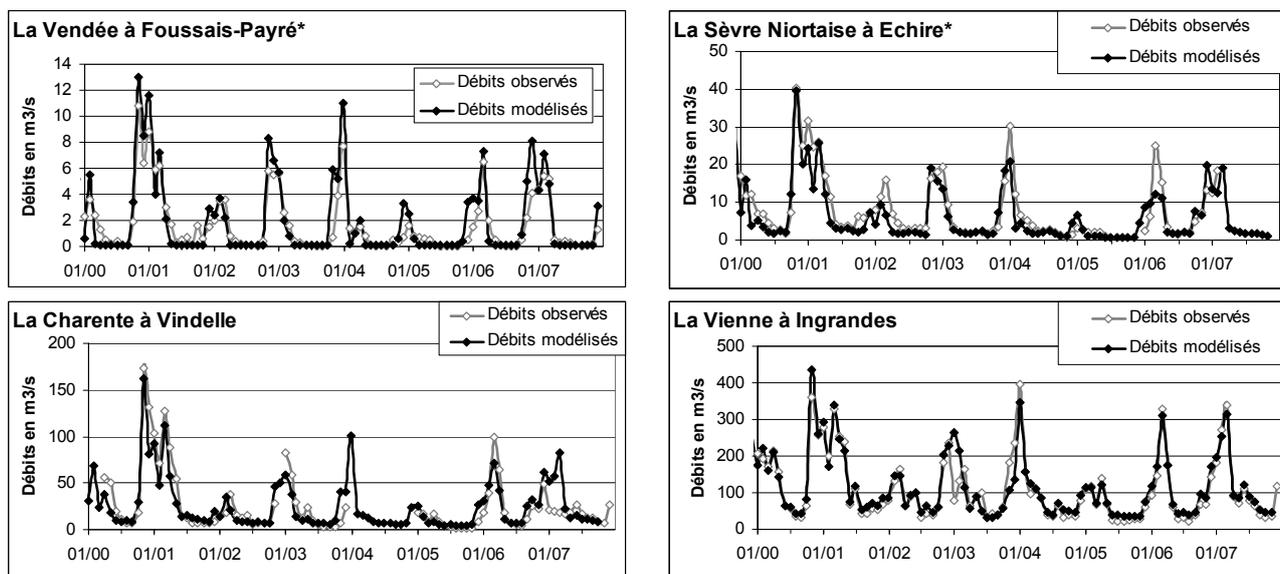


Figure 7 – Comparaison des chroniques de débits observées/simulées (* exemple sur le secteur du Marais)

III. SIMULATION – SECTEUR DU MARAIS-POITEVIN

Les jeux de simulations, les résultats et conclusions de ces simulations sont présentés seulement sur le secteur du bassin versant du Marais-Poitevin (les simulations n'ayant pas encore débuté sur le reste du modèle).

Les scénarios peuvent être regroupés en 3 grandes catégories :

- réduction des prélèvements agricoles sur la totalité des volumes annuels prélevés ou en différenciant irrigation de printemps et d'été,
- prélèvement d'un volume d'eau constant d'une année sur l'autre en fonction des objectifs de réduction des prélèvements (volumes alloués par secteur) inscrits dans le SDAGE Loire-Bretagne et qui devront être respectés au plus tard le 1er janvier 2015,
- test de retenues de substitution conformément aux projets en cours.

Les 8 années calées (2000-2007) avec les historiques de prélèvements reconstitués ont été utilisées comme trame de fond de ces simulations. Chacune de ces années présente en effet une typologie climatique spécifique allant d'années très humides (2001, 2007) à des années très sèches (2003, 2005). De plus, les nappes présentant des cycles annuels avec peu d'inertie d'une année sur l'autre, il n'était pas nécessaire de générer des scénarios climatiques. Les scénarios de prélèvements agricoles ont donc été appliqués sur ces 8 années.

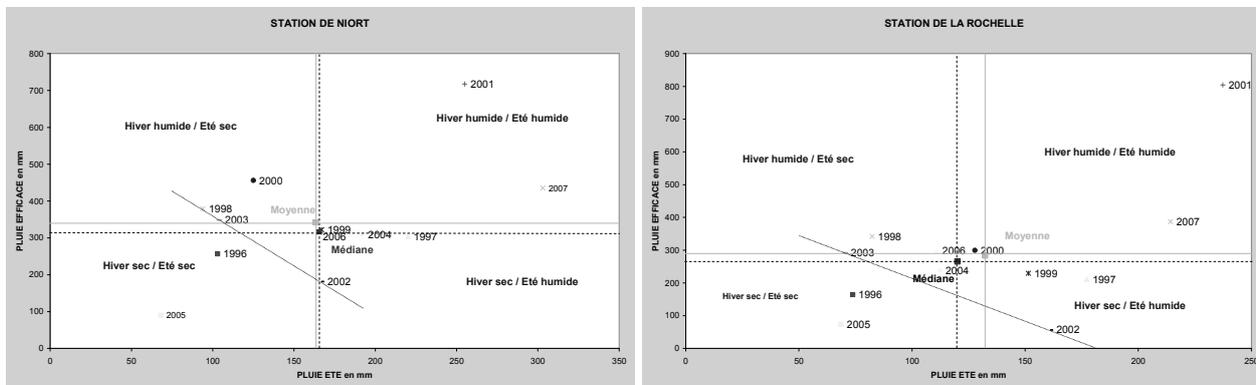
Les résultats ont été analysés globalement par piézomètre ayant des objectifs de gestion (POEd et POEf devront être respectés 4 années sur 5), excepté pour le scénario de remplissage de retenues. Cela conduit à poser la définition d'une « année quinquennale sèche ».

IV. 1 Caractérisation des années climatiques

Dans le cadre de ce travail, l'année quinquennale sèche a été définie à partir des données climatiques et non par rapport aux débits des cours d'eau qui sont, dans le secteur du Marais-Poitevin, fortement anthropisés. La méthode utilisée ici a consisté à représenter sur un graphe chaque année avec en abscisse les précipitations des mois de juin/juillet/août/septembre et en ordonnée la hauteur de la pluie efficace entre le mois de septembre de l'année précédente et le mois de mai de l'année concernée (fig. 8). Ce

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

mode de représentation prend en compte à la fois l'importance de la recharge hivernale et la « demande » en eau estivale.



*Figure 8 – Caractérisation climatique des années
à partir des données des stations météorologiques de Niort et de La Rochelle*

De l'examen de ces graphes il ressort que l'année 2005 se caractérise par une sécheresse exceptionnelle, contrairement à 2001 qui a été très humide (périodicité de retour au-delà de 10 ans). L'année 2006 apparaît représentative d'une année moyenne.

Les années 2002, 2003 peuvent être considérées comme proche de la quinquennale. Ces 2 années présentent toutefois des typologies très différenciées : 2003 a été de pluviométrie « normale » en ce qui concerne la période hiver/printemps et a été sèche l'été (entraînant un besoin en eau important), l'année 2002 a été très sèche durant la période de recharge des nappes mais par contre pluvieuse pendant l'été.

Par rapport aux modalités de gestion du Marais, 2002 apparaît donc comme une référence proche d'une quinquennale sèche pour les prélèvements de printemps (respect du POEd) et 2003 comme une référence pour le respect du POEf l'été.

IV. 2 Scénarios de baisse de prélèvements

Les scénarios de baisse de prélèvements agricoles sont les suivants :

- Baisse des prélèvements agricoles sur la période printemps-été - 4 scénarios

<i>SIMRV</i>	Suppression des prélèvements agricoles sur 2000-2007
<i>SIMRV75</i>	Restriction de 75 % des volumes agricoles prélevés de 2000 à 2007
<i>SIMRV50</i>	Restriction de 50 % des volumes agricoles prélevés de 2000 à 2007
<i>SIMRV25</i>	Restriction de 25 % des volumes agricoles prélevés de 2000 à 2007

Le pourcentage de réduction est appliqué sur les données réelles, sur chaque point de prélèvements agricoles, et à chaque pas de temps pour les mois d'avril à septembre sur la période 2000-2007.

- Baisse des prélèvements agricoles sur la période de printemps (avant le 15 juin) - 3 scénarios

<i>SIMRP</i>	Suppression des prélèvements agricoles du printemps jusqu'au 15 juin et maintien des prélèvements estivaux sur 2000-2007
<i>SIMRP30</i>	Réduction des prélèvements agricoles du printemps jusqu'au 15 juin de 30 % et maintien des prélèvements estivaux sur 2000-2007
<i>SIMRP50</i>	Réduction des prélèvements agricoles du printemps jusqu'au 15 juin de 50 % et maintien des prélèvements estivaux sur 2000-2007

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Le pourcentage de réduction est appliqué sur les données réelles, sur chaque point de prélèvements agricoles, et à chaque pas de temps du 1^{er} avril au 15 juin sur la période 2000-2007.

- Pris en compte des objectifs fixés dans le SDAGE - 2 scénarios

SIM7C4-1	Application des objectifs de la 7C4 du SDAGE sur 2000-2007
SIM7C4-2	Application des objectifs de la 7C4 du SDAGE sur 2000-2007 - réduction des prélèvements du printemps jusqu'au 15 juin de moitié ; volumes reportés sur la période estivale.

Ces 2 scénarios prennent en compte, pour chaque unité de gestion, les volumes définis dans le SDAGE.

IV. 3 Résultats des simulations de baisse de prélèvements

Les résultats sous forme de chroniques simulées sont présentés, pour les différentes simulations, à partir de l'exemple du piézomètre de Luçon, sur les figures 9 à 11.

Les scénarios de réduction de prélèvements montrent qu'avec 75% d'économie sur les prélèvements (sur les années 2000 à 2007), les nappes du Dogger et du Jurassique supérieur auraient un niveau en été qui resterait à peu près en équilibre avec les eaux de surface (scénario optimal).

En fonction des périodes, la réduction de 70 % à 80 % des prélèvements de printemps permettrait de respecter globalement, 4 années sur 5, les objectifs de printemps (POEd, soit jusqu'au 15 juin [SDAGE]). Des économies de prélèvements moindres, entre 50 % et 30 % seraient nécessaires pour respecter les objectifs piézométriques d'été (POEf). En ce qui concerne cette période, l'effort serait plus important pour la nappe du Jurassique supérieur (autour de 50 %) que pour la nappe du Dogger.

Les scénarios de prélèvements appliquant les préconisations de la 7C4 du SDAGE en matière de volumes ne permettent pas de respecter les objectifs de niveau de nappe mais la situation est tout de même améliorée.

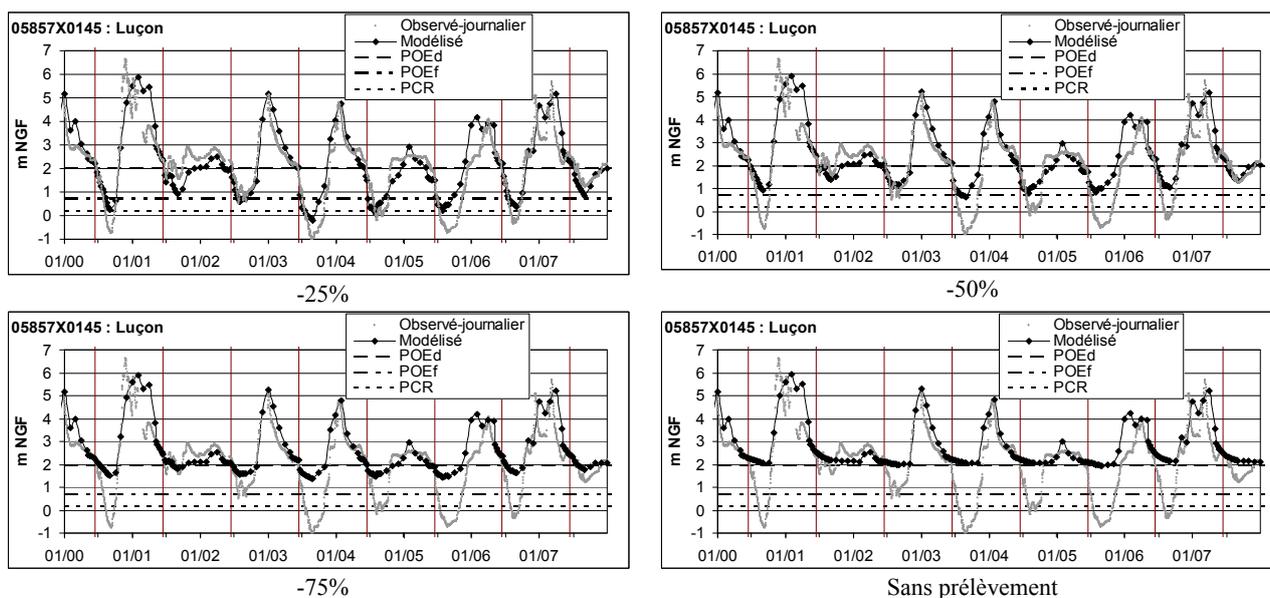


Figure 9 – Graphiques de résultats des simulations de baisse générale de prélèvements

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Afin d'évaluer l'impact des prélèvements agricoles sur le débit des cours d'eau, des stations fictives ont été intégrées dans le modèle à la périphérie du Marais. Elles sont utilisées pour comparer les résultats donnés par le calage et la simulation de la suppression des prélèvements (SIMRV).

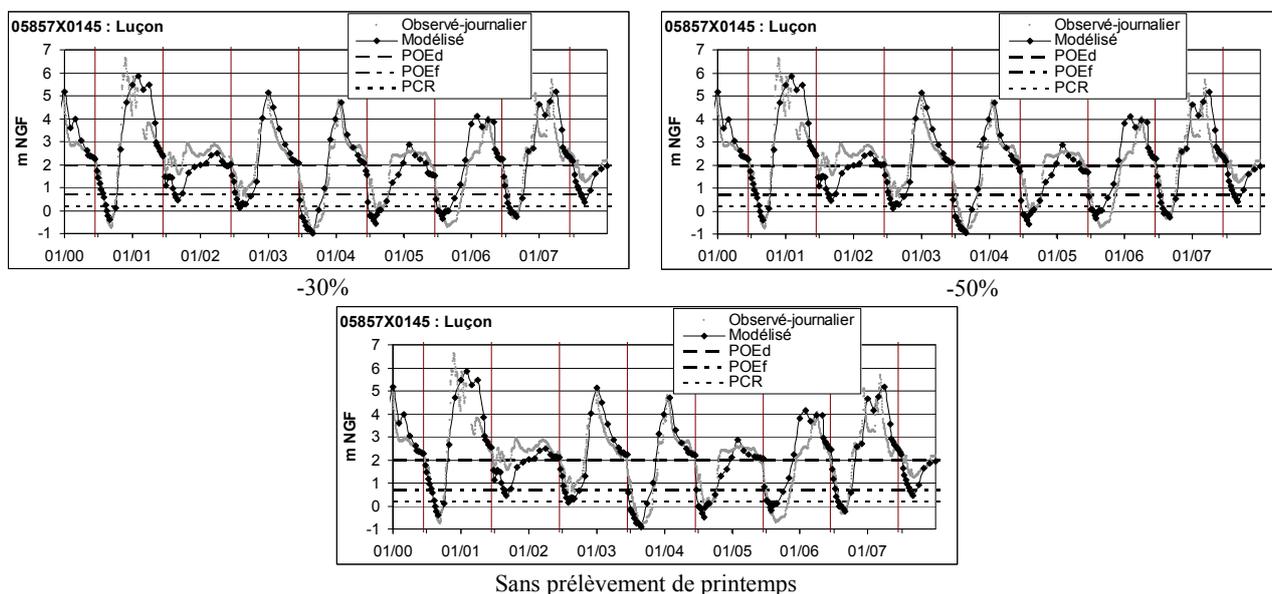


Figure 10 – Graphiques de résultats des simulations de baisse de prélèvements sur la période de printemps (avril-15 juin)

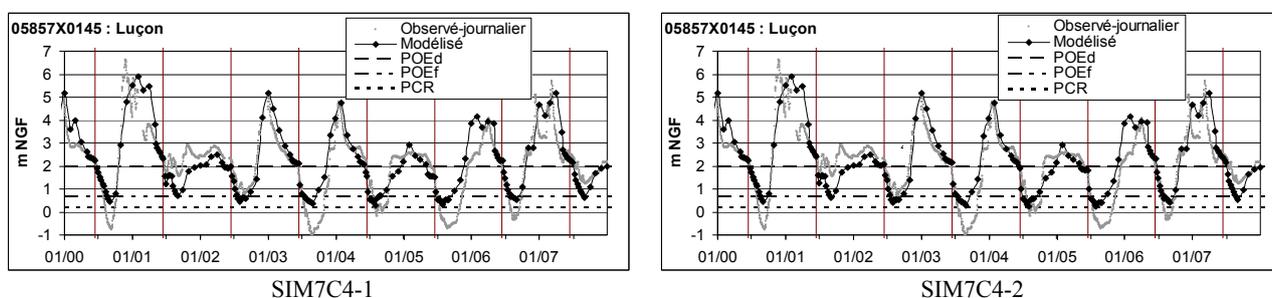


Figure 11 – Graphiques de résultats des simulations 7C4

Les graphes de la figure 12 permettent de comparer les différences entre les 2 états. Les échelles sont variables de manière à bien mettre en évidence les périodes d'étiages.

Sur les cours d'eau, au nord du Marais Poitevin, l'impact des prélèvements est non négligeable puisque la baisse de débit est de l'ordre de 100 l.s^{-1} par rapport à la simulation non influencée (sans prélèvement). Sur certains cours d'eau, la baisse de débits peut atteindre plus de 90 % du débit simulé sans prélèvement.

Pour les bassins au sud du Marais, la baisse de débits liée aux prélèvements est d'environ 200 l.s^{-1} à 300 l.s^{-1} sur la période d'étiage. Ce qui représente une baisse par rapport au régime non influencé entre 50 % et plus de 90 % selon les cours d'eau.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

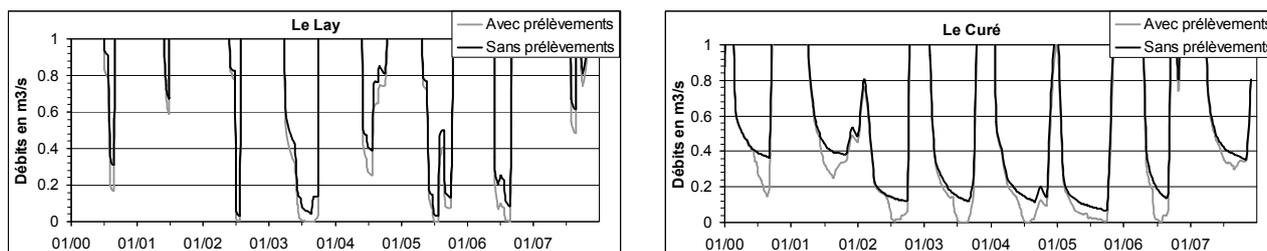


Figure 12 – Débits simulés des cours d'eau à l'entrée du Marais Poitevin (sur des points fictifs) avec prélèvements (calage) et sans prélèvement

IV. 4 Simulations des projets de retenues et résultats

En fonction des projets de création de retenues de substitution dans les différentes Unités de Gestion (U.G., fig. 13), des scénarios différents ont été réalisés et appliqués sur les 8 années modélisées :

Pour les périodes hivernales (périodes de remplissage) du 1^{er} novembre au 1^{er} mars :

- U.G. avec projets de retenues bien définis : les volumes prélevés introduits dans le modèle correspondent à ceux donnés dans le projet et sont appliqués sur les forages servant au remplissage (répartition en fonction des débits de pompage).
- U.G. avec projets de retenues non précisément définis : les ordres de grandeur des projets possibles ont été donnés par le comité de pilotage pour chaque unité de gestion. Le volume à substituer a été réparti sur l'ensemble des forages de la zone de gestion en proportion des volumes prélevés en printemps-été.

Pour les périodes estivales ; volume réel (sans les volumes substitués) :

- Pour les U.G. avec projets de retenues bien définis, les ouvrages de remplissage ne sont plus sollicités au cours de cette période.
- Pour les autres projets, les volumes prélevés ont été plafonnés par les volumes de la 7C4.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

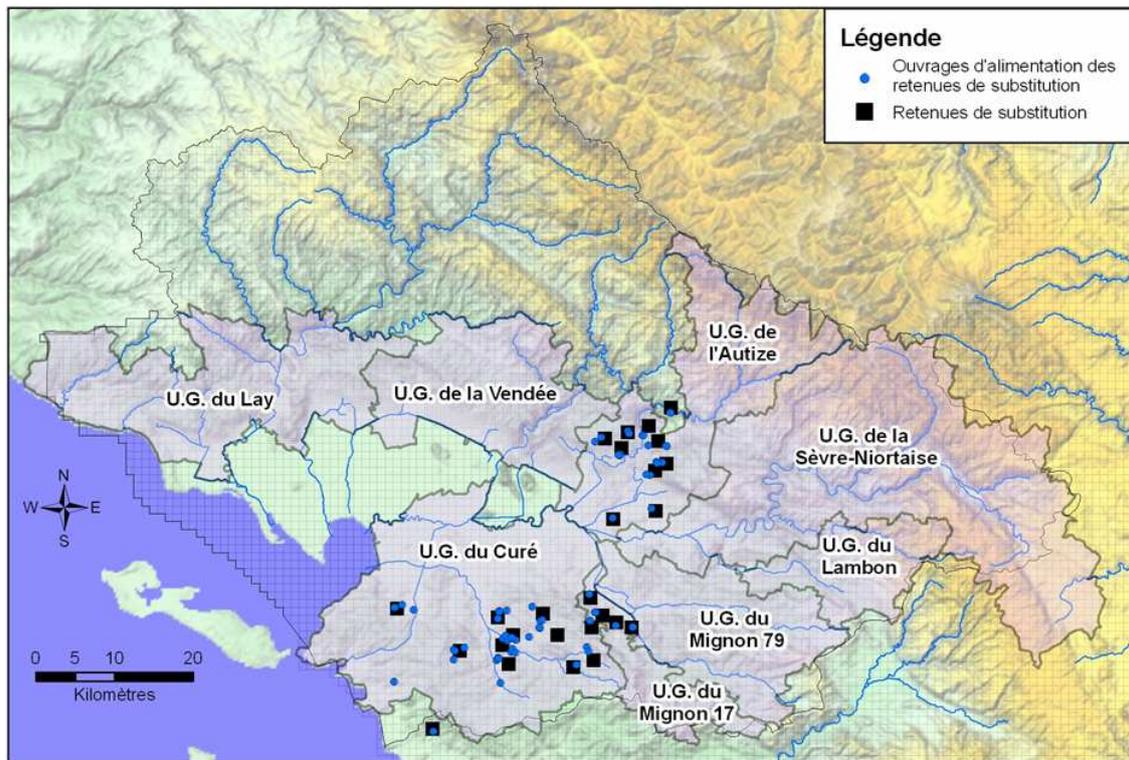


Figure 13 – Localisation des retenues de substitution pour les projets définis

La simulation des remplissages des retenues de substitution par des forages en période hivernale (du 1^{er} novembre au 1^{er} mars) montre un impact peu significatif sur les nappes comme sur les rivières (exemples sur les figures 14 et 15), même dans le cas d'une recharge hivernale faible (excepté sur le piézomètre de Saint-Georges du Bois - différence de 1 à 2 mètres par rapport au modèle calé durant les hivers secs).

En revanche, ces retenues de substitutions améliorent sensiblement la situation en été. C'est en particulier vrai là où les projets relativement finalisés ont été testés (Curé, Autise).

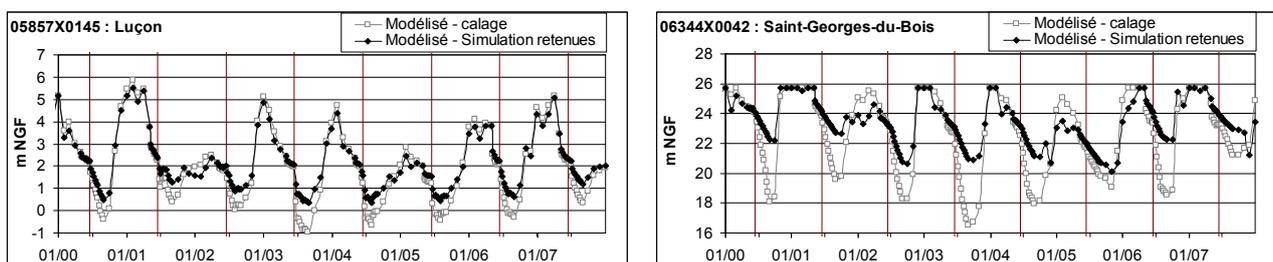


Figure 14 – impact de la mise en place des retenues sur le piézomètre de Luçon et St-Georges

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

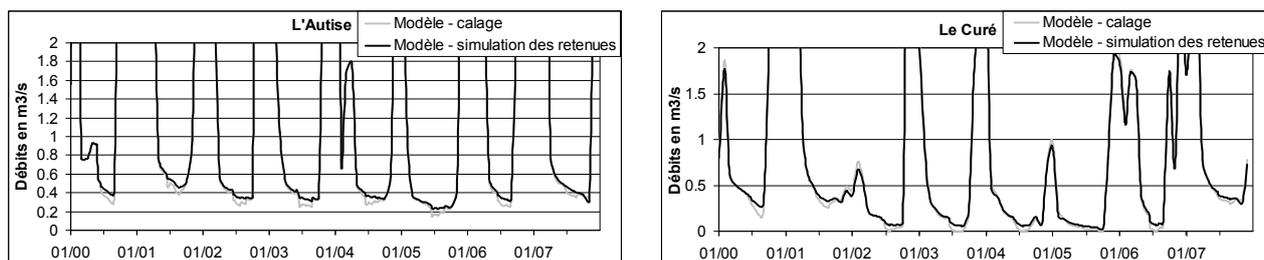


Figure 15 – Comparaison des débits du cours d'eau entre le modèle calé et la simulation avec retenues de substitution

IV. CONCLUSION

L'utilisation de modèles hydrodynamiques régionaux en Poitou-Charentes, intégrant les principaux cours d'eau, apporte de nouvelles perspectives en ce qui concerne la gestion globale des eaux souterraines.

Le modèle des aquifères Jurassiques en Poitou-Charentes qui s'étend sur le sud du département de la Vendée (bassins versants alimentant le Marais-Poitevin), a permis, à travers diverses simulations, d'analyser l'impact des prélèvements pour l'irrigation sur les eaux souterraines et sur les débits des cours d'eau. Il en découle des estimations de volumes prélevables de manière à respecter les objectifs inscrits dans le SDAGE Loire-Bretagne. Un autre jeu de simulation a permis de tester l'impact du remplissage de retenues de substitution en projets ou déjà existantes. En hiver cet impact est peu significatif, que ce soit sur les eaux souterraines comme sur les cours d'eau en période de remplissage (hiver), par ailleurs une amélioration est constatée sur la période estivale.

Ce modèle va maintenant être utilisé sur l'ensemble de la région pour analyser, d'une part l'impact des prélèvements sur les autres bassins versants, d'autre part les effets des changements climatiques à long terme sur la ressource en eaux souterraines (et de surface) avec l'intégration de scénarios météo issus des travaux du GIEC ou en testant la remontée océanique (impacts locaux sur les zones côtières).

Références bibliographiques :

- [1] Douez O., Bichot F., Dequidt D., Dugrillon D., Putot E., Petit L., 2010 – Contribution à la gestion des prélèvements à la périphérie du Marais Poitevin par modélisation hydrodynamique. *BRGM/RP-58297-FR*, 241 pp., 212 ill., 5 ann., 12 pl.
- [2] Thiery D., 1990 – Logiciel MARTHE. Modélisation d'Aquifère par un maillage rectangulaire en régime transitoire pour un calcul hydrodynamique des écoulements - version 4.3. *Rapport BRGM R32210EAU 4S 90*, 356 p.
- [3] Putot E., Bichot F., 2007 – CPER 2000-2006 Phase 4 - Modèle Infra-Toarcien Dogger : calage du modèle hydrodynamique en régime transitoire. *Rapport BRGM/RP- 55742-FR*, 94 p., 86 ill., 7 tab., 8 ann.
- [4] Mardhel V., Gravier A., 2006 – Carte de vulnérabilité simplifiée des eaux souterraines du bassin Loire Bretagne. *BRGM/RP-54553-FR*.

Analyse des chroniques piézométriques et hydrologiques avec le logiciel TEMPO pour la gestion des prélèvements en nappe en Poitou-Charentes

Francis Bichot

BRGM – Service Géologique Régional Poitou-Charentes
f.bichot@brgm.fr

I. CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE

Après la crise de l'année 2005, particulièrement déficitaire en pluie, la DIREN Poitou-Charentes a demandé ce travail au BRGM de manière à disposer d'un panorama régional sur la pertinence des zones de gestion et des indicateurs actuels, principalement dans le suivi piézométrique, sur l'adéquation des objectifs de débit en rivière avec les possibilités du milieu, sur la disponibilité de la ressource souterraine pour une gestion collective des prélèvements agricoles. Vis-à-vis de ce dernier point, ce travail s'inscrit dans le cadre de la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques de décembre 2006 et dans la démarche qui vise à la création d'organismes uniques (décret du 24 septembre 2007) détenteurs d'une autorisation globale de prélèvement afin d'atteindre un « équilibre de la ressource ».

Ce travail a été réalisé en 3 phases faisant chacune l'objet d'un rapport BRGM (RP54569FR en 2007, RP55485FR en 2008 et RP56481FR sorti en version définitive en 2010). Les 2 premières phases ont permis de cadrer la méthodologie. La troisième phase a repris tous les modèles développés précédemment et a traité les bassins versants restants, permettant de couvrir ainsi toute la région Poitou-Charentes, avec analyse de la quasi-totalité des chroniques piézométriques et de débits disponibles.

Chaque phase a fait aussi l'objet d'expertises (sur l'outil par des universitaires en première phase, sur la méthodologie et les résultats par des hydrogéologues régionaux pour les 3 phases), ce qui a retardé la sortie des rapports en version définitive. Enfin, de nombreuses réunions ont été organisées pour présenter les résultats aux services de l'Etat et des collectivités, aux milieux associatifs et à la profession agricole.

II. LA METHODOLOGIE

L'approche retenue pour répondre aux objectifs attendus couple à la fois une analyse de l'état des connaissances hydrogéologiques et la mise au point de modèles pluie/niveau/débit à l'aide du logiciel TEMPO du BRGM permettant le traitement de séries temporelles. La démarche se décompose en étapes comme suit.

II.1 Délimitation des zones de gestion

Des unités « hydrogéologiquement » cohérentes sont délimitées à partir de la géologie des bassins versants, des limites des bassins hydrologiques, des cartes piézométriques et des relations entre nappes et rivières.

II. 2 Mise au point et calage des modèles avec TEMPO

Un premier travail a consisté à rechercher les meilleures corrélations entre la pluie efficace et le niveau de la nappe, puis entre le niveau de la nappe et le débit des cours d'eau (cf. schéma de l'hydrosystème – fig.1).

Le calage consiste à reproduire le mieux possible la chronique observée à travers la mise au point de fonctions de transfert permettant de générer une chronique à partir d'une autre, par exemple d'une piézométrie à partir d'une chronique de pluie efficace ou d'une chronique de débit à partir d'une chronique piézométrique. Un modèle peut être en entrée d'un autre. Ainsi, la modélisation d'une chronique correspond à une « arborescence » de fonctions de transfert.

Les différences entre le modèle et la chronique réelle permettent de souligner des phénomènes d'origine naturelle ou anthropique pouvant interférer avec le débit ou le niveau de la nappe et qu'il a fallu prendre en compte : le débordement des nappes en période de hautes eaux, le soutien de la nappe par la rivière (lorsque le niveau de la nappe passe en dessous de celui du cours d'eau), les pertes de la rivière, les prélèvements, les lâchers de barrage. En basses eaux, l'écart entre le modèle et la chronique piézométrique met en évidence l'impact des pompages estivaux.

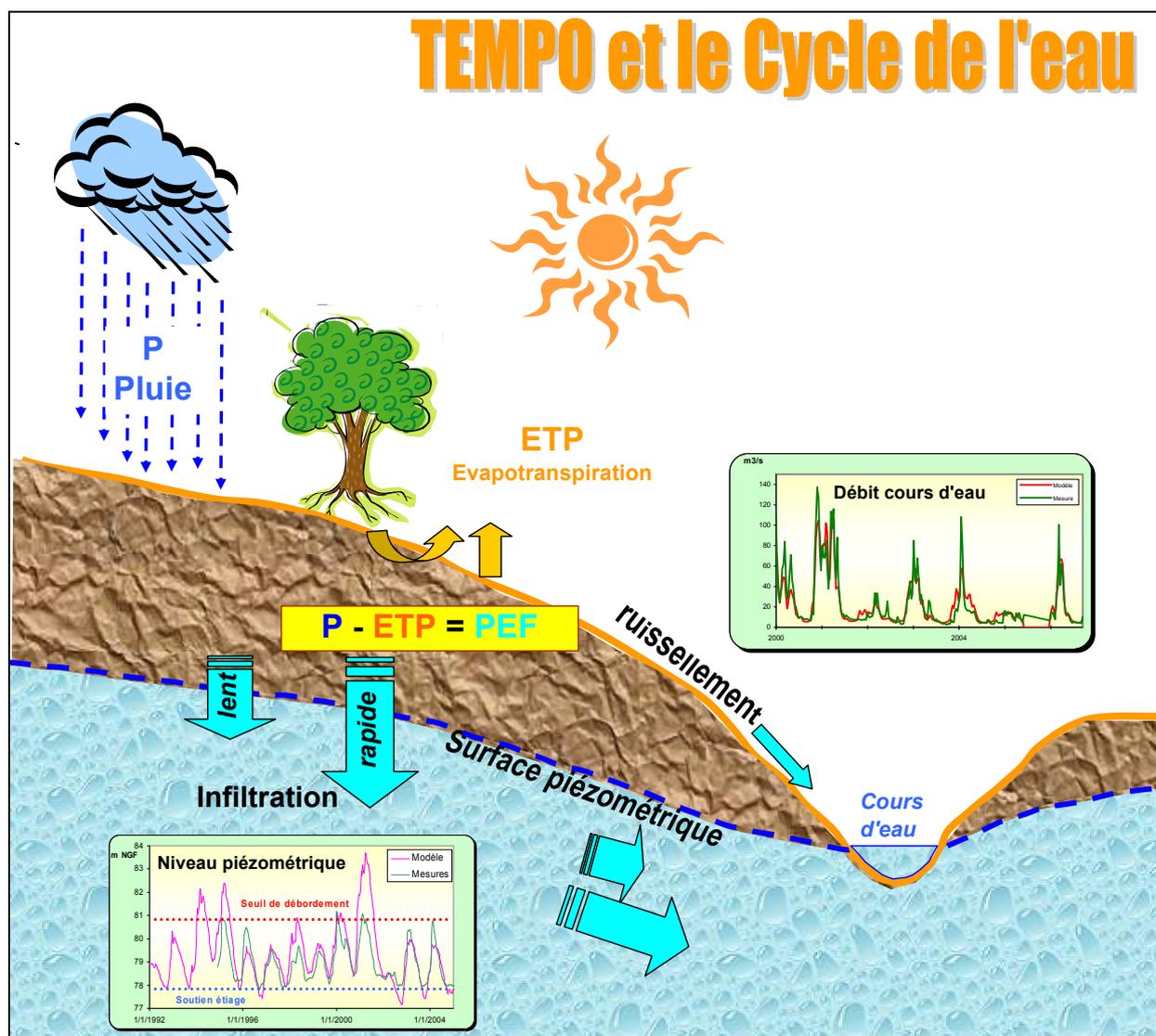


Figure 1 – Schéma de l'hydro-système

II. 3 Utilisation des modèles en prévision

Une fois les modèles ajustés, ils sont utilisés en prévision en simulant un grand nombre de situations climatiques. Les résultats sont ensuite classés des années les plus sèches aux années les plus humides et analysés statistiquement. Il en découle sur chaque pas de temps de la période de prévision des fréquences d'occurrence de niveaux des périodes de retour (fig. 2).

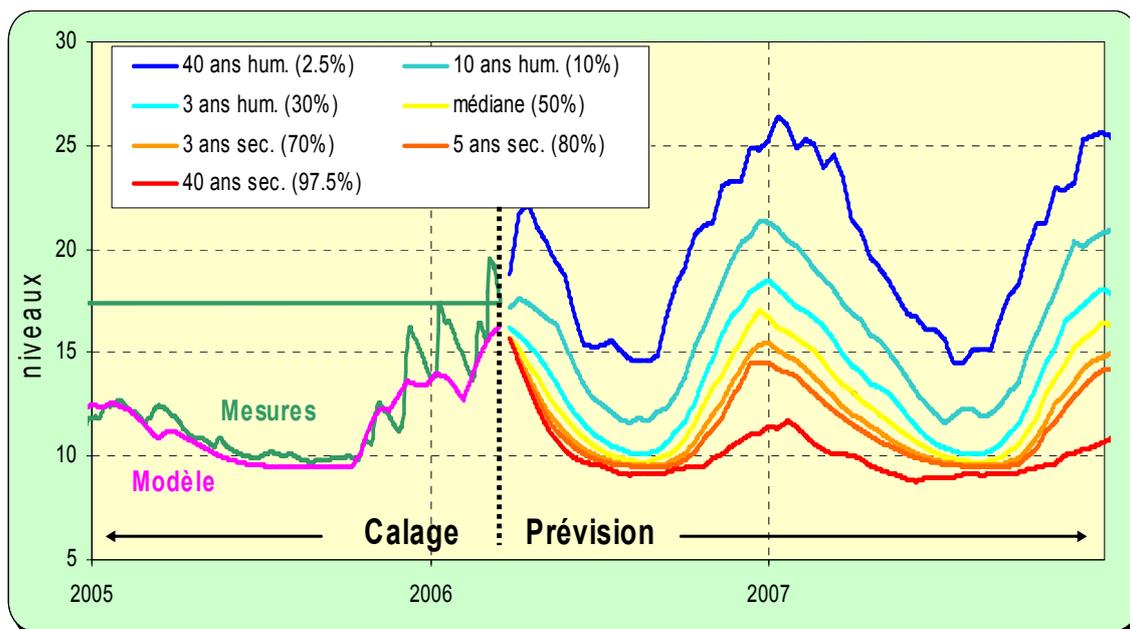


Figure 2 – Graphe illustrant la phase de calage d'un modèle et son utilisation en prévision

II. 4 Résultat : identification des phénomènes qui impactent le niveau de la nappe ou le débit du cours d'eau

La modélisation permet par comparaison entre valeurs simulées et observées de mettre en évidence l'influence de phénomènes divers sur les niveaux du piézomètre. Différents cas de figure peuvent se présenter :

- **Seuil de débordement (seuil haut)**

Il s'agit d'une cote topographique ne pouvant être dépassée par le niveau piézométrique (cote de la rivière, source, niveau du sol dans le cas d'un forage artésien...). Les niveaux simulés se situent alors au-dessus de cette cote en hautes eaux.

- **Seuil bas**

Dans ce cas, les niveaux simulés sont inférieurs aux mesures, du fait en règle générale du soutien du niveau de la nappe par la rivière. Dans un tel cas, si le niveau de la nappe descend au-dessous du seuil bas, cela peut correspondre à l'assèchement de la rivière (ou d'un tronçon) ; le seuil bas peut être considéré alors comme un seuil critique.

- **Impact des pompages**

La courbe simulée ne descend pas aussi bas que les mesures (impacts ponctuels, la modélisation étant quant à elle globale).

Afin de prendre en compte ces pompages pour le calage d'un modèle, une fonction peigne a été introduite. Cette fonction a été enlevée en prévision (signalons aussi que de telles fonctions ont été utilisées pour représenter l'impact des lâchers de barrage en rivière).

○ **Contraste de perméabilité**

Les courbes divergent à partir d'une certaine profondeur, indiquant une hétérogénéité verticale de la perméabilité du réservoir.

II. 5 Résultat : caractérisation de la réactivité d'un piézomètre ou de la rivière

Le logiciel TEMPO permet d'identifier des temps de réponse (remontée des niveaux et débits) à une impulsion (la pluie efficace). Ce temps de réponse est la résultante de phénomènes complexes avec des transferts plus ou moins rapides. TEMPO permet de décomposer la réponse globale de l'hydro-système à une impulsion pluie efficace en une composante rapide (réaction au bout de quelques jours) et une composante lente (de l'ordre du mois ou plus) (cf. figure 3).

Le logiciel TEMPO permet aussi de retrouver les différentes composantes de la chronique de niveaux et leur importance relative (cf. figure 4).

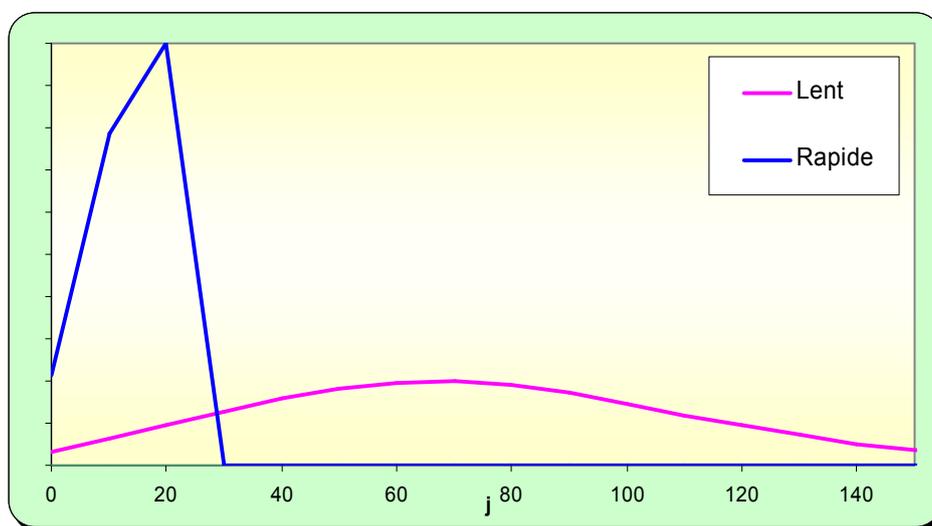


Figure 3 - Temps de réponse à une "impulsion pluie" pour les composantes lente et rapide (en ordonnée : amplitude de la réponse impulsionnelle).

- la réponse rapide est peu étalée dans le temps (en bleu) correspondant à la fraction de l'eau qui aura emprunté les conduits karstiques,
- et la réponse différée, beaucoup plus amortie (en rouge) correspond à la fraction de l'eau qui aura circulé beaucoup plus lentement dans les pores de la matrice ou dans les fissures.

II. 6 Résultat : analyse de la disponibilité de la ressource en eau

L'estimation des volumes disponibles sur une zone de gestion (totalité ou partie d'un bassin versant) se base sur :

- un objectif de débit sur la rivière donné par les services de l'Etat qu'il convient de respecter 4 années sur 5,
- la courbe "5 ans sec" donnée par le modèle utilisé en prévision (sans pompage saisonnier),
- un scénario de prélèvements de mars à septembre.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

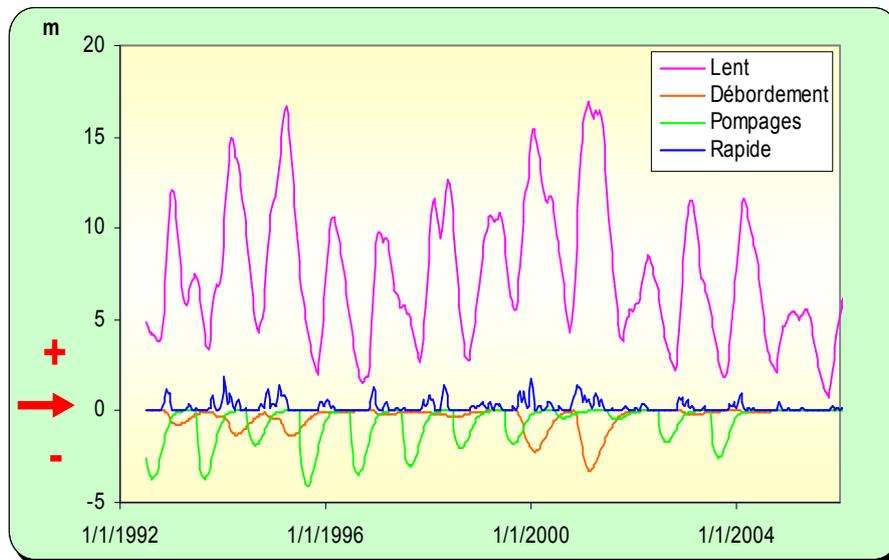


Figure 4 - Décomposition d'une chronique de niveaux en différentes composantes liées à :

- Des transferts lents majoritaires
- Des transferts rapides faibles en hautes eaux
- Des débordements (en négatif) en très hautes eaux
- L'impact des pompages en basses eaux (en négatif)

Le graphe de la figure 5 explicite la méthode de calcul de ces volumes. La courbe 1 correspond à l'évolution des débits observés en rivière. Pour raisonner statistiquement, on utilise la courbe "5 ans sec" donnée par le modèle (4 années sur 5 on se trouve au-dessus de cette courbe). On applique des pompages en nappe, selon le scénario de prélèvements 4, de manière à ne pas descendre au-dessous de la courbe théorique 2 d'évolution vers le débit d'objectif (débit d'étiage d'août-septembre). Avec ces pompages la courbe 1 se rapproche de la courbe objectif selon la courbe notée 3. Les pompages sont matérialisés par les hachures.

Le volume disponible pour des prélèvements saisonniers (les prélèvements constants non-saisonniers sont implicitement pris en compte dans le modèle (ponction régulière sur le bassin versant non individualisable dans le signal débit) est comparé au volume réellement prélevé pour l'agriculture. Il arrive que la courbe "5 ans sec" donnée par le modèle soit au-dessous de la courbe d'objectif de débit, auquel cas cet objectif ne peut être respecté "naturellement" 4 années sur 5.

Les volumes disponibles sont estimés pour le bassin versant de la station de débit. Ils sont ensuite rapportés à la superficie totale de la zone de gestion. Les volumes disponibles ont été calculés pour plusieurs débits objectifs. Il en découle le graphe de la figure 6 sur lequel sont reportés les débits utilisés en gestion, en général le DCR (débit de crise) et le DOE (débit d'objectif d'étiage).

Dans tous les calculs de la dernière phase et pour avoir un « référentiel » homogène, le scénario de prélèvements utilisé est celui-ci (appelé « réaliste ») :

- 5 % en avril, mai et septembre,
- 15 % en juin,
- 40 % en juillet,
- 30 % en août.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Trois autres scénarios ont aussi été testés afin de voir en particulier l'impact d'une modification des pratiques, à travers des cas extrêmes, avec des prélèvements surtout concentrés au printemps ou inversement en été.

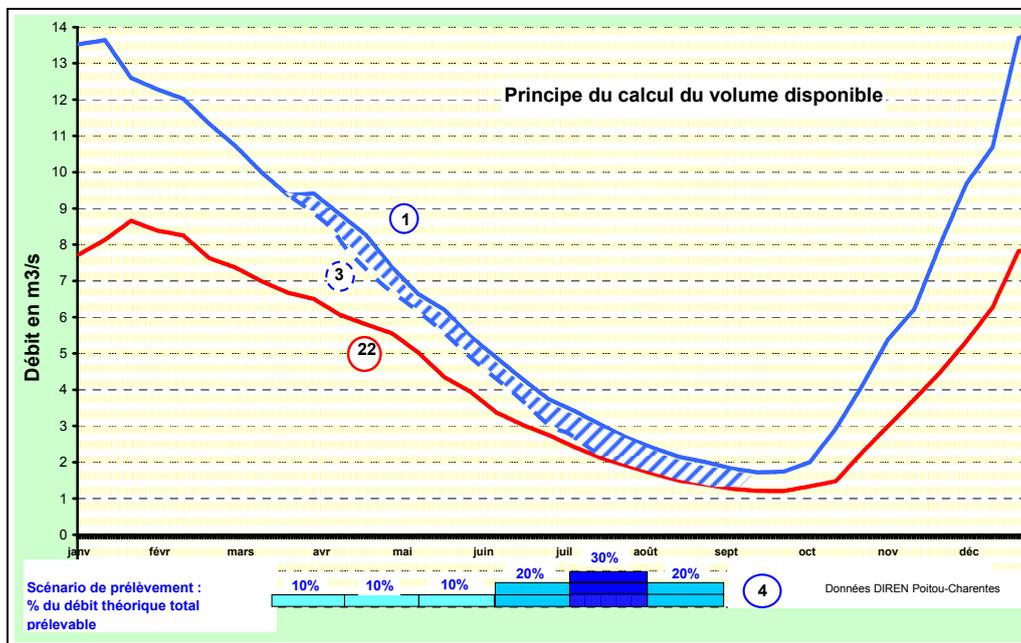


Figure 5 - Graphe illustrant la méthode de calcul des volumes disponibles

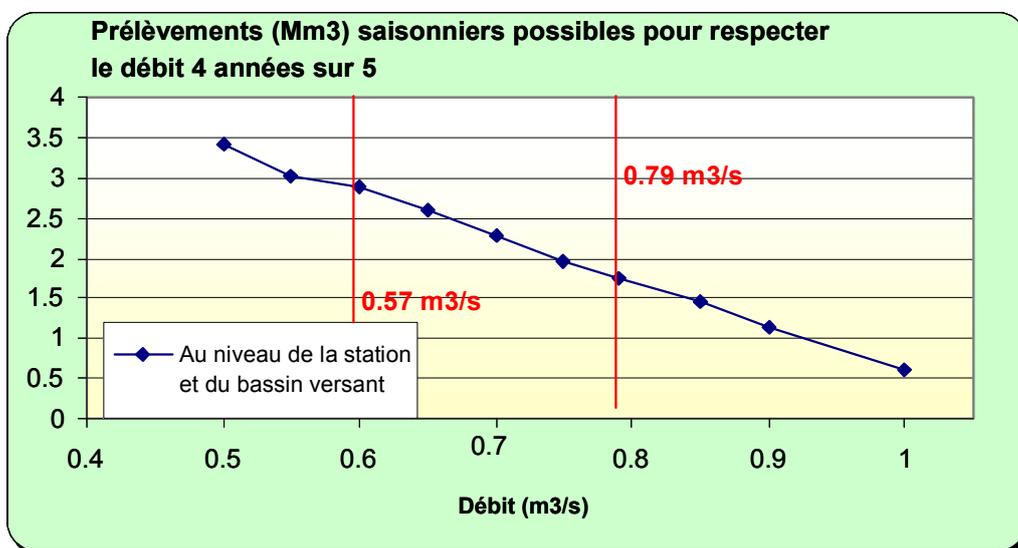


Figure 6 - Courbe des volumes disponibles en fonction des débits d'objectif à respecter 4 années sur 5.

III. APPORTS DE CETTE APPROCHE POUR POITOU-CHARENTES

Cette approche a été réalisée sur l'ensemble du territoire de Poitou-Charentes en utilisant la quasi-totalité des chroniques disponibles, à pas de temps journalier (depuis 1990 jusqu'à 2008), de pluie/ETP, piézométrie, débit. Il en découle en premier lieu une meilleure compréhension des phénomènes hydro(géo)logiques

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

impactant les chroniques, avec notamment une estimation des temps de transfert (pluie->nappe->rivière), une analyse fine de ces chroniques et *in fine* des propositions en matière de gestion.

Les principaux résultats de cette étude sont énumérés ci-après.

III. 1 Découpage en zones de gestion

Le découpage des zones de gestion est principalement basé sur le croisement des bassins versants avec des unités homogènes d'un point de vue géologique et hydrogéologique, sur l'importance des relations nappe/rivière que le travail de modélisation contribue à mettre en lumière. Il a dû aussi tenir compte des dispositifs de mesures existants sur le terrain en matière de suivi piézométrique comme en matière de suivi hydrologique.

Ainsi est défini un ensemble de zones homogènes, déterminant autant « d'hydro-systèmes » associés à des objectifs de débits sur les rivières. Cette approche est aussi basée sur le constat d'une inertie faible de la plupart des systèmes aquifères, avec un impact rapide d'une pluie efficace, ce qui apparaît comme l'une des grandes caractéristiques de la région Poitou-Charentes.

A ce découpage géographique peut se superposer un découpage vertical lorsque les nappes profondes apparaissent relativement déconnectées des eaux de surface. C'est le cas du Turonien/Coniacien et du Cénomaniens dans le Sud des Charentes, des nappes du Jurassique et du Crétacé dans le Nord- Est de la région.

Il en découle une proposition de découpage régional en 40 zones [certaines zones proposées pourraient éventuellement être subdivisées] se répartissant comme suit [une zone étant comptée qu'une fois dans le cas d'un partage entre 2 départements] :

- 15 zones en Vienne,
- 5 zones en Deux-Sèvres + les secteurs de socle,
- 9 zones en Charente,
- 10 zones en Charente-Maritime.

III. 2 Proposition de modalités de gestion

D'une manière générale, le travail d'analyse des chroniques met en lumière l'existence de 2 grands types de comportement :

- Les piézomètres situés plutôt à l'amont des bassins versants pour lesquels on observe un comportement relativement « naturel » avec un faible impact des prélèvements et une courbe de vidange de l'aquifère durant le printemps et l'été avec des niveaux dépendant de l'état de remplissage de la ressource. Ce type de piézomètre est donc un bon indicateur de l'état de la ressource souterraine.
- Les piézomètres situés à l'aval, au niveau des vallées, fortement impactés par les prélèvements, soit d'une manière nette, soit d'une manière plus diffuse et moins évidente sur les chroniques de mesures. L'évolution des niveaux sur ces piézomètres est souvent encadrée par des seuils hauts, dits de débordement, et surtout bas, niveau de base imposé par la rivière.

Cette typologie concerne principalement les nappes en relation étroite avec les rivières. C'est en particulier le cas du Jurassique supérieur. Pour les nappes profondes ou pour le karst de la Rochefoucauld, on observe des comportements un peu différents. Il s'agit souvent de nappes dont le niveau est contrôlé par des sources de débordement. Les niveaux piézométriques sont révélateurs d'un réservoir plus ou moins plein et les évolutions de niveaux enregistrées sont en général très dépendantes de la pluviométrie.

Cette analyse nous a conduit à repérer les piézomètres peu influencés et bon indicateur de l'état de la ressource, en général situés à l'amont des bassins versants, et présentant de préférence des battements

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

annuels importants. Pour chaque zone de gestion un (dans certain cas plusieurs) piézomètre est sélectionné et proposé en gestion.

Sur cet indicateur de l'état de la ressource souterraine, la courbe "5 ans sec" (respectée 4 années sur 5) pourrait être utilisée en gestion. La courbe médiane pourrait permettre de fixer des niveaux d'alerte. Il est évident qu'utiliser en gestion une courbe présenterait l'avantage d'être mieux adapté au comportement de la ressource. L'utilisation actuelle de seuils fixes n'est en effet pas satisfaisante de ce point de vue là.

Compte tenu des relations des nappes avec les rivières, nous recommandons de coupler cet indicateur de l'état de la ressource souterraine avec des seuils de débit sur les rivières, en dehors des zones en nappe profonde.

Parallèlement, ce dispositif pourrait être complété par un ou plusieurs autres indicateurs permettant de gérer des problématiques locales : protection d'un forage AEP, assèchement d'un cours d'eau ou d'une source, assèchement d'une zone humide... Ces autres indicateurs pourraient être des forages ou des débits de source.

La carte figurant en annexe du rapport de phase 3 fait la synthèse des zones de gestion proposées avec position des piézomètres et des stations de mesure des débits sélectionnés ou à rechercher.

En ce qui concerne le cas particulier des zones de socle, sans circulations souterraines importantes, les secteurs à l'amont des bassins versants principalement « sédimentaires » ont été englobés dans les zones de gestion du bassin (Vienne, Gartempe, karst de la Rochefoucauld, Sèvre-Niortaise moyenne). En revanche, pour les bassins versants de la Sèvre-Nantaise et du Thouet, correspondant pratiquement sur la totalité de leur superficie à du socle, la problématique de gestion est essentiellement hydrologique. C'est pourquoi, même si une modélisation des chroniques de débit a été réalisée dans le cadre de ce travail, il n'y a pas de proposition de modalités de gestion.

III. 3 Disponibilité de la ressource en eau

Bien que chaque bassin versant présente ses propres caractéristiques, à la fois d'un point de vue physique comme d'un point de vue impact anthropique et réseaux de suivi, l'analyse à l'aide des modèles TEMPO fait ressortir les points suivants:

- l'inertie faible des « hydrosystèmes », avec des transferts en général relativement rapides entre pluie/nappe/rivière, ne permet pas de disposer de ressources importantes « prélevables » en année sèche ;
- de nombreux objectifs fixés pour les débits de rivière apparaissent optimistes et non atteignables en année quinquennale sèche même si l'on supprimait totalement les prélèvements agricoles, d'où les valeurs négatives du tableau de synthèse figurant dans le rapport;
- les bassins versants qui apparaissent les plus « confortables » en matière de disponibilité sont souvent ceux qui bénéficient de stockage amont important : la Charente et la Sèvre-Niortaise.

III. 4 Les limites de cette approche

Ce travail, qui combine utilisation d'outils informatiques et statistiques avec une approche "naturaliste", connaît toutefois des limites. Il convient d'en souligner certaines :

- chroniques souvent trop courtes et/ou de mauvaise qualité. Les modèles devront être régulièrement actualisés ce qui devrait améliorer significativement les calages.
- difficultés de bien individualiser l'impact des pompages. Dans l'approche, les prélèvements AEP sont considérés comme implicitement pris en compte à la différence des prélèvements agricoles, saisonniers, modélisés à travers une fonction pompage.
- perturbation de la modélisation par des phénomènes soit anthropiques (lâchers de barrage, pompages...), soit naturels (débordement, soutien de la nappe par la rivière...).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Enfin, il faut une nouvelle fois rappeler que cette approche scientifique, qui vise à mieux cerner les disponibilités des ressources souterraines, et les propositions de gestion qui en découlent, est destinée à venir alimenter les réflexions et les débats actuels sur la gestion des ressources.

Références bibliographiques :

- Bichot F., Pinault J. L., Lavie J., Thinon-Larminach M., Trouvé S. (2007). - Recherche d'indicateurs piézométriques pour la gestion des prélèvements en nappe. Phase 1 : Bassins de la Dive du Nord, du Clain, de la Sèvre-niortaise, de la Boutonne, de la Seudre. Version 3 définitive. *BRGM/RP-54569-FR*.
- Bichot F., Lavie J., Pinault J. L., Thinon-Larminach (2008). – Analyse des chroniques piézométriques et hydrologiques avec le logiciel TEMPO pour la gestion des prélèvements. Phase 2 : bassin versant de la Charente. *BRGM/RP-55485-FR*, 258 p.
- Bichot F., Lavie J., Dequidt D., Thinon-Larminach M., (2010) – Analyse des chroniques piézométriques et hydrologiques avec le logiciel TEMPO pour la gestion des prélèvements en nappe. Phase 3 : Actualisation des modèles précédents - Traitement des bassins versants de la Vienne, du Thouet/Sèvre nantaise, du Sud des Charentes et des nappes profondes. Version définitive. *BRGM/RP-56481-FR*, 478 p.
- Pinault.J.L. (2001) - Manuel utilisateur de TEMPO. Logiciel de traitement et de modélisation des séries temporelles en hydrogéologie et en hydrogéochimie. *BRGM/RP-51459-FR*, 221 p
- Pinault J.L., Amraoui N., Golaz.C. (2005). - Groundwater-induced flooding in macropore-dominated hydrological system in the context of climate changes, *Water Resources Research*, Vol.41
- Pinault J.L., Schomburgk S. (2006). - Inverse modeling for characterizing surface water/groundwater exchanges, *Water Resources Research*, Res.42, W08414 doi : 10.1029/2005WR004587

Outils de connaissance de la ressource en eau dans les milieux de socle : expériences de suivi d'aquifères bretons

Luc AQUILINA ⁽¹⁾, Olivier BOUR ⁽¹⁾, Marc LAURENCELLE ⁽¹⁾, Thierry
LABASQUE ⁽¹⁾, Véronique DE MONTETY ⁽¹⁾, Tanguy LE BORGNE ⁽¹⁾,
Philippe DAVY ⁽¹⁾, Hélène PAUWELS ⁽²⁾, Benoit DEWANDEL ⁽²⁾

1. CAREN-OSUR ; Université Rennes 1 – CNRS ; Luc.aquilina@univ-rennes1.fr, olivier.bour@univ-rennes1.fr, thierry.labasque@univ-rennes1.fr, veronique.de-montety@univ-rennes1.fr, tanguy.le-borgne@univ-rennes1.fr, philippe.davy@univ-rennes1.fr
2. Service EAU, BRGM h.pauwels@brgm.fr, b.dewandel@brgm.fr

I. INTRODUCTION

Les aquifères de socle constituent une part importante des substrats géologiques en France. Ils constituent de ce fait une ressource en eau non négligeable. Le caractère très hétérogène de ces formations rend leur fonctionnement particulièrement difficile à appréhender. Bien que des progrès aient permis de mieux comprendre le lien entre la structure géologique et la structure hydrogéologiques, les connaissances restent très limitées en ce qui concerne leur exploitation. Le rôle de l'exploitation dans l'évolution des aquifères de socle pose encore de nombreuses questions qui trouvent leur écho dans les paramètres de la DCE.

A partir de plusieurs exemples situés en Bretagne, nous présenterons un état des lieux de la vision actuelle de ces aquifères et des outils qui permettent d'en réaliser la description. Nous présenterons deux sites qui ont permis de mieux contraindre les évolutions possibles tant en termes de mélanges entre les masses d'eau qu'en termes d'évolution chimique de ces dernières. Ces sites font l'objet de suivis importants qui permettent d'accéder à un niveau de connaissance peu fréquent.

II. ETAT INITIAL DES AQUIFERES DE SOCLE

Le BRGM a développé ces dernières années une description des aquifères de socle à partir de leurs propriétés géologiques et hydrogéologiques [1,2]. L'altération des formations géologiques joue un rôle particulièrement important en permettant le développement d'un aquifère de surface dans les altérites. A la limite entre la zone d'altérites et le socle sain, se développe également une zone de fracturation plus importante qui joue un rôle hydrogéologique. L'analyse de données sur plusieurs aquifères où la limite entre altérites et socle sain est connue a permis de mettre en évidence le rôle important d'un point de vue chimique et biologique de cette limite qui correspond à une zone d'abatement des teneurs en nitrates [3] (Fig. 1).

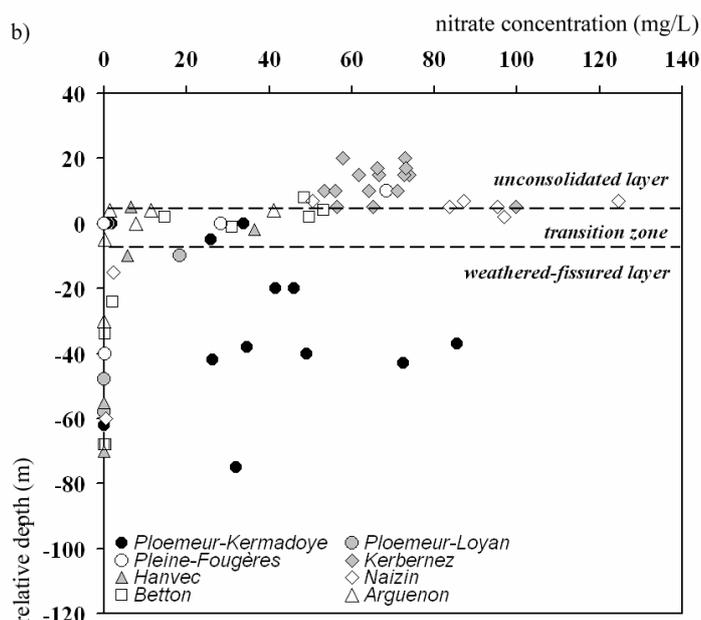
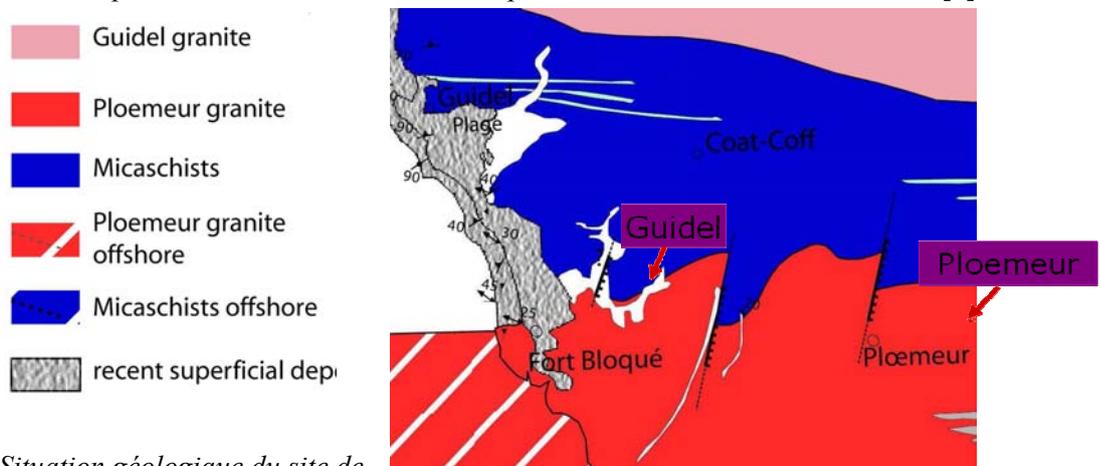


Figure 1 – Evolution des concentrations en nitrates dans les aquifères de socle en fonction d'une profondeur relative à l'interface milieu fissuré / milieu fracturé [3]

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

La partie plus profonde des aquifères de socle peut également permettre des productions d'eau non négligeables du fait de zones de fracture ou de filons de nature différente de l'encaissant. Ce type de ressources est aujourd'hui encore peu exploité bien que plusieurs exemples en Bretagne montrent les potentialités de ce type de structures. Le site de Ploemeur (Morbihan) est situé à proximité d'un accident particulièrement important, le cisaillement sud-armoricain, le long d'une faille d'orientation N120 qui recoupe la limite entre un pluton granitique hercynien et une formation de micaschistes (Fig. 2). Ce site a été mis en exploitation en 1991 et fait l'objet d'un suivi géochimique et hydrogéologique très détaillé depuis 2003, il appartient au réseau national des sites hydrogéologiques (réseau H+, <http://hplus.ore.fr>). Un second site situé légèrement plus à l'ouest (commune de Guidel, Morbihan), dans le même type de structures, vient de faire l'objet d'explorations nouvelles et montre que les potentialités de ces structures géologiques peuvent être généralisées. Ce site permet d'avoir une vision claire de l'état initial d'un aquifère avant mise en exploitation et peut être comparé avec l'évolution observée depuis 20 ans dans le site de Ploemeur [4].



De la même manière, nous avons pu réaliser le suivi d'un second site (Betton, Ille et Vilaine) qui a fait l'objet d'un forage à une profondeur de plus de 100 m, en parallèle à un captage existant dans la zone altérée. Ce site a pu être caractérisé avant le début du pompage en 2006 et il fait l'objet d'un suivi chimique détaillé depuis la mise en place de l'exploitation [5].

III. OUTILS DE DIAGNOSTIC

Les sites présentés ont fait l'objet d'investigations poussées sur le rôle des structures géologiques [6, 7, 8, 9]. D'un point de vue physique, outre les tests classiques, des tests d'interférence ont été réalisés et modélisés [10, 11]. Ces sites ont également permis le développement de techniques de mesure des flux au sein des puits.

D'un point de vue chimique, sur certains des captages, des analyses isotopiques détaillées ont été menées pour définir l'origine des éléments chimiques contenus dans les eaux [12, 13, 14, 15, 16]. Certains aspects seront détaillés un peu plus loin. Des analyses de chimie (éléments majeurs, éléments traces) permettent de suivre l'évolution des mélanges et des réactions chimiques au sein des masses d'eau et permettent également de suivre un paramètre important pour l'exploitation : le caractère plus ou moins réducteur des eaux. En effet, certains éléments (fer, manganèse) sont particulièrement sensibles à ce paramètre.

Ce suivi est complété par l'analyse des gaz dissous dans l'eau. Cette analyse possède trois applications : d'une part certains gaz permettent de caractériser d'éventuelles activités biologiques (CO_2 , CH_4 , O_2 , N_2O , N_2). Par ailleurs, certains gaz (Néon, Argon, Azote) permettent de déterminer la quantité d'air incluse lors du processus de recharge de l'aquifère et la température lors de cette dernière. Enfin, la détermination de gaz anthropiques d'origine industrielle (différents CFC, CCl_4 , SF_6), permet de déterminer un temps de résidence de l'eau dans le milieu souterrain [17, 18, 3] (Fig. 3).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Cette analyse s'avère particulièrement importante pour la modélisation des aquifères pouvant être exploités. Bien que la méthode se soit avérée délicate à utiliser durant les années 2000, la décroissance observée des CFC depuis quelques années permet à nouveau de travailler sur des eaux récentes et donne à nouveau un intérêt fort à cette méthode.

La détermination des temps de résidence est basée sur une analyse des concentrations en gaz dissous dans les eaux. Ces gaz sont des gaz anthropiques émis par l'activité industrielle (aérosols, réfrigérants, gaines électriques...). Les composés les plus couramment utilisés sont les chlorofluorocarbones (CFC) qui ont été utilisés depuis les années 50. Leur concentration atmosphérique est bien connue et assez homogène à l'échelle du globe (Fig. 3a).

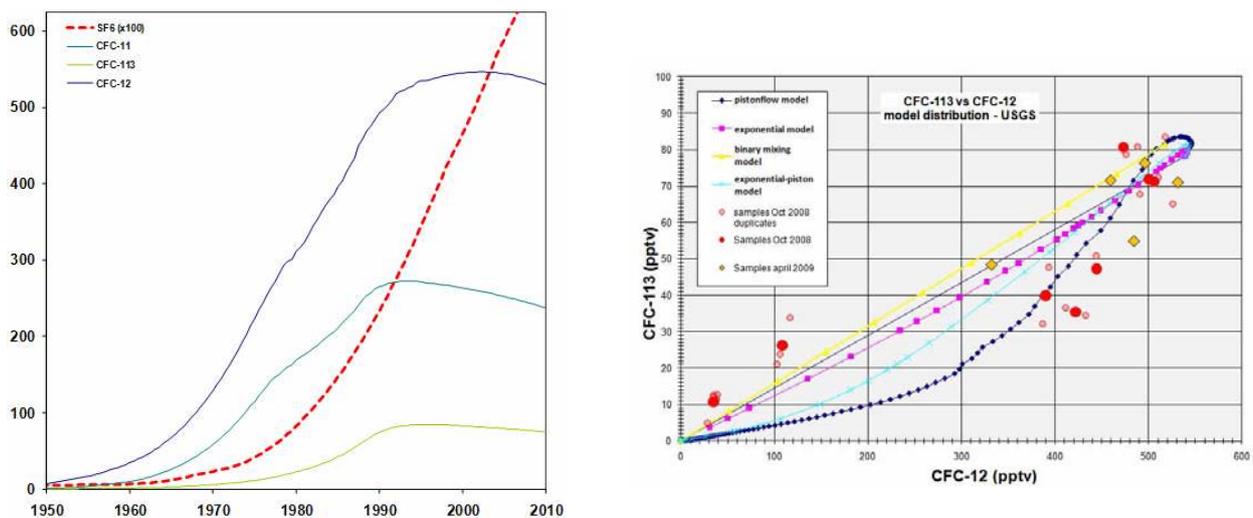


Fig 3a Figure 3 – Méthodologie de datation des eaux souterraines

Fig. 3a : Evolution de la concentration atmosphérique des CFC à l'échelle du globe.

Fig. 3b : Modèle de distribution des CFC de l'USGS

Lors du processus de recharge, l'eau souterraine s'équilibre avec l'atmosphère puis, dès qu'elle quitte la proche surface, elle conserve la « mémoire » des concentrations atmosphériques. Lorsqu'on échantillonne un puits, on peut donc déterminer la concentration atmosphérique à partir des concentrations dissoutes et déterminer une année de recharge. Ce calcul implique de connaître les températures de recharge et la solubilité des gaz. Ces dernières sont connues et la température est estimée à partir des autres gaz (Néon, Argon) mesurés dans les eaux.

Suite au protocole de Montréal, l'utilisation des CFC a été interdite et on peut observer dans les courbes un plateau des concentrations qui rend la méthode moins efficace. Un second gaz le SF6 (Fig. 3a) peut être utilisé. Des analyses récentes montrent que la partie descendante des courbes de concentration permettent à nouveau une datation plus précise des eaux récentes.

Les données de temps de résidence n'ont pas de signification en soi hormis dans le cas d'un modèle piston qui n'est pas adapté à la plupart des situations rencontrées. Aussi, l'intérêt des données tient principalement à une détermination de la distribution des temps de résidence dans l'aquifère et à la possibilité d'injecter ces données dans un modèle soit simple de type boîte noire (Fig. 3b), soit dans des modèles plus complexes.

IV. EFFET DE LA MISE EN EXPLOITATION : REACTIVITE CHIMIQUE

IV.1 Sites de Ploemeur et Guidel

La figure 4 présente l'évolution de certains paramètres qui font l'objet d'un suivi régulier par la mairie de Ploemeur. On peut voir qu'au cours des 20 années qui ont suivi la mise en exploitation du captage, celui-ci ne montre pas de stabilisation chimique. On peut remarquer par exemple que les teneurs en nitrates, bien que montrant des valeurs très basses par rapport aux valeurs initiales et aux valeurs observées à Guidel par exemple, ne montrent jamais de valeurs nulles. Ceci reste vrai, quelles que soient les variations des autres paramètres qui montrent une évolution majeure.

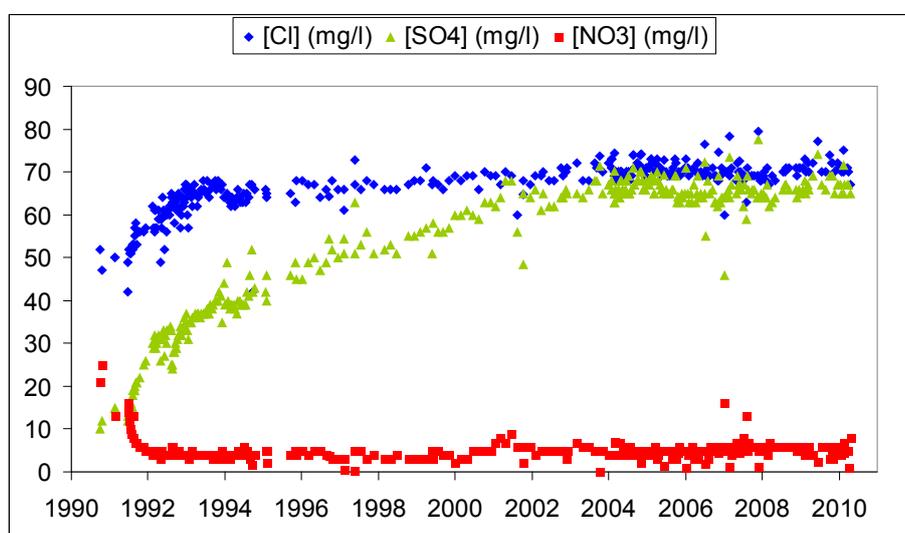


Fig. 4 – Evolution des concentrations dans le captage du site de Ploemeur, Morbihan

Une part de l'évolution présentée peut s'expliquer par la mise en place d'un milieu réactif en profondeur. Une réaction de dénitrification en l'absence d'oxygène et de matière organique (dénitrification autotrophe) est responsable de la chute des nitrates. Cette réaction est liée à une activité microbienne qui se développe suite à la mise en place du pompage [4]. Bien que les eaux qui circulent dans les forages conservent globalement des caractéristiques peu réductrices, les eaux contenues dans la microporosité de la roche constituent des milieux plus réducteurs qui permettent le développement de certaines réactions biogéochimiques particulières comme la dénitrification. La mise en place du pompage s'est traduite par une réorganisation et une diversification des chemins de l'eau et une sollicitation plus importante de la matrice.

L'exploitation de l'aquifère s'est également traduite par une modification globale de l'aquifère en termes de temps de résidence [3]. Alors qu'on observe de manière globale en Bretagne un accroissement du temps de résidence avec la profondeur, ce qui traduit un fonctionnement hydrogéologique global à l'échelle régionale, on observe sur Ploemeur des temps de résidence plus faibles dans la partie fracturée que dans l'aquifère des altérites. Cet élément montre que dans le cas de Ploemeur, les altérites qui surplombent l'aquifère jouent un rôle relativement secondaire dans l'alimentation de ce dernier.

IV.2 Site de Betton

Sur le site de Betton, la composition de l'eau pompée dans le forage à 100 m reste beaucoup plus stable que celle observée à Ploemeur. Néanmoins, on peut voir (Fig. 5) qu'au cours du temps, les concentrations en

sulfate ont augmenté par rapport aux concentrations en chlorures. Ceci peut-être interprété comme une réaction d'oxydation de pyrite au sein du milieu. Elle traduit le fait que de l'oxygène est progressivement apporté depuis la surface vers le milieu plus profond. L'analyse des éléments traces métallique est donc particulièrement importante dans ce cas, du fait de leur présence au sein des minéraux sulfurés (arsenic, plomb, cadmium...).

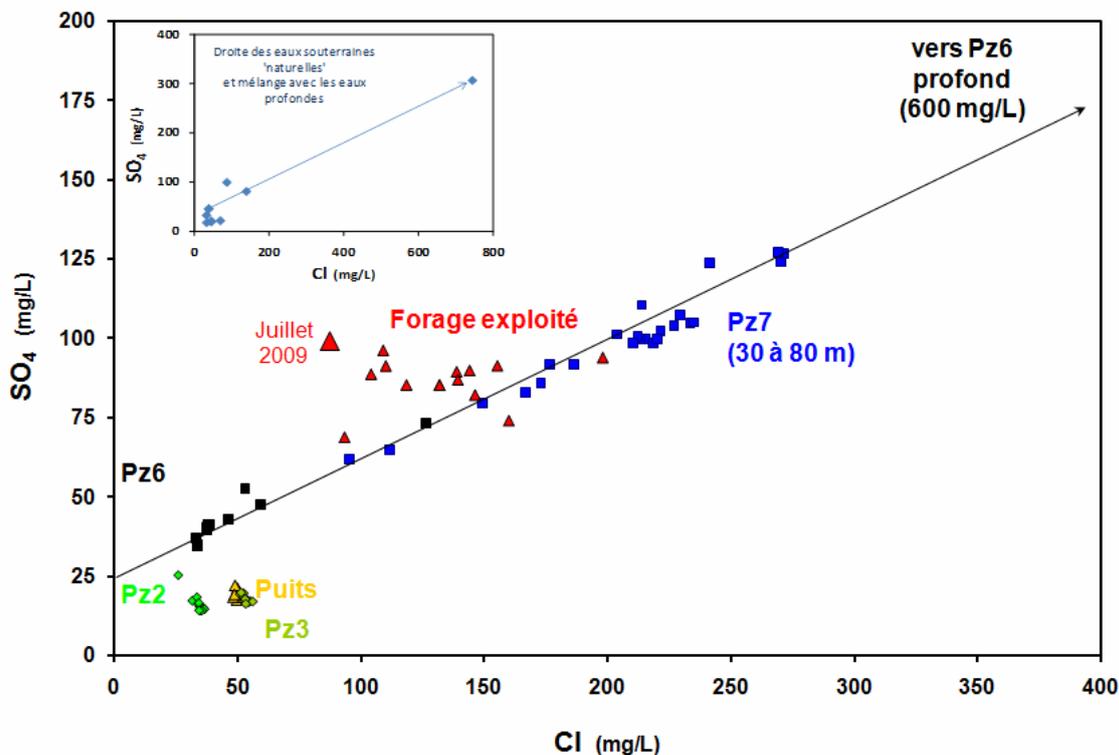


Figure 5 – Evolution des concentrations dans le captage du site de Betton, Ille et Vilaine
Pz2, Pz3 Puits : captages dans la zone altérée ; Forage exploité : forage à 107m ; Pz6 et Pz7 : piézomètres profonds. Encart, mélange observé au sein du Pz6 depuis la surface vers la partie profonde avec une forte salinité (600 mg/l)

V. EFFET DE LA MISE EN EXPLOITATION : FLUIDES PROFONDS

V.1 Sites de Ploemeur et Guidel

La comparaison entre les deux sites de Ploemeur et Guidel d'une part et l'analyse d'un forage profond (150 m) à Ploemeur d'autre part ont permis de montrer qu'une part de l'évolution observée au niveau du forage exploité de Ploemeur est liée à un large processus de mélange. Ce mélange se produit entre un premier pôle constitué par les eaux du site telles qu'on peut les observer à l'ouest de la zone faillée ou sur le site de Guidel, non encore exploité. Ces eaux présentent des concentrations en nitrates qui peuvent être élevées et des salinités faibles (Cl = 30 à 40 mg/L). Le second pôle est constitué par des fluides de salinité plus élevée (Cl = 90 mg/L) et qui présentent également de fortes concentrations en sulfates. Une anomalie de température associée à ces eaux montre que leur origine est assez profonde (au moins 300 m). L'analyse isotopique ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$) indique que l'origine des solutés qui sont contenus dans ces eaux est probablement marine [13]. L'analyse des temps de résidence (CFC, ^4He) montre des temps de résidence important, bien au-delà des temps caractéristiques des aquifères en Bretagne [3].

V. 2 Site de Betton

Dans le cas du site de Betton, des fluides de forte salinité (Cl = 600 mg/L) ont été mis en évidence lors de la foration de piézomètres profonds à proximité du forage d'exploitation, à des profondeurs de 80 à 100 m. Dans ce cas également, on peut observer que les eaux produites par le forage d'exploitation constituent un mélange entre les eaux de surface de l'aquifère et les fluides profonds identifiés dans l'un des piézomètres (Pz6, Fig. 5). Dans ce cas également, plusieurs rapports isotopiques et les concentrations de certains éléments indiquent qu'il s'agit d'éléments d'origine marine avec des temps de résidence importants.

VI. CONCLUSIONS

Les travaux menés en Bretagne ont permis de proposer un schéma de fonctionnement des aquifères de socle qui fonctionnent de manière très compartimentée. L'introduction d'une exploitation ne conduit pas nécessairement à la migration des eaux depuis la partie altérée de surface de l'aquifères vers la partie profonde. Au contraire, dans les deux exemples illustrés, on observe plutôt de fortes productions de la partie située sous le milieu fissuré. On observe en particulier la participation importante de fluides profonds dont l'origine reste une question scientifique en suspens.

La compréhension de la nature géologique et chimique des différents compartiments de ces aquifères et la caractérisation de certaines réactions chimiques permettent de mieux définir les différentes masses d'eau qu'ils renferment. Les outils ainsi développés permettent de mieux répondre aux besoins exprimés par la DCE. En particulier, ils peuvent constituer une aide précieuse pour la délimitation des zones d'alimentation d'une part et dans le contrôle de l'évolution du gisement d'autre part.

Références bibliographiques :

- [1] Dewandel B, Lachassagne P, Wyns R, et al., 2006 - A generalized 3-D geological and hydrogeological conceptual model of granite aquifers controlled by single or multiphase weathering. *J. of Hydrology*. 330/1-2, 260-284.
- [2] Dewandel B, Lachassagne P, Boudier F, et al., 2005 - A conceptual hydrogeological model of ophiolite hard-rock aquifers in Oman based on a multiscale and a multidisciplinary approach. *Hydrogeology Journal*, 13/5-6, 708-726.
- [3] Ayraud, V., L. Aquilina, T. Labasque, H. Pauwels, J. Molenat, A. C. Pierson-Wickmann, V. Durand, O. Bour, C. Tarits, P. Le Corre, E. Fourre, P. Mérot, and P. Davy, 2008 - Compartmentalization of physical and chemical properties in hard rock aquifers deduced from chemical and groundwater age analyses, *Appl. Geochem.* 23/9, 2686-2707.
- [4] Tarits C., Aquilina L., Ayraud V., Pauwels H., Davy P., Touchard F. and Bour O, 2006 - Oxido-reduction sequence related to flux variations of groundwater from a fractured basement aquifer (Plœmeur area, France), *Applied Geochemistry*, 21/1, p 29-47.
- [5] Ayraud V., Aquilina L., Labasque T., Pauwels H., Pierson-Wickmann A.C., Gallat C., Aquilina A.M., 2006 - Physical, biogeochemical and isotopic processes related to rock heterogeneity of a shallow aquifer in crystalline rocks. *Biogeochemistry* 81-3, 331-347.
- [6] Le Borgne T., J.-R. de Dreuzy, P. Davy, and O. Bour (2007), Characterization of the velocity field organization in heterogeneous media by conditional correlation, *Water Resources Research*, 43.
- [7] Le Borgne T., Bour O, Riley MS, Gouze P, Pezard PA, Belghoul A, Lods G, Le Provost R, Greswell RB, Ellis PA, Isakov E, Last BJ, 2007 - Comparison of alternative methodologies for identifying and characterizing preferential flow paths in heterogeneous aquifers. *Journal of hydrology* 345 (3-4) : 134-148.
- [8] Le Borgne T, Bour O, de Dreuzy JR, et al., 2004 - Equivalent mean flow models for fractured aquifers: Insights from a pumping tests scaling interpretation. *Water Resources Research* 40/3.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

- [9] Marechal JC, Dewandel B, Subrahmanyam K, 2004 - Use of hydraulic tests at different scales to characterize fracture network properties in the weathered-fractured layer of a hard rock aquifer. *Water Resources Research* 40/11.
- [10] Le Borgne T., Bour O., Paillet F.L. and Caudal J-P., 2006 - Assessment of preferential flow path connectivity and hydraulic properties at single-borehole and cross-borehole scales in a fractured aquifer. *Journal of Hydrology*, 328/1-2, 347-359.
- [11] Le Borgne, T., F. Paillet, L. O. Bour and Caudal J-P., 2006 - Cross borehole flowmeter tests for transient heads in heterogeneous aquifers. *Ground Water* 44/3, 444-452.
- [12] Negrel P, Pauwels H., 2004 - Interaction between different groundwaters in Brittany catchments (France): Characterizing multiple sources through strontium- and sulphur isotope tracing. *Water Air and Soil Pollution* 151/1-4261-285.
- [13] Pauwels, H., V. Ayraud-Vergnaud, L. Aquilina, J. Molénat, 2010 - The fate of nitrogen and sulfur in hard-rock aquifers as shown by sulfate-isotope tracing. *Applied Geochemistry* 25, 105-115.
- [14] Pierson-Wickmann A.C., Aquilina L., Weyer C., Molenat J. and Lischeid G., 2009 – Acidification processes and soil leaching influenced by agricultural practices revealed by strontium isotopic ratios. *Geochim. et Cosmochim. Acta* 73-16, 4688-4704.
- [15] Weyer C., Lischeid G., Aquilina L., Pierson-Wickmann A.C., Martin C. 2008. Mineralogical sources of the buffer capacity in a granite catchment determined by strontium isotopes. *Applied Geochemistry* 23/10, 2888-2905.
- [16] Le Druillennec T., Ielsch G., Bour O., Tarits C., Tymen G., Alcade G., Aquilina L., 2010 - Hydrogeological and geochemical control of the variations of ²²²Rn concentrations in a hard rock aquifer: insights into the possible role of fracture-matrix exchanges. *Applied Geochemistry* 25, 345-356.
- [17] Vergnaud-Ayraud V., Aquilina L., Pauwels H. and Labasque T., 2008 - La datation des eaux souterraines par analyse des CFC : un outil de gestion durable de la ressource en eau. *Techniques, Sciences, Méthodes* 1, 37-44.
- [18] Labasque T., Ayraud V., Aquilina L., Le Corre P., 2006 - Dosages des composés chlorofluorocarbonés et du tétrachlorure de carbone dans les eaux souterraines : application à la datation des eaux. Cahier Technique de Géosciences Rennes, n°4.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »**

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

LA DCE 10 ANS APRES :
une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines.
Avancées techniques et scientifiques

Dix septièmes Journées Techniques du Comité Français
de l'Association Internationale des Hydrogéologues

25-27 novembre 2010
CIAS, Toulouse, France

PRESENTATIONS ORALES

Session 2
Réseaux de surveillance,
mise à disposition de la connaissance

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »**

**Vers une organisation optimisée des données sur l'Eau en
France. Le Schéma National des Données sur l'Eau, la
connaissance au service de la politique publique de l'eau.**

Christian Jourdan

ONEMA Direction de La Connaissance et de l'Information sur l'eau, Vincennes
christian.jourdan@onema.fr



**Colloque CFH-AIH
Toulouse**

**LA DCE 10 ANS APRES : une dynamique
pour la connaissance et la gestion des
eaux souterraines**

*La connaissance au service de la politique
publique de l'eau*

Christian JOURDAN – ONEMA
26 novembre 2010

Rappel du contexte (1/2)

ystème
d'information
sur l'eau

- Objectifs fixés par les directives européennes, notamment la directive cadre sur l'eau
- Le rapportage régulier au niveau national permet de vérifier que les objectifs sont atteints aux échéances fixées
- La mise en oeuvre de la surveillance se fait localement à l'échelle du bassin : énormes quantités de données, produites par un très grand nombre d'organismes (Services de l'Etat, Agences de l'eau, Collectivités territoriales, Organismes de recherche, Associations ...)

Multiple partenaires et contributeurs
Multiple finalités et utilisateurs
Multiple échelles
(local-bassin-national-EU- international)

**Nécessite un cadre
partagé, une
coordination technique
et un référentiel des
données commun**

26 novembre 2010

La connaissance au service de la politique
publique de l'eau



Rappel du contexte (2/2)

système
d'information
sur l'eau

- ❑ **2000** : Directive cadre européenne sur l'eau
- ❑ **2003** : Système d'information sur l'eau (SIE)
- ❑ **2006** : Directive INSPIRE
- ❑ **2006** : Loi sur l'eau et les milieux aquatiques
- ❑ **2007** : Création de l'ONEMA
- ❑ **2008** : Elaboration du Schéma national des données sur l'eau (SNDE)
- ❑ **2009** : Décret 2009-1543 du 11 décembre 2009 (référentiel technique composé du SNDE)
- ❑ **2010** : SNDE approuvé par l'arrêté du 26 juillet 2010

Le SIE contribue à acquérir les connaissances sur l'eau et les milieux aquatiques. Il fournit de l'information aux différentes parties prenantes que sont l'Etat, les gestionnaires de l'eau, les experts et citoyens qui ont besoin de connaître les caractéristiques des milieux aquatiques sur lesquels leur activité peut avoir un impact

26 novembre 2010

La connaissance au service de la politique
publique de l'eau



Objectifs du SIE

système
d'information
sur l'eau

Objectifs	Utilisateurs
1. Vérification de la conformité de la mise en œuvre de la politique de l'eau par les autorités nationales et communautaires	Autorités nationales et européennes
2. Analyser les pressions dues aux activités humaines et évaluer l'état des eaux par les autorités du bassin, sur la base d'une connaissance objective de l'état des milieux et des usages en tenant compte des analyses économiques	Autorités de bassin
3. Evaluation de l'efficacité et l'efficience des politiques (particulièrement sur les services d'eau et d'assainissement)	Gestionnaires
4. Aide à la décision, notamment pour fixer les actes de police de l'eau et la définition des programmes de mesures	Gestionnaires
5. Information du public en lui facilitant l'accès à l'information	Citoyens
6. Fourniture de données à d'autres systèmes d'information et pour des applications dans le domaine de la recherche	R&D; Autres systèmes d'information

Le Système d'information sur l'eau

système
d'information
sur l'eau

- Il couvre la production, la collecte, le traitement, la bancarisation et la diffusion des données
- Nature des données concernées:
 - indicateurs sur l'état de l'eau et des milieux aquatiques et leurs usages (y.c. les pressions)
 - Cours d'eau et plans d'eau, eaux littorales et souterraines
 - Tout le territoire de la France, y compris les départements d'Outre mer et Mayotte
- Tous les types de données obtenus à partir :
 - Mesures et observations (y.c. échantillons d'eau, sédiments et espèces)
 - Autres dispositifs de collectes de données, tels que des inventaires, enquêtes, rapports, études ou documents de déclarations
 - Données produites par d'autres systèmes d'information, notamment socio-économiques, santé...

26 novembre 2010

La connaissance au service de la politique
publique de l'eau



Le schéma national des données sur l'eau

système
d'information
sur l'eau

Le SNDE s'appuie sur une base réglementaire : décret relatif au référentiel technique du 11 décembre 2009 et arrêté l'approuvant du 26 juillet 2010

Le SNDE définit pour la mise en œuvre du Système d'information sur l'eau :

- Mode de gouvernance (pilotage national – coordination technique nationale et coordination technique de bassin)
- Organisation et rôle des différents acteurs
- Méthodologies
- Outils (production, traitement, bancarisation et diffusion des données)
- Système de gestion de la qualité
- Plan d'actions pluriannuel) avec un plan spécifique pour les DOM : 260 actions pour la période 2010-2012 dont 15 projets prioritaires pour 2010

26 novembre 2010

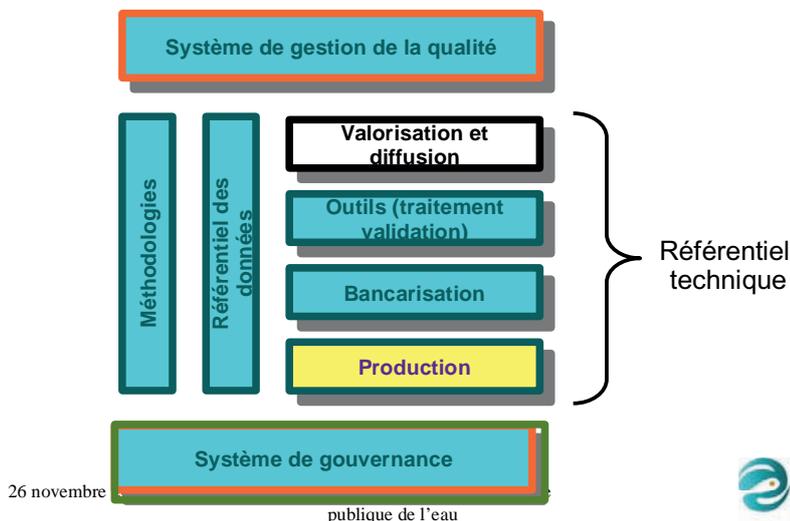
La connaissance au service de la politique
publique de l'eau



Besoins d'outils et méthodologies communs et partagés...

système
d'information
sur l'eau

...de manière à disposer de données qui sont crédibles,
fiables et comparables



Développement d'outils communs (1/2)

système
d'information
sur l'eau

● **Méthodologies**

- Cadre commun pour la collecte, le traitement, la bancairisation et la valorisation des données
- Disponibles gratuitement pour tous les utilisateurs

● **Référentiel technique commun (Sandre)**

- Dictionnaires (définitions des termes utilisés)
- Scénarios d'échanges de données
- Inter-opérabilité avec d'autres systèmes au niveau national (par exemple SINP, Santé, police de l'eau), et international avec WISE (Water Information System for Europe)

● **Bases de données de référence**

- Bases de données nationales :

Exemples: ADES Eaux souterraines (50 000 stations), HYDRO Hydrologie (4500 stations), NAIADES Qualité des eaux de surface (en cours de constitution), Assainissement, QUADRIGE Eaux littorales...

26 novembre 2010

La connaissance au service de la politique
publique de l'eau

ONEMA
Office national de l'eau
et des milieux aquatiques

Développement d'outils communs (2/2)

système
d'information
sur l'eau

● Outils communs pour le traitement des données

- Outils au niveau national pour le traitement des données :
Exemples : système d'évaluation de l'état des eaux (SEEE), rapportage européen, modèles pressions-impacts, évaluation économique...

* Valorisation et diffusion

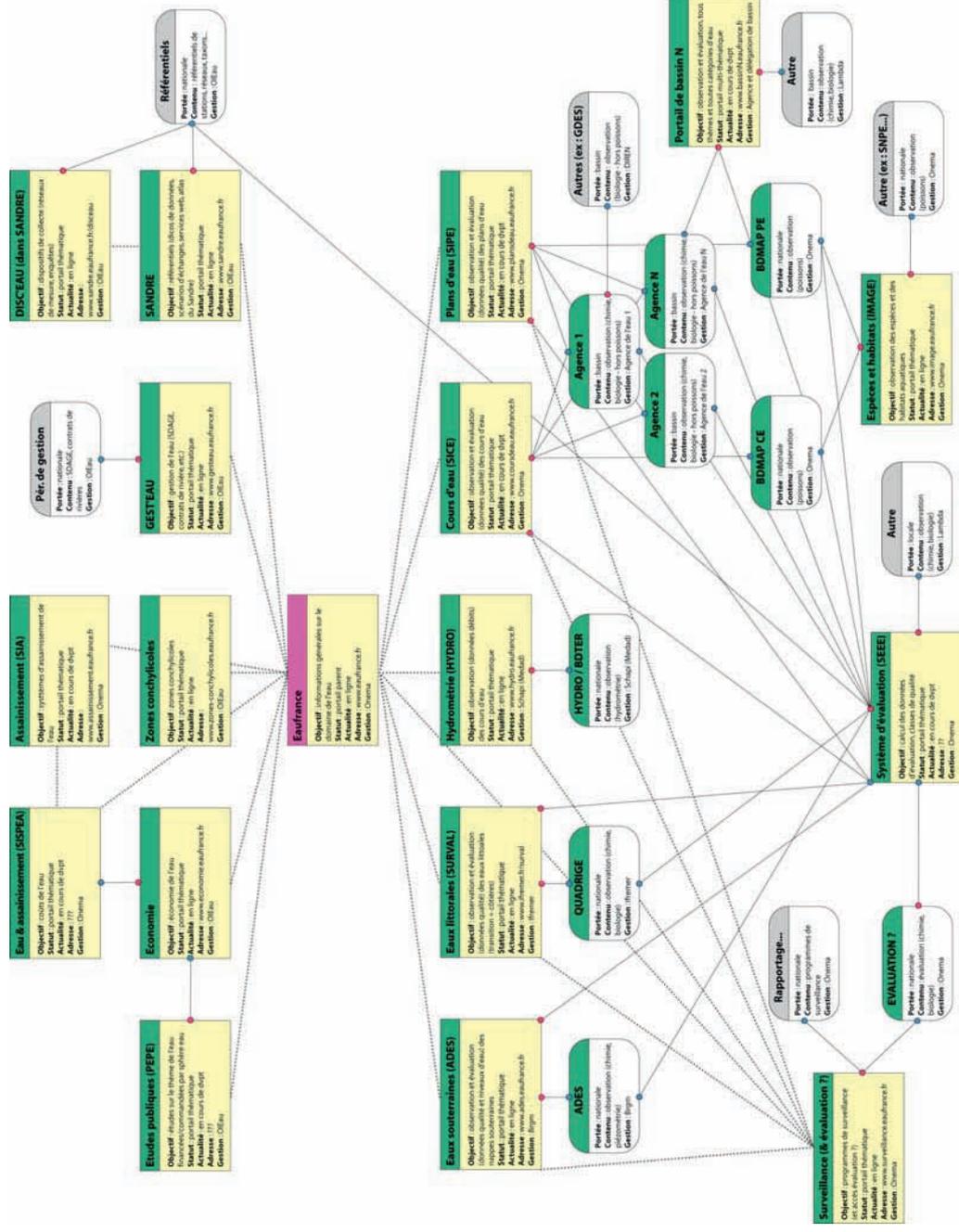
- Indicateurs (fiables, récents, comparables et répondant aux besoins exprimés par les utilisateurs). Une liste d'indicateurs actuellement en cours d'élaboration
- Outils de systèmes d'information géographique (SIG)
- Outils de rapportage pour les directives européennes et les autres conventions internationales
- Portails et sites web, disponibles à partir d'un portail unique :
www.eaufrance.fr Un schéma de diffusion web du SIE actuellement en cours d'élaboration
- Réseau Européen and international pour les systèmes d'information (EEA, Eurostat, OSPAR...)

26 novembre 2010

La connaissance au service de la politique
publique de l'eau



Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l' Association Internationale des Hydrogéologues. « La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines. Avancées techniques et scientifiques »



Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »**

Système de gestion de la qualité

système
d'information
sur l'eau

Sa mise en place a pour objectif d'assurer la fiabilité et la traçabilité des données et des services du SIE

Il doit porter sur l'ensemble des processus du SIE, de l'élaboration des méthodologies communes et du référentiel des données, à la production, la bancarisation, le traitement, la valorisation et la diffusion des données. Il repose sur un **référentiel qualité**.

Pour son élaboration, l'Onema s'appuie sur le laboratoire national de référence sur l'eau AQUAREF composé d'organismes techniques et scientifiques (Cemagref, Brgm, Ineris, Ifremer, LNE)

L'Onema instruit également les demandes d'agrément des laboratoires et met en place des contrôles qualités prévus par le dispositif réglementaire (arrêté du 29 novembre 2006) de l'agrément en s'appuyant sur le Cofrac (pour l'accréditation quand elle s'applique).

26 novembre 2010

La connaissance au service de la politique
publique de l'eau



Un accès facilité à la donnée et un effort partagé de la surveillance du niveau national au niveau local.

L. Chery¹, I. Fournier²

1 BRGM service EAU l.chery@brgm.fr

2 Agence de l'Eau Adour Garonne isabelle.fournier@eau-adour-garonne.fr

INTRODUCTION

La connaissance de la ressource en eau, de son état et de ses usages est un enjeu majeur pour la politique de l'eau, qu'il s'agisse des actions réglementaires et de planification, ou encore de l'information du public ; tous les acteurs de l'eau, dont l'Etat, ont besoin de disposer de manière pérenne d'informations fiables, actualisées et pertinentes. La modernisation du Système d'Information sur l'Eau (SIE) a pour objectif de répondre à ces besoins, conformément aux exigences de la directive européenne de 2000 sur la politique de l'eau.

En France, la mise en place de réseaux est relativement récente et la multiplicité de ceux-ci rend complexe la notion de représentativité. Ces réseaux ont été constitués au départ pour répondre à un souci majeur d'acquisition de données, à différentes échelles et pour répondre à des demandes précises (réseaux d'usage) soit législatives (directive cadre, réglementation sur l'environnement pour les ICPE, contrôle sanitaire réglementaire), soit de gestion dans l'objectif de développement durable, soit de connaissance.

La densité des points et le type de paramètres doivent tenir compte d'une démarche minimale qui peut être par exemple celle appliquée au niveau national. Ensuite l'augmentation du nombre de points doit répondre à des critères budgétaires, de fréquence de mesure, du coût associé de l'analyse unitaire de chacun des paramètres envisagés, selon une démarche itérative.

Avec l'arrivée de la directive Cadre et la mise en place du SIE, ces démarches se sont faites dans un cadre réglementaire commun à l'échelon national. A des niveaux plus locaux, une harmonisation s'est faite avec une identification précise des acteurs et des rôles de chacun avec des critères de mutualisation et d'efficacité de mise en place par rapport aux objectifs ciblés, d'identification précise du rôle de chacun des acteurs concernés dans la mise en place de cette surveillance, et une logique de co-construction autour des besoins, des responsabilités et des coûts associés.

L'une des composantes du SIE est de disposer d'un catalogue pérenne des dispositifs garantissant la collecte des données sur l'eau afin de connaître ce qu'on veut réformer ou améliorer, ce sur quoi on peut s'appuyer, décrire correctement et faire connaître ce qui est ou doit être mis en place et satisfaire le besoin permanent d'identification et de localisation des données produites et disponibles, démarche préalable à toute analyse.

La base de données « Dispositif de Collecte des Données sur l'eau » [1] constitue l'outil informatique pour saisir, consulter et administrer le catalogue des dispositifs de collecte.

Enfin le SIE, conçu pour répondre aux besoins des parties prenantes en matière d'information environnementale publique dans le domaine de l'eau doit bancariser les données pour les conserver de manière pérenne et en permettre le partage et diffuser l'information environnementale publique.

ADES est le portail national d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines [2]. Il rassemble sur un site Internet public des données quantitatives et qualitatives relatives aux eaux souterraines, dont les objectifs sont :

- de constituer un outil de collecte et de conservation des données sur les eaux souterraines,

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

- d'être mobilisable par un large ensemble de partenaires,
- de permettre les traitements nécessaires à l'action de chacun des partenaires,
- d'être le guichet d'accès aux informations sur les eaux souterraines,
- d'avoir un suivi de l'état patrimonial des ressources pour répondre aux enjeux de la politique des eaux souterraines,
- d'adopter au niveau national un principe de transparence et d'accessibilité aux données sur les eaux souterraines.

ADES est un outil privilégié pour répondre aux enjeux locaux de la gestion des eaux souterraines et à ceux des directives européennes (Directive Cadre européenne sur l'Eau, directive sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration) dès 2000 [3] : la surveillance des masses d'eau souterraines, leur mise en œuvre et l'évaluation des politiques et des plans de gestion.

Dans cette présentation, depuis l'exemple d'un bassin, Adour Garonne, jusqu'au niveau national, la banque ADES, l'évolution sur 10 ans de l'accès et de l'organisation de la donnée vont être présentés, en focalisant sur les étapes et les démarches d'évolution pour partager l'information tout en présentant l'ensemble des acteurs associés aux différentes échelles du niveau local au niveau national.

I. ADAPTATION DES RESEAUX A LA FINALITE RECHERCHEE

On distingue plusieurs types de réseaux en fonction de leurs objectifs [4] (cf Ariane Blum et al actes de ce colloque).. Pour les réseaux qualité, les bases de la classification ont été élaborées en 1996, par un groupe de travail national « organisation et harmonisation des réseaux, qui regroupait la direction de l'Eau, les DREAL, les agences de l'eau et le BRGM [5]. Pour les réseaux piézométriques, de nombreux rapports reprennent la construction et les règles d'établissement d'un réseau On peut distinguer :

- les réseaux de connaissance à vocation pérenne et qui répondent à une problématique générale :
 - connaissance générale des systèmes aquifères, réseau patrimonial de connaissance, quelle que soit l'échelle (national, bassin, région, système aquifère)
 - gestion des systèmes aquifères, réseau patrimonial de gestion.
- les réseaux, liés à une problématique spécifique, réseaux d'usage, dans un cadre réglementaire au contrôle de l'aptitude de l'eau à un usage (eau potable, baignade, conchyliculture, etc.) ; ou répondre à des contraintes spécifiques rencontrées par des opérateurs du cycle de l'eau ; il s'agit alors d'une logique de temps réel ou différé court (utilisation immédiate des résultats d'analyse) avec éventuellement mesure en continu (télétransmission) : il peut s'agir d'une activité ou d'un usage particulier. On parle de réseaux spécifiques ou d'usage, comme par exemple :
 - les réseaux départementaux servant au contrôle sanitaire (surveillance de la qualité de l'eau brute)
 - les réseaux d'alerte de captages AEP, pour la prévention des pollutions ou le suivi des niveaux piézométriques,
 - les réseaux pour le suivi des étiages.
- les réseaux d'impact, qui servent à contrôler localement l'impact d'une activité polluante (station d'épuration, rejets industriels, pollutions agricoles, etc.) et l'efficacité des mesures adoptées pour réduire cet impact ;

En fonction du type de réseau, sa conception ne sera donc pas la même, d'où l'importance de bien définir au préalable les objectifs du celui-ci.

Avec la DCE la structuration des réseaux a été revue pour une meilleure mise en cohérence et harmonisation.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Les réseaux de mesure nationaux se sont structurés progressivement. Ils sont de plus en plus unifiés, accessibles au public (par Internet). Opérés par des institutions publiques, ils assurent un premier niveau de maillage du territoire.

Mais d'autres échelles existent pour structurer les réseaux. Selon l'article 88 de la loi du 30 décembre 2006, « les collectivités territoriales ou leurs groupements sont associés à leur demande à la constitution du SIE ». Comme les réseaux DCE ne répondent pas nécessairement à tous les besoins locaux de connaissance ou de gestion, les autres « réseaux hors DCE » conservent leur intérêt propre (suivi patrimonial départemental, local, suivi d'actions...), tout en s'appuyant sur les outils mis à disposition pour banqueriser et valoriser les données. Il s'agit pour les maîtres d'ouvrages locaux, de disposer d'outils opérationnels de surveillance ou de mesure de l'impact de leurs actions (stations d'alerte à l'amont, indicateurs de qualité à l'aval).

On verra dans le chapitre III que les collectivités locales construisent leur réseau en harmonisation avec les réseaux DCE et parfois contribuent aux réseaux DCE, comme c'est le cas dans le bassin Adour-Garonne.

II. ENVIRONNEMENT DE LA MESURE POUR SA REPRESENTATIVITE ET SA PERENITE AVEC UN PROCESSUS ITERATIF

Un réseau de mesures peut être défini ainsi par :

- un ensemble de points de surveillance optimisés en nombre et en emplacement,
- un programme de surveillance (détermination des éléments à analyser, pour les réseaux qualité, et des fréquences de mesures)
- des mesures (et analyses pour les réseaux qualité)
- une gestion, exploitation et valorisation des données, avec l'élaboration d'une base de données relationnelle compatible avec les systèmes de gestion utilisés par les grandes banques thématiques, dans un souci d'échange de données.

Le fonctionnement d'un réseau implique donc un partenariat avec l'ensemble des acteurs : propriétaires des points d'eau, maîtres d'ouvrages, maîtres d'œuvre, gestionnaires, opérateurs.

Dès lors, l'établissement d'un réseau de mesure doit répondre à plusieurs questions : critères d'implantation des points de mesure, fréquence des mesures, choix des paramètres à analyser (pour la qualité) qui dépendent des caractéristiques de la nappe et de l'activité socio-économique.

La localisation et le nombre de points de surveillance d'un réseau peut s'établir :

- I. soit à partir d'une interprétation basée sur des données existantes,
- II. soit à partir d'une démarche multicritère, statistique ou géostatistique.

La démarche d'optimisation est en marche pour la plupart des réseaux existants. Elle passe par une analyse fine des chroniques avec des approches statistiques relativement faciles à mettre en oeuvre notamment pour les réseaux quantité. A l'aide d'une analyse descriptive et statistique de la série on peut à l'aide des chroniques disponibles par exemple à l'échelle d'un système aquifère, réaliser une comparaison de l'amplitude, de la phase, de la tendance pour essayer de déterminer la sur-représentativité de tel ou tel type de point de suivi, en réalisant un ajustement de tendances. Les techniques de la géostatistique sont également pertinentes et nécessitent la réalisation de variogrammes et l'existence d'outils de krigeage.

C'est après cette démarche que l'on peut apprécier la qualité et la notion de représentativité associée à la description de la donnée d'un réseau.

Pour chaque point d'eau, il est impératif d'établir **une fiche descriptive** (caractéristiques de l'ouvrage, nappe captée, localisation, repères,...),

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

La fréquence des prélèvements dépend des caractéristiques de l'aquifère et de l'environnement, et va conditionner la représentativité de la mesure.

La **qualité intrinsèque de la mesure** est abordée à travers l'élaboration de modes opératoires ou méthodologies de prélèvement ou de mesure, transmis à l'ensemble des opérateurs du réseau, mais aussi pour les réseaux qualité, en confiant les analyses à des laboratoires agréés ou certifiés en matière d'analyses d'eau, en réalisant des tests de comparaison inter-laboratoires si plusieurs laboratoires sont sollicités sur le réseau. Pour les mesures de qualité, le prélèvement doit être fait après pompage pour les puits et forages, en instantané au débouché du flux d'eau pour les sources. Les mesures piézométriques sont faites dans des puits ou forages (niveaux NGF) ou sur des sources.

L'arrivée de standards partagés (Cf Blum et al. Actes du colloque) a facilité la cohérence des réseaux, l'homogénéisation des pratiques. L'exemple peut être donné pour le suivi piézométrique par la publication prochaine d'une circulaire sur les règles communes (circulaire en cours sur « Articulation entre les différents intervenants qui mettent en œuvre les réseaux de surveillance de l'état quantitatif des eaux souterraines en application de l'article R212-22 du code de l'environnement et de la directive cadre sur l'eau (DCE) »).

Tout au long de la construction des réseaux de suivi de la qualité des eaux souterraines se pose le problème de la représentativité de la mesure en fonction du milieu (fig.1).

En effet il peut arriver que l'image donnée par la valorisation d'un réseau de suivi qualité soit en décalage avec la réalité. Il est difficile de suivre certaines pollutions comme par exemple les pollutions des eaux souterraines par les phytosanitaires car cela sous-entend d'autres types de connaissances, comme les mécanismes de transfert des solutés vers les eaux souterraines. Une étude a été initiée en 2004 [6] pour optimiser le nombre et l'identification des points dans le bassin Adour Garonne, en région Midi Pyrénées pour le suivi des phytosanitaires et initier le réseau de contrôle opérationnel pour les masses d'eau à risque de non atteinte du bon état en raison de concentrations supérieures aux valeurs seuils pour ces molécules.

En entendant d'avancer sur la connaissance et pour être le plus proche de la réalité, des indices peuvent être utilisés pour temporiser les mesures ponctuelles :

- l'indice de représentativité de secteur permettant de tenir compte de la surface du secteur selon les écoulements (notion d'unité de gestion [7])
- l'indice de représentativité du point prenant en compte la nature du point et son niveau de connaissance.

La construction d'un réseau passe donc par un processus d'amélioration itératif au fur et à mesure des bilans de surveillance réalisés par les acteurs, et des étapes d'évaluation, notamment celles de la DCE (fig.2).

Les prochains reportages permettront de vérifier la cohérence de la construction des réseaux et de voir s'ils répondent aux enjeux de caractériser l'état qualitatif et quantitatif des eaux souterraines.

III. LA CONSTRUCTION D'UN RESEAU NATIONAL AVEC INTEGRATION DES ECHELLES LOCALES

III.1 Construction ascendante du niveau local au niveau de bassin puis au niveau national : l'exemple du bassin Adour Garonne

Dans le bassin Adour Garonne la gestion de la ressource en eaux souterraines a amené les collectivités territoriales à mettre en place des réseaux de suivi des eaux souterraines dès les années 1960. Les problèmes d'exploitation d'eau potable liés à la surexploitation de certains aquifères profonds (Eocène), la sécheresse sur plusieurs années (1989-1992) et la mauvaise qualité chimique d'une majorité des aquifères libres ont montré la nécessité de mieux surveiller les aquifères.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

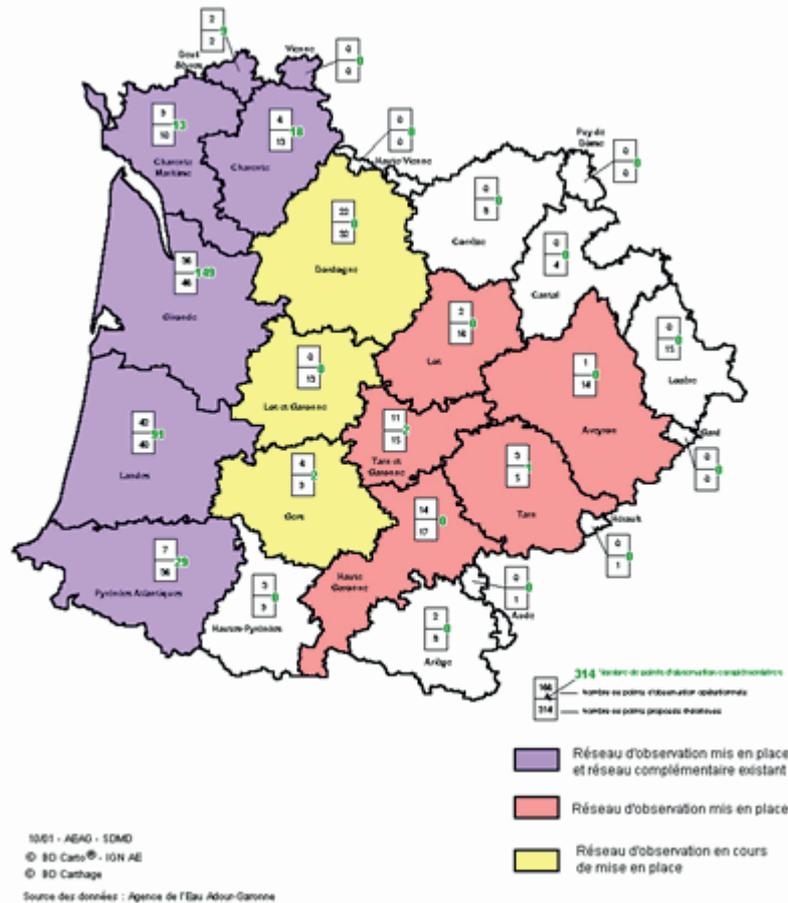


Figure 1 – Construction du réseau quantitatif du bassin Adour Garonne.. Etat des lieux en 2001.
Comparaison entre les points théoriques et les points retenus pour la mise en place du réseau.

L'agence de l'eau [8] suite aux recommandations nationales puis européennes a pris la responsabilité et le financement du réseau de suivi de la qualité des eaux souterraines du bassin (réseaux DCE) ainsi que la coordination et le financement partiel des réseaux complémentaires puis des contrôles opérationnels.

Une cellule d'animation de bassin des réseaux de mesures eaux souterraines (CABRES) a été mise en place dans le cadre du SIE (Système d'Information de l'Eau) piloté par la DREAL de bassin et l'Agence de l'eau. Elle permet une meilleure coordination de l'ensemble des acteurs à toutes les échelles.

Les réseaux DCE se sont donc construits avec les acteurs locaux (fig.3) avec un travail d'amélioration des réseaux locaux pour s'intégrer à l'échelle de bassin répondant aux critères nationaux et européens, dans un cadre de rationalisation et de mutualisation (cf article Jourdan actes du colloque).

Pour l'année 2007, ce sont au total 412 stations de suivi de la qualité des eaux souterraines qui fonctionnent sur le bassin. 80% de ces stations sont sous maîtrise d'ouvrage locale (collectivités locales, parc naturel) : 20% sont gérées directement par l'agence de l'eau Adour Garonne en l'absence de maîtres d'ouvrage locaux.

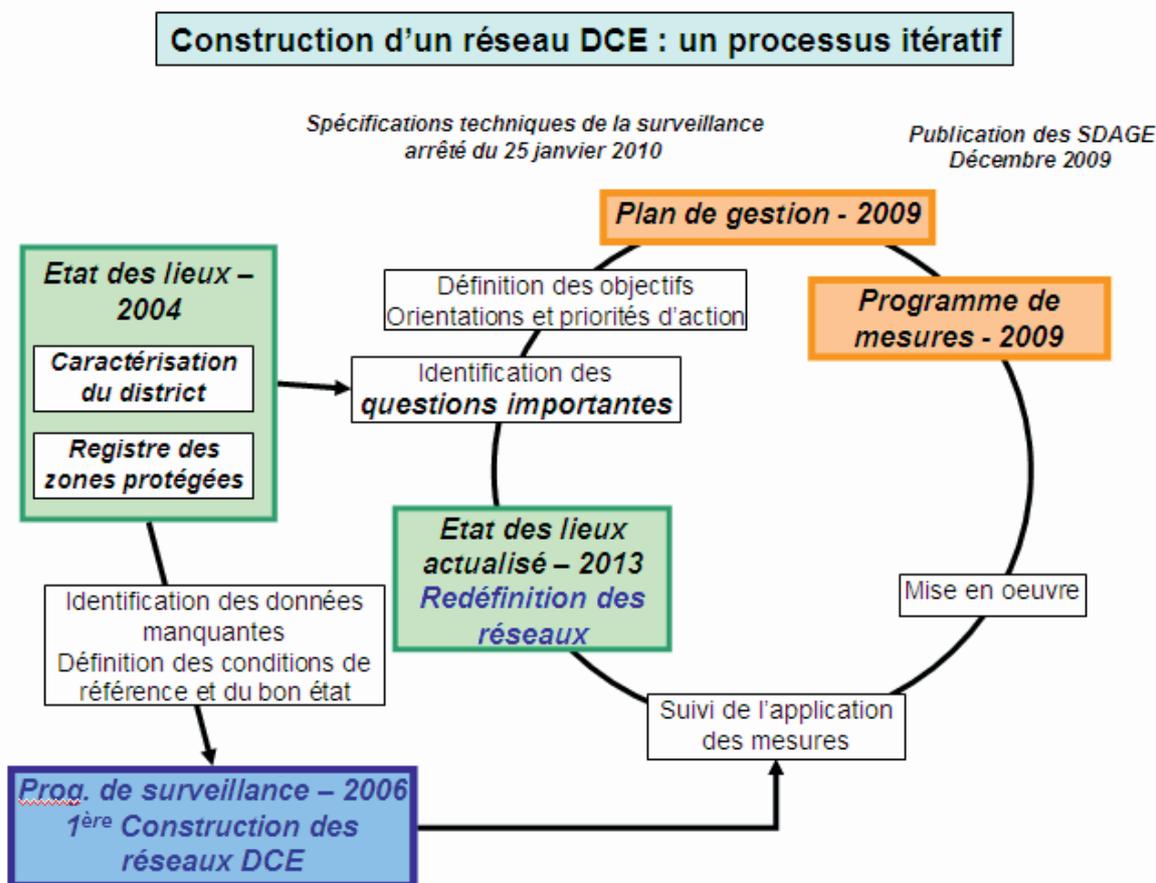


Figure 2 – Construction d'un réseau, un processus itératif, exemple des réseaux DCE.

III. 2 Exemple de l'évolution de la surveillance sur 10 ans sur le bassin Adour Garonne

Depuis 10 ans , l'agence travaille avec les collectivités locales à la gestion des réseaux de suivis eaux souterraines en apportant un appuis financier et technique notamment lors de réunions annuelles de programmations ou sont invités l'ensemble des acteurs de l'eau du territoire concerné.

Les représentants territoriaux de la santé sont régulièrement impliqués dans cette dynamique à différents niveaux , le niveau le plus bas étant l'information des stations retenues pour intégrer les différents réseaux de suivis qualité

Pour le réseau qualité, en Aquitaine (Landes, Pyrénées-Atlantiques, Gironde, Dordogne), en Poitou-Charentes, dans le Lot et sur le territoire du Parc Naturel des Grands Causses l'Agence de l'eau Adour Garonne (AEAG) s'appuie sur des réseaux à maîtrise d'ouvrage externe (collectivités locales et parc). Sur les territoires orphelins de maître d'ouvrage (Lot &Garonne, Midi-Pyrénées, Auvergne et Limousins) l'Agence travaille avec des laboratoires prestataires et assure la coordination de l'ensemble notamment le respect des contraintes techniques européennes. Des nouvelles collectivités (le syndicat des eaux de Charente maritime en 2010, le département de l'Ariège en discussion pour 2011) viendront à terme compléter ce dispositif.

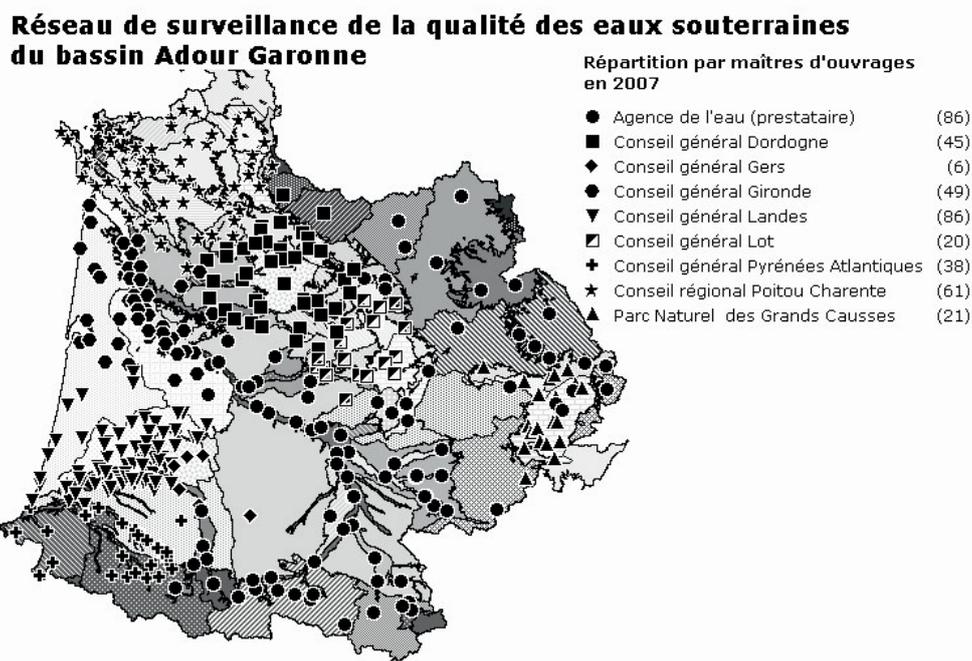


Figure 3 – Implication des différents acteurs dans le bassin Adour-Garonne pour la construction d'un réseau répondant aux critères nationaux et européens.

Pour l'ensemble des réseaux de suivi des eaux souterraines, des efforts considérables ont été faits sur le bassin avec l'aide du BRGM et des hydrogéologues départementaux pour identifier des points de suivis et mutualiser l'information.

Les figures 4 et 5 présentent l'évolution en 10 ans du suivi quantitatif des eaux souterraines sur le bassin entre 2001 et 2010.

Les évolutions prévisibles de ce dispositif sont la mise en place de surveillances spécifiques intégrées dans les réseaux de contrôle opérationnel (RCO) afin d'orienter les différents plans d'actions territoriaux.

La mise en place de ce dispositif avec les différents acteurs territoriaux est en cours notamment dans la vallée du Lot et sur les territoires du programme régional RE-SOURCE en Poitou Charente visant à améliorer la qualité de l'eau brute destinée à la production de l'eau potable.

Quelques chiffres pour illustrer cette évolution en 10 ans

L'investissement de l'Agence de l'eau est de 9 Millions d'euros sur 9 ans pour le fonctionnement et les investissements sur les réseaux de mesure. Depuis 2000 elle a aidé financièrement les collectivités à la réalisation des investissements nécessaires à l'acquisition des mesures : investissement hors études : 1,1 Million et 5,4 M pour l'acquisition des mesures.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

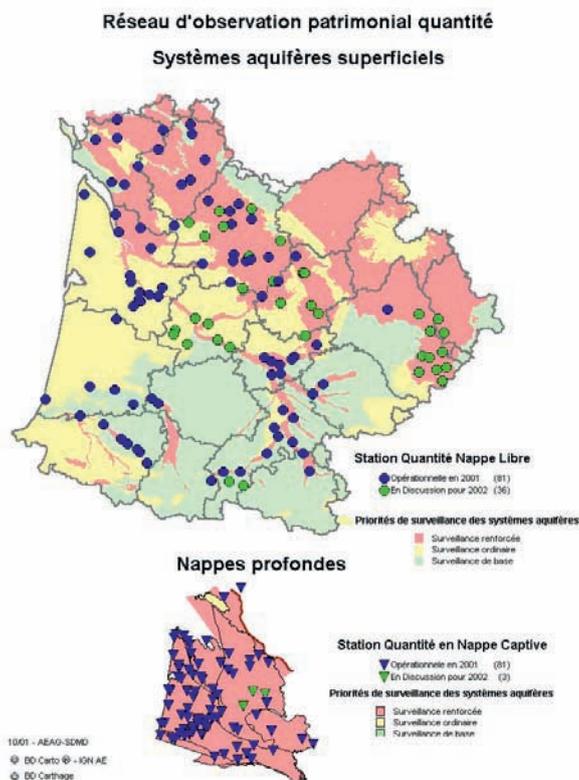


Figure 4 – Etat des lieux du réseau de surveillance quantitatif des eaux souterraines sur le bassin Adour Garonne en 2002.

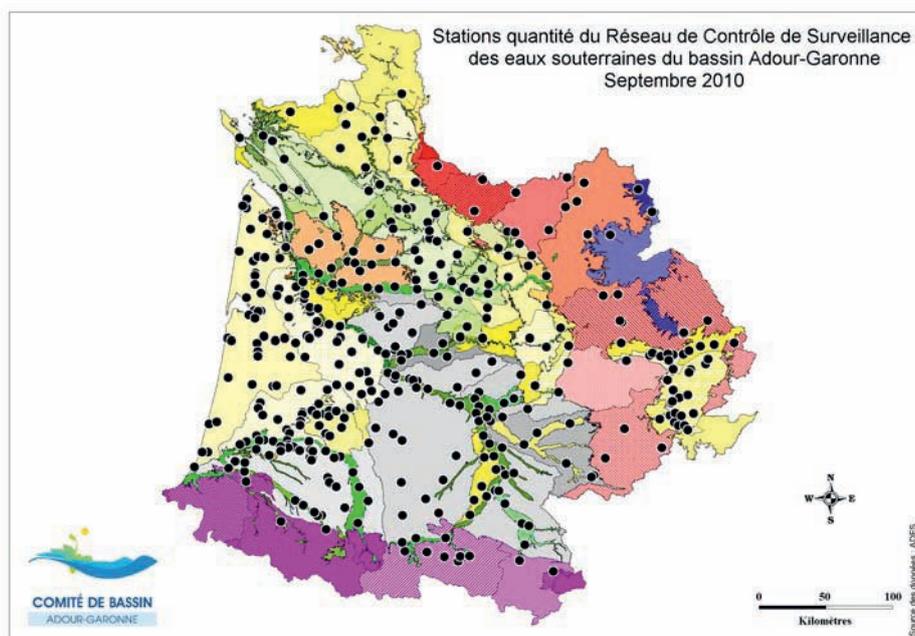
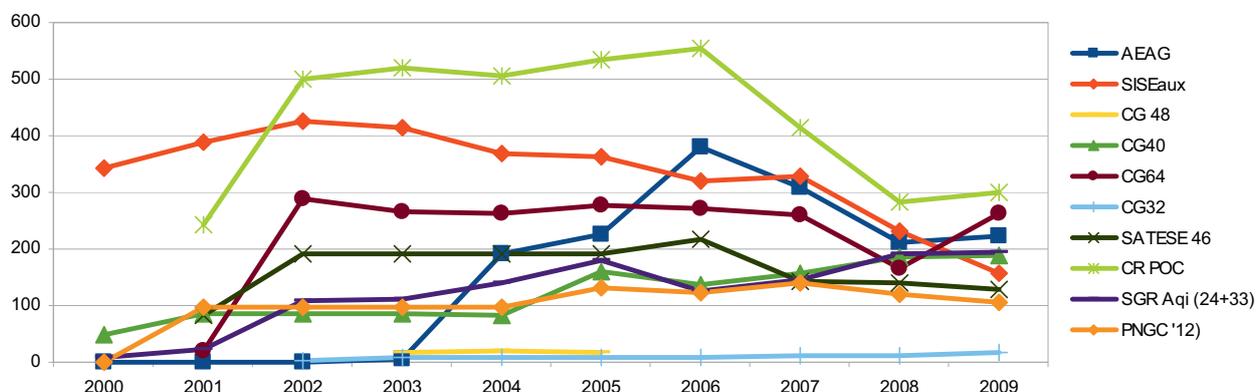


Figure 5 – Etat des lieux du réseau de surveillance quantitatif des eaux souterraines sur le bassin Adour Garonne en septembre 2010.

Le nombre de mesures du niveau piézométrique est passé de 27505 à 83393 toujours entre 2000 et 2009.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Le prix moyen en 2010 pour un prélèvement varie entre 220 et 717 euros en fonction de la complexité de l'ouvrage et de sa profondeur. Le nombre de points sur lesquels des prélèvements d'eau pour des mesures en qualité ont été réalisés est passé de 62 en 2000 à 1419 en 2009 :



Le nombre de molécules est passé de 2548 en 2000 à 69599 en 2009 (hors contrôle sanitaire des eaux brutes pour les eaux destinées à l'AEP qui lui a progressé sur le bassin de 6432 à 8340 molécules suivies pour les mesures bancarisées dans ADES).

Pour le réseau qualité, en 10 ans la proportion de points hors usage AEP a également progressé pour ajouter des suivis sur des points à usage principalement agricole mais aussi industriel.

IV. LA BANCARISATION DES DONNEES DES RESEAUX : DE L'ECHELLE LOCALE A L'ECHELLE NATIONALE

IV.1 Les métadonnées : un catalogue consultable sur internet.

La multiplicité des organismes qui acquièrent et gèrent des données sur les eaux souterraines implique la nécessité de définir précisément les rôles de chacun dans les différentes étapes du processus de mise à disposition d'une donnée, et de définir également les acteurs par rapport au type de données mises à disposition, la métadonnée.

Toutes les données produites en France pour connaître la ressource en eau, son état, ses usages et les pressions exercées sur les milieux aquatiques sont acquises grâce à des **dispositifs de collecte**, qui peuvent être de trois natures différentes : les réseaux de mesure, les dispositifs d'autosurveillance ; les autres dispositifs de collecte qui s'appuient sur des informations recensées par différentes modalités et non sur des équipements de mesure, comme les enquêtes, les inventaires, les recensements, les déclarations faites auprès des administrations et instructions administratives.

Ces dispositifs de collecte sont décrits dans des fiches de synthèse sur un site Internet appelé **DISC'EAU** : (<http://www.sandre.eaufrance.fr/disceau>). Cette démarche a été initiée dès 2001 pour identifier les réseaux existants, clarifier les rôles de chacun (Inventaire National des Dispositifs de Collecte) : c'est un des socles du Système d'Information sur l'Eau.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Les métadonnées sont des informations descriptives des jeux ou des sources de données. Dans le domaine des eaux souterraines, les métadonnées sont par exemple :

- ▶ la description du protocole de mesure utilisé pour collecter la donnée sur la qualité des eaux d'un point d'eau (source ou forage),
- ▶ la finalité de la collecte de la donnée (réseau de surveillance et de connaissance, réseau d'alerte pour suivi des étiages...),
- ▶ les intervenants sur le réseau de mesures (maître d'ouvrage, producteur, financeurs...) participant à la production et à la valorisation de l'information ;
- ▶ la couverture spatiale de la donnée (un bassin hydrographique, une région, une commune, une masse d'eau,...),
- ▶ le lien Internet vers le produit ou les produit(s) disponible(s) en ligne.

Ces métadonnées sont indispensables aux utilisateurs car elles permettent de retrouver rapidement une information spécifique sans parcourir toutes les données disponibles et répondre aux questions pratiques du public :

- quels sont les paramètres suivis ?
- depuis quand la qualité des points sur tel département est-elle suivie ?
- qui contacter pour avoir des informations sur le réseau de suivi des étiages sur tel bassin ?

IV.2 D'une multiplicité de banques métiers à une architecture unifiée au sein du SIE

La connaissance de l'état des milieux aquatiques et de leurs usages a toujours été un outil essentiel de la politique publique de l'eau. Cette connaissance concourt en effet à sa définition et à sa mise en œuvre, au contrôle de son application et à son évaluation, notamment au regard des obligations prescrites par la législation nationale et européenne.

Ainsi de nombreuses banques de données ont été élaborées pour gérer, stocker, archiver les données de chacun des producteurs de données, avec le plus souvent des objectifs répondant à leurs propres besoins : la logique des banques « métier » :

- SISE –Eaux : le système Santé Environnement pour stocker l'ensemble des données issues du contrôle sanitaire
- Les bases de données des Agences de l'Eau
- la banque du Sous Sol du BRGM
- les bases de données des DREAL
- les données d'autosurveillance des industriels pour le suivi des ICPE,
- etc...

Dès 1999, avec la publication de la convention d'Aarhus, la publication proche de la Directive Cadre sur l'Eau, la volonté de partager et diffuser les données dans un fédérateur unique a facilité la mise en place de la banque ADES (Accès aux Données sur les Eaux Souterraines) (fig.6). La conception de la banque et son architecture ont été élaborées par le BRGM dès 1999 après un recueil des attentes des différents partenaires potentiels et après un état des lieux des données existantes dans le domaine des eaux souterraines (type de données, format de stockage, bancarisation, gestion, archivage,...). L'architecture du système est fondée sur trois fonctions principales :

- la gestion des données et des métadonnées associées,
- l'acquisition et le contrôle des données,
- la diffusion des données avec une traçabilité de chaque étape de la donnée (depuis l'acquisition d'une donnée brute jusqu'à la donnée valorisée).

ADES (<http://www.ades.eaufrance.fr>) est un produit du SIE (Système d'Information sur l'Eau) et est le portail national eaux souterraines du SIE. Il a vocation à devenir, grâce à l'ensemble de ses partenaires, un

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

outil de communication précieux en facilitant les échanges de données et en favorisant la mise à disposition de l'information brute ou élaborée au profit de tous.

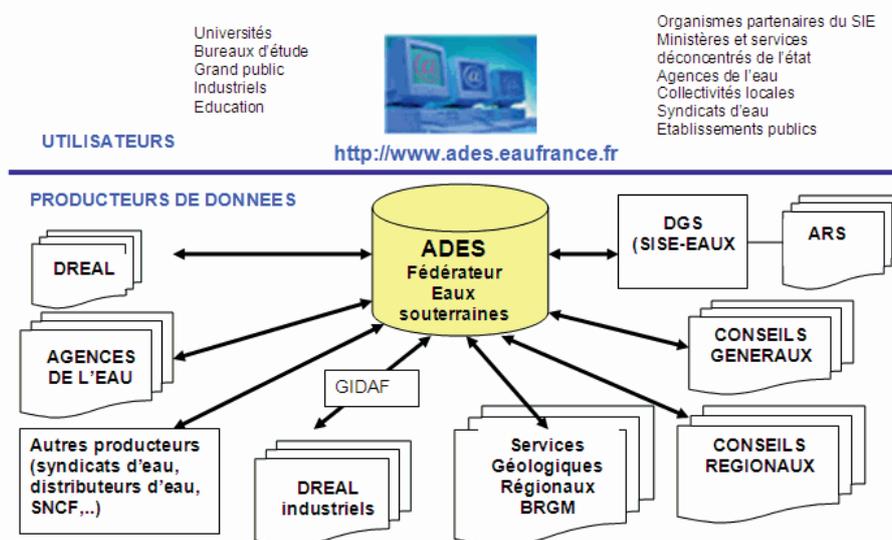


Figure 6 – ADES portail national du SIE : fédérateur des différents producteurs de données sur les eaux souterraines.

Dans le cadre du développement du SIE, plusieurs portails internet ont été mis en place au cours de ces dernières années par la Direction de l'Eau au sein du Ministère en charge de l'Environnement afin de donner accès aux informations et données relatives à l'eau et aux milieux aquatiques. Ces portails ont été dès le début de l'année 2008 pris en charge par l'ONEMA (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques) qui en assure la coordination dans le cadre du SIE, mission qui lui a été confiée au travers de la loi sur l'eau du 30 décembre 2006.

Différents types de portails sont concernés (fig. 7) :

- un portail parent multithématiques : eaufrance (<http://www.eaufrance.fr>),
- des portails nationaux thématiques : plans d'eau, cours d'eau, eaux littorales, eaux souterraines, hydrologie, données piscicoles. A terme s'ajouteront les données sur l'assainissement, les prélèvements, les usages et les pressions, les données économiques,
- des portails de bassin multi thématiques,
- des portails plus locaux (à l'échelle d'une région, d'un département, d'un SAGE, etc..).

Ces portails offrent une cohérence de présentation et de navigation pour l'internaute afin que celui-ci identifie bien le SIE comme contexte commun, avec le portail eaufrance comme point d'entrée, tout en permettant à chacun des portails de présenter une identité propre. Cette identification passe notamment par la mise en œuvre d'une charte graphique et ergonomique déclinable pour l'ensemble des portails nationaux, des scénarios d'échange et un langage commun (élaborés par le SANDRE (Service d'Administration National des Données et Référentiels sur l'Eau)).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

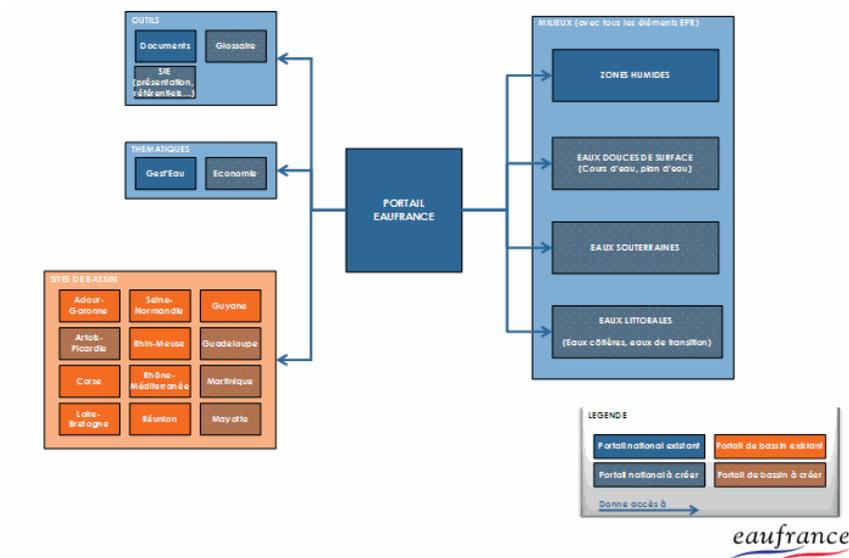


Figure 7 – Le schéma web de diffusion des données du SIE.

Le projet ADES favorise l'utilisation de formats de données et de logiciels communs par les producteurs et utilisateurs de données sur les eaux souterraines (format SANDRE). Il permet d'installer sur un poste local un module local (module "Molosse" *Module Local de Surveillance des Eaux Souterraines*), version réduite d'ADES, pour stocker, traiter hors-ligne les données propres des producteurs (mais aussi celles des autres), et envoyer vers ADES les mises à jour des bases des producteurs. C'est en quelque sorte, pour le producteur de données qui l'utilise, un outil de gestion local de données. Sont disponibles au sein de cet applicatif des outils graphiques, des outils de contrôle de cohérence sur les données. Connectés à cet applicatif, des outils de traitement sont disponibles pour les producteurs ou utilisateurs de données.

Le choix du circuit de données entre les fournisseurs et la banque ADES est laissé aux acteurs locaux du système : interface entre une banque existante et ADES, fourniture d'un fichier de données au format SANDRE, utilisation des outils fournis avec ADES (MOLOSSE).

IV.2 Des outils de diffusion sur les eaux souterraines sur le bassin Adour-Garonne

ADES permet l'accès à l'ensemble des données de tous les réseaux existants sur le bassin Adour Garonne (fig. 8).



Figure 8 – Accès aux données du bassin Adour-Garonne à partir du portail ADES, avec la possibilité de choisir différentes couches d'information (masses d'eau, cartes géologiques...)

A partir de ce site, tout internaute peut accéder à l'ensemble des données sur 6502 points (5526 stations qualité, 632 stations quantité (données extraites fin octobre 2010), mais aussi au référentiel des points de captage AEP.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Parallèlement aux portails organisés au sein du SIE, d'autres sites mettent à disposition des données sur l'eau. Le SDAGE Adour-Garonne 1996 recommande que les départements et régions participent au recueil et à la diffusion des données nécessaires à une gestion collective des eaux souterraines (SIGES) en priorité pour les systèmes aquifères sensibles. C'est ainsi que dans le cadre des Contrats de Plan Etat-Région, trois SIGES (Systèmes d'information pour la Gestion des Eaux Souterraines) ont successivement vu le jour en Aquitaine, puis Poitou-Charentes et enfin Midi-Pyrénées, avec l'aide de l'Agence de l'Eau, et dans certains cas de fonds européens. Le BRGM en est un opérateur technique, et également le maître d'ouvrage pour deux régions, tandis qu'en Poitou-Charentes c'est l'Observatoire Régional de l'Environnement qui assume ce rôle.

Les SIGES sont nés de dynamiques locales successives. Aussi les outils informatiques autour desquels s'est structurée la mise à disposition de l'information reflètent l'état de l'art au moment de leur réalisation, qui a suivi le développement d'internet. Les SIGES sont en cours d'harmonisation avec une volonté de mutualisation et d'interopérabilité avec les sites du SIE (Aquitaine : <http://sigesaqi.brgm.fr> ; Poitou-Charentes <http://sigespoc.brgm.fr> ; Midi-Pyrénées : <http://sigesmpy.brgm.fr>).



V. PERSPECTIVES

Les travaux menés depuis la mise en œuvre de la DCE (y compris les difficultés rencontrées), pour construire, diffuser les données témoignent d'une volonté d'harmonisation et de mutualisation avec un partage des pratiques depuis le niveau local jusqu'au niveau national. L'accès à la donnée a été facilité par une volonté de structurer la donnée et de la mettre à disposition de tous.

Des questions demeurent encore sur la représentativité des points de surveillance des réseaux de mesure, sur la justification du choix des fréquences retenues, sur la pertinence des paramètres analysés : tous sont-ils vraiment utiles ? D'autres paramètres ne manquent-ils pas ? Les protocoles de prélèvements et d'analyse sont-ils appliqués par tous les acteurs, adaptés, suffisants pour garantir une donnée de qualité ? Les retours d'expérience sur la notion de représentativité des points sont peu nombreux : ces travaux devront être engagés lors de la révision de l'état des lieux. La révision de l'état des lieux en 2013 pourra permettre d'optimiser les réseaux en évaluant la pertinence des données acquises pour répondre aux objectifs, tout en gardant des objectifs socio-économiques acceptables.

De même, dans le choix des points des réseaux de surveillance, la pérennité des points est importante. L'évaluation de l'état des systèmes aquifères et des tendances d'évolution implique une acquisition de données sur une longue période. Cette pérennité dépend de l'engagement de l'ensemble des maîtres d'ouvrage et des propriétaires des ouvrages. Les actions de conventionnement engagées avec les différents acteurs doivent se généraliser.

Dans le cadre des exigences DCE, et pour les différents rapportages européens, il est nécessaire également d'avoir un référentiel de l'ensemble des points d'eau souterraine et de savoir pour chacun des points quel système aquifère ou quelle masse d'eau ils captent : lors du dernier rapportage européen de mars 2010, seuls 10% des captages en eau potable (dans le cadre du rapportage des zones protégées pour l'alimentation en eau potable) ont pu être rapportés puisque pour les autres le lien avec la masse d'eau n'était pas connu.

La nécessité de disposer d'un référentiel national des captages AEP, accessible à tous et mis à jour régulièrement s'impose. Cette action inclut la codification et l'identification nationale des points de captage (code BSS, code national du point d'eau pour tous les captages AEP) et leur rattachement aux masses d'eau

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

et aux entités hydrogéologiques. Dans ce contexte, il faut poursuivre les travaux menés dans le cadre de la convention BRGM 2009-2010 pour la codification des zones protégées (captages AEP en eau souterraine), action indispensable pour réaliser le rapportage vers Wise à partir de la banque de référence ADES (art 8 pour les réseaux et article 7 pour les zones protégées). Des actions locales ont également été engagées dans le bassin Adour Garonne, elles doivent se poursuivre.

De même, afin de caractériser les pressions et impacts sur les masses d'eau dans le cadre de la révision de l'état des lieux, et en parallèle de la mise en place progressive de la banque nationale des prélèvements (quantitatifs) en eau, un référentiel national des ouvrages de prélèvement en eau souterraine doit être établi. Une action est lancée en 2011.

Assurer la pérennité d'Ades dans les prochaines années, notamment dans le cadre du rapportage pour la Directive Cadre sur l'Eau et en s'intégrant dans la démarche du Système d'information européen WISE demeure une priorité. Cette pérennité exige de maintenir une performance accrue tout en offrant souplesse d'utilisation et capacité de valorisation. L'évolution des technologies et l'interopérabilité des données publiques qui devient une réalité (Géocatalogue/Géoportail, projet de directive INSPIRE) nécessitent des changements de structure d'ADES en fédérant tous les outils autour d'une architecture unifiée, tout en facilitant le travail des producteurs de données. Ceci permettra au projet d'évoluer vers une meilleure intégration avec les systèmes de production de données (capteurs en continu, laboratoires et échanges EDILABO,...) et une interopérabilité simplifiée (diffusion web, connexion avec les autres projets du SIE).

Références bibliographiques

- [1] Laronde S., Jourdan C., Legrand H. 2008 – Panorama des réseaux de mesure pour la connaissance et la gestion des milieux aquatiques. TSM, 2, 81-84.
- [2] Chery L., Martin A., Legrand H. 2008 – Les systèmes de diffusion nationaux de données : exemple du portail ADES. 2008. TSM, 2, 85-92
- [3] Chery L., Cattan A. (2003) - La banque de données nationales sur les eaux souterraines : ADES. *La Houille Blanche*, 2.
- [4] Chery L., Mardhel V., Pointet T. 2001 - Les réseaux de mesure dans les eaux souterraines : quantité et qualité. *Géologues*, n°129, 7-14.
- [5] Landreau A. (1996) – Suivi de la qualité des eaux souterraines. Approche méthodologique. Critères de définition des réseaux de surveillance. Rapport BRGM R38954, 38p.
- [6] Ghyselinc M., Ricard J. 2004 – Etude d'optimisation du réseau d'observation des produits phytosanitaires dans les eaux superficielles et souterraines en région Midi Pyrénées. Rapport final. Rapport BRGM RP-52862-FR.
- [7] Schoen R., Ricard J. 2001 – Unités de Gestion de la qualité des eaux souterraines en région Midi Pyrénées. Rapport BRGM/RP-50569-FR.
- [8] Fournier I. 2008 - Les réseaux de mesures « Eaux souterraines » dans le bassin Adour-Garonne. *Géologues*, 156, 38-41.

Surveillance du niveau et de la qualité des eaux souterraines en France. Bilan de plusieurs décennies de surveillance et perspectives

A. Blum¹, B. Lopez¹, L. Chery¹, M. Guilbert¹, C. Jourdan², J. Michon²

¹BRGM – Service EAU, a.blum@brgm.fr

²ONEMA – Direction de la Connaissance et de l'Information, janik.michon@onema.fr

I. INTRODUCTION

Il y a 30 ans, la création de la Banque Nationale de Données sur l'Eau (BNDE) marquait un pas important dans la mise en commun des données de surveillance des eaux de surface. Dans le domaine des eaux souterraines, les efforts d'harmonisation nationale de la surveillance comme de la bancarisation sont beaucoup plus tardifs.

La **surveillance** du niveau des nappes est pourtant une histoire ancienne puisque les plus anciennes mesures connues sont celles réalisées dans les forages de l'Albien en 1840 [1]. Ainsi, depuis le début du siècle, dans la perspective de gestion des ressources en eau souterraine, certains forages ont fait l'objet de mesures régulières du niveau des nappes. Mais c'est seulement dans les années 50-60 que les premiers réseaux d'observation ont été mis en place (sous l'impulsion des régions et des agences de l'eau en particulier).

Dans le domaine de la qualité, les mesures destinées à connaître l'état général des ressources¹ sont beaucoup plus tardives et les premiers réseaux de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines ont vu le jour dans les années 70 dans certaines régions contraintes de faire face à une pollution croissante des nappes par les nitrates (Alsace, Ile-de-France, Nord-Pas-de-Calais, etc...).

Dans les deux domaines (qualité et quantité), la surveillance s'est déclinée à différentes échelles (département, région, bassin) et avec différents objectifs (connaissance générale, usage, impact). Mais c'est seulement en 1999 que la question d'une harmonisation nationale de la surveillance de l'état quantitatif et qualitatif des eaux souterraines est fondée. Cette année-là, les 6 agences de l'eau signent avec le Ministère en charge de l'Environnement un protocole de surveillance (RNES), véritable cahier des charges commun de suivi des nappes.

Depuis, la **publication de la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE (DCE) a renforcé cette nécessité de surveiller l'état quantitatif et chimique des eaux souterraines et d'adopter une stratégie commune à l'échelle nationale** [2][3][4] mais également européenne [5][6]. Cette étape a été l'occasion pour l'État d'optimiser les nombreux réseaux existants (en particulier ceux de connaissance générale) et de faire évoluer les stratégies de surveillance des eaux souterraines.

En matière de **bancarisation**, en dehors des données acquises par les DDASS et enregistrées dans la banque nationale SISE-Eaux, l'accès aux données sur les eaux souterraines n'a longtemps été possible qu'à la faveur des banques créées par chaque maître d'ouvrage de réseau (banques de bassin, banques régionales, BRGM, etc...). On citera toutefois la création en 1983, par le Ministère en charge de l'Environnement, de l'Observatoire National de la Qualité des Eaux Souterraines (ONQES) dont les principaux objectifs étaient de disposer d'un outil d'orientation de la politique nationale, de préservation de la qualité de l'eau et de lutte

¹ Par opposition au contrôle sanitaire réalisé par les DDASS (Nouvellement ARS Agence Régionales de Santé) qui constitue la source de données la plus importante dans le domaine de la qualité des eaux souterraines.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

contre la pollution. En 1998, pour des raisons liées à la validité des données chargées et du fait d'un contenu ne permettant pas d'apprécier l'état général des eaux souterraines (absence de données piézométriques, données acquises pour la gestion de l'eau potable uniquement), l'observatoire est abandonné. Il faut ensuite attendre 2003 et la publication du site Internet de la banque ADES (Accès aux Données des Eaux Souterraines) pour voir naître une base de données nationale comprenant des données de piézométrie comme de qualité des eaux souterraines. La mise à disposition gratuite des données d'ADES via un site Internet, son interopérabilité avec d'autres bases et son aspect fédérateur (rassemblement de tous les acteurs publics de l'eau) en ont fait le portail national « eaux souterraines » du Système d'Information sur l'Eau (SIE). Aujourd'hui, ce sont près de 7.8 millions de niveaux d'eau et plus de 23.8 millions d'analyses d'eau qui sont consultables en ligne sur ADES (www.adès.eaufrance.fr)².

Afin de rendre compte de ces évolutions et de mettre en valeur les efforts mis en œuvre pour améliorer la surveillance des eaux souterraines, l'ONEMA et le BRGM se sont associés pour **réaliser un bilan national des efforts de surveillance des eaux souterraines et de bancarisation des données** à partir de la banque ADES [7]. Il s'agit plus précisément de retracer l'évolution de la législation en matière de gestion et de surveillance des eaux souterraines et son impact sur l'évolution des réseaux de surveillance.

Un travail équivalent a été réalisé par l'Office International de l'Eau (OIE) sur la qualité des cours d'eau à partir de la BNDE [8].

Après un bref rappel historique de la surveillance des eaux souterraines en France, cet article expose les principaux résultats de ce bilan et, 10 ans après la publication de la DCE, propose une mise en perspective de la surveillance des eaux souterraines en France.

II. BREF HISTORIQUE DE LA SURVEILLANCE DES EAUX SOUTERRAINES EN FRANCE

Historiquement, la surveillance du **niveau des nappes** remonte au milieu du 19^{ème} siècle. Les plus anciennes mesures connues sont celles réalisées dans les forages de l'Albien en 1840. Les mesures concernant les eaux souterraines sont peu nombreuses avant les années 1960-1970.

Les premiers réseaux de surveillance piézométrique s'inscrivaient dans des perspectives de gestion locale des ressources en eau souterraine ou pour des besoins spécifiques liés à des usages. L'inventaire des dispositifs de suivi du niveau des nappes réalisé par Forkasiewicz et Margat en 1967 et actualisé en 1969 [9] l'illustre parfaitement. Les organismes les plus impliqués sont alors la Compagnie Nationale du Rhône et EDF qui totalisent à eux seuls 84% des piézomètres recensés. Suivent ensuite d'autres compagnies ou centres de recherche comme le BRGM.

Dans les années 1970, des financements spécifiques du Ministère de l'Industrie sont accordés aux projets de service public du BRGM pour suivre le niveau des nappes dans le cadre de l'« inventaire des ressources hydrauliques ». Il s'en suit la création de nombreux réseaux de suivi piézométrique à différentes échelles mais plus particulièrement au niveau local (suivi spécifique d'une nappe).

Du point de vue de la **qualité des eaux souterraines**, dès 1960, dans le cadre réglementaire du contrôle sanitaire des eaux destinées à l'alimentation en eau potable, la DGS (Direction générale de la Santé) du Ministère en charge de la Santé, organise et pilote l'acquisition régulière de données sur les eaux (brutes et distribuées). Cette première ébauche du futur réseau national permet d'acquérir des informations sur les eaux

² Chiffres à fin octobre 2010 susceptibles d'être différents des indicateurs présentés dans cet article puisque ces derniers ont été élaborés en 2009.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

prélevées dans les captages destinés à la consommation humaine (prélèvement eau brute). Ce réseau est alimenté à l'échelle départementale par les DDASS.

Sous l'influence des régions et des agences, les premiers réseaux de contrôle de la qualité des eaux souterraines sont mis en place au niveau local et régional à la fin des années 70 dans certaines régions contraintes de faire face à une pollution croissante des nappes par les nitrates (Alsace, Ile-de-France, Nord-Pas-de-Calais, etc...).

Dans la période 1970-1985, une vingtaine de réseaux de connaissance dite « patrimoniale » à différentes échelles (bassin, département, aquifère) sont créés. Ces réseaux avaient deux finalités : un outil de connaissance patrimoniale (acquisition des données sur l'état de la qualité et de son évolution dans le temps) et un outil de gestion impliquant des actions visant à protéger ou à réhabiliter de la qualité de la ressource en eau [10].

Dans les deux domaines (qualité et quantité), la surveillance s'est déclinée à différentes échelles et s'est accrue depuis la création des agences de l'eau en 1964. La nécessité de disposer d'un réseau national de l'état quantitatif et qualitatif des eaux souterraines se fait sentir. C'est seulement en 1999 que les 6 agences de l'eau signent avec le Ministère en charge de l'Environnement un protocole de surveillance nationale : **le RNES (Réseau National de connaissance des Eaux Souterraines)**, véritable cahier des charges commun de suivi des nappes, à l'échelle nationale.

Le protocole fixe, entre autres, une densité minimale de points de mesure, une fréquence des prélèvements et des relevés piézométriques par type d'aquifère etc Il a pour objectif de parvenir à un maillage minimal et harmonisé des points composant le réseau national.

Pour chaque domaine (quantité et qualité), un réseau national correspondant à l'agrégation des points identifiés dans chacun des 6 bassins, est créé:

- le RNESP pour la piézométrie,
- le RNESQ pour la qualité.

Ce réseau et son protocole ne concernent alors que la métropole.

En 2006, en application de l'article 8 de la DCE, ces réseaux évoluent et aboutissent au remplacement du RNES par les réseaux suivants :

- **Le réseau de surveillance DCE de l'état quantitatif des eaux souterraines** (ou le débit des sources) destiné à fournir une estimation fiable de l'état quantitatif global de toutes les masses d'eau ou groupes de masses d'eau souterraine, y compris une évaluation des ressources disponibles.

Le réseau de surveillance DCE de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine débute au 1^{er} janvier 2007. Les objectifs fixés par la DCE pour ce réseau se rapprochent toutefois de ceux établis dans le protocole du RNES. C'est pourquoi la plupart des sites de surveillance du RNESP ont été repris dans le réseau DCE.

- **Les réseaux de surveillance DCE de la qualité** sont destinés à « fournir une image cohérente et globale de l'état chimique des eaux souterraines de chaque district hydrographique et permettre de détecter la présence de tendances à la hausse à long terme de la pollution induite par l'activité anthropogénique » (Annexe V.2 de la DCE).

En fonction du risque identifié de non respect des objectifs environnementaux de la DCE, un ou deux types de réseau, correspondant aux niveaux de contrôle exigés par la directive, sont mis en place sur les masses d'eau souterraine :

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

- **un réseau de contrôle de surveillance RCS** destiné à compléter et à valider les éléments de caractérisation (et notamment l'identification d'un risque potentiel de non atteinte du bon état), et à « fournir des informations pour l'évaluation des tendances à long terme ». Le réseau de contrôle de surveillance débute au 1^{er} janvier 2007. Il remplace le Réseau National de surveillance des Eaux Souterraines, Qualité (RNESQ) créé en 1999.
- **des réseaux de contrôle opérationnel RCO** (programmes définis suivant les résultats de la caractérisation des masses d'eau et du programme de contrôle de surveillance) afin « d'établir l'état chimique de toutes les masses d'eau, ou groupes de masses d'eau souterraine, recensés comme courant un risque, d'établir la présence de toute tendance à la hausse à long terme de la concentration d'un quelconque polluant suite à l'activité anthropogénique » et informer dès renversement de ces tendances à la hausse. Lorsqu'il est nécessaire, le réseau de contrôle opérationnel débute au 1er janvier 2008.

Le contrôle de surveillance s'applique à toutes les masses d'eau ou groupes de masses d'eau tandis que le contrôle opérationnel n'est mis en place que sur les masses d'eau « à risque » de non atteinte du bon état chimique en 2015. Autrement dit, certaines masses d'eau ne disposent pas de contrôle opérationnel.

III. DONNEES UTILISEES ET CADRAGE DE L'ETUDE

L'analyse de l'évolution de la surveillance des eaux souterraines n'a été **réalisée qu'à partir des données enregistrées dans ADES**. Malgré l'exhaustivité de cette dernière, tous les réseaux et les données acquises depuis 100 ans n'y figurent pas. Par exemple les données du contrôle sanitaire acquises par les DDASS dont les plus anciennes ne sont pas encore toutes enregistrées dans ADES. Il en est de même de données historiques acquises par des collectivités locales.

Les données disponibles dans ADES comprennent de nombreux historiques, et sont donc jugées suffisantes pour mettre en évidence, de manière relative, l'évolution de la surveillance des eaux souterraines en France et les indicateurs présentés dans cet article peuvent être considérés comme représentatifs.

Les données considérées sont à la fois des analyses chimiques mais également des niveaux d'eau. Ces dernières comprennent non seulement des points pour lesquels des niveaux piézométriques sont mesurés et présents dans ADES mais également des mesures du débit des sources (mesures issues de la banque HYDRO).

Les indicateurs présentés dans cet article ont été établis à partir de **données extraites d'ADES en avril 2009** pour les aspects quantitatifs et début **juin 2009** pour les aspects qualitatifs. A ces dates, le chargement des données acquises en 2008 n'était pas complet pour tous les secteurs et pour tous les producteurs (y compris pour des données acquises dans le cadre du contrôle de surveillance de la DCE) si bien qu'il n'était pas possible de faire un état représentatif des données à fin 2008. Certains indicateurs (cartes et courbes d'évolution) offrent donc une vue de la situation à fin 2007, première année de fonctionnement des réseaux de surveillance de l'état chimique et de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine au titre de la DCE.

Enfin, une limite liée à **l'absence fréquente dans ADES d'information sur le niveau aquifère** ou la masse d'eau captés doit être signalée. Aux dates d'extraction des données, seulement 43% des qualitomètres (ouvrage ou source sur le(la)quel(le) des analyses chimiques sont réalisées) disposaient d'une information sur le code de la masse d'eau et de l'aquifère captés. Pour les piézomètres, ce chiffre s'élève à 84%.

IV. BILAN DES EFFORTS DE SURVEILLANCE DU NIVEAU DES EAUX SOUTERRAINES

Afin d'appréhender l'évolution des données relatives à surveillance des niveaux piézométriques en France, plusieurs traitements statistiques (appelés indicateurs ci-après) ont été produits à partir des données extraites d'ADES. L'examen de ces indicateurs a conduit aux constats suivants :

- Jusqu'en 2007, par le nombre de piézomètres comme par le nombre de mesures du niveau des nappes réalisées, **la surveillance de l'état quantitatif des eaux souterraines était en constante augmentation** (figure 1). Cette tendance est en accord avec l'évolution de la législation française et européenne (création des agences de l'eau en 1964, loi sur l'eau de 1992, publication de la directive cadre sur l'eau en 2000, nouvelle loi sur l'eau en 2006). Une stabilisation de la surveillance est cependant à prévoir à partir de 2008.
- Jusqu'à la fin des années 90, la surveillance du niveau des nappes des eaux souterraines dépendait principalement de décisions locales. Avec la signature du protocole du **RNES en 1999 et la mise en place des réseaux DCE fin 2006, un réseau national harmonisé s'est progressivement mis en place. Aujourd'hui, quasiment toutes les masses d'eau sont suivies.**

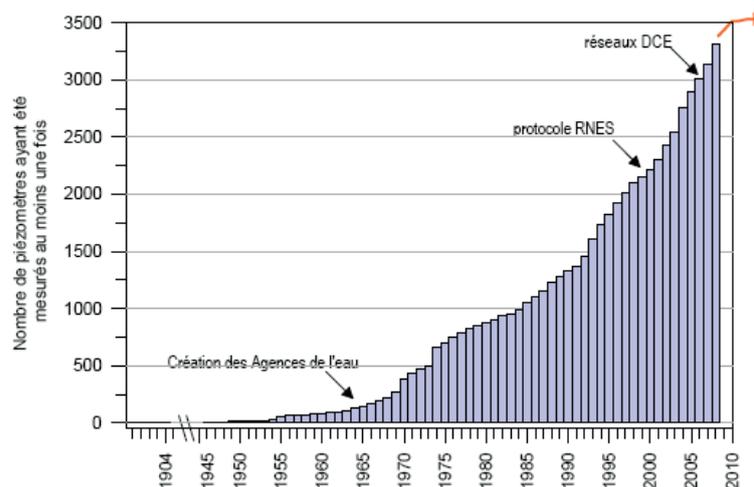


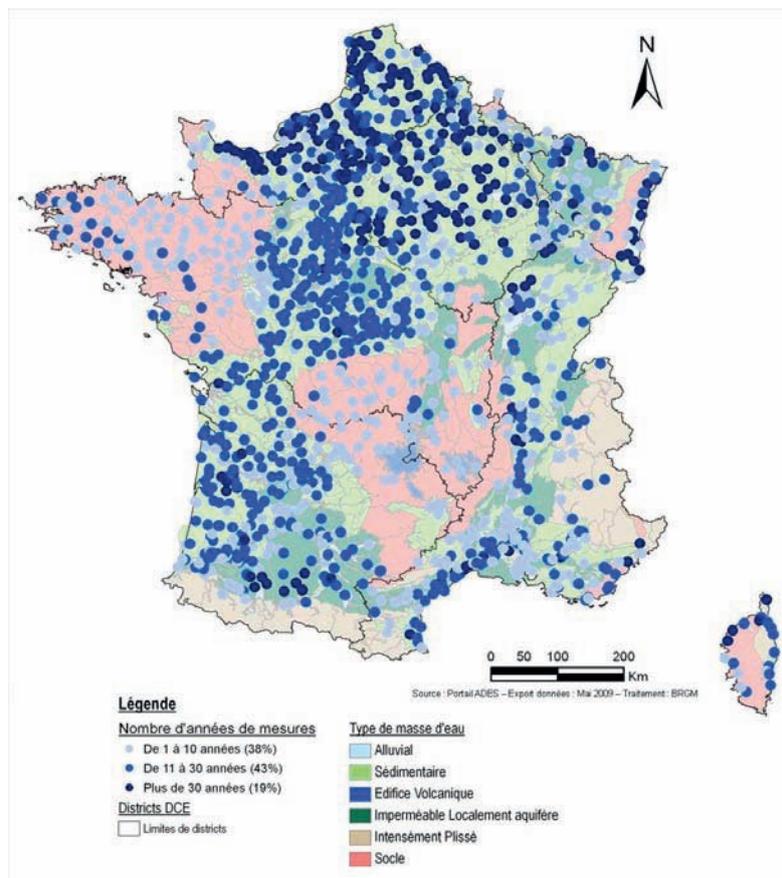
Figure 1 – Évolution du nombre de piézomètres ayant été mesurés au moins une fois dans ADES de 1899 à 2008 (ensemble des piézomètres de la base ADES). Extraction avril 2009.

- **Des historiques importants sont disponibles** sur un grand nombre de piézomètres (figure 2) et mériteraient d'être davantage exploités pour caractériser le comportement hydrodynamique des nappes. Dans le Bassin Parisien et le Bassin Aquitain, la plupart des piézomètres retenus dans le réseau DCE de suivi de l'état quantitatif des masses d'eau offre des séries de données supérieures à 10 ans (plus de la moitié des points) et parfois même supérieures à 30 ans (19% des points principalement situés dans les bassins Artois-Picardie et Seine-Normandie).
- Sans réelle surprise, on constate également que **les historiques dépendent du type de système aquifère**. D'une manière générale les masses d'eau de type «socle» disposent d'un nombre d'années de mesures piézométriques plus courtes (1 à 10 années) que les masses d'eau de type alluvial ou sédimentaire. Ces dernières, prédominantes en Seine-Normandie, en Artois-Picardie et en Adour-Garonne, offrent en effet historiquement une ressource en eau importante, facilement accessible et de qualité. Après la sécheresse exceptionnelle de 1976, les systèmes de surface ne suffisent plus pour subvenir aux usages humains et l'exploitation des aquifères de socle se développe. Ce

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

développement est également motivé par la nécessité de disposer d'une ressource de meilleure qualité que les cours d'eau, de plus en plus pollués par les nitrates, ne parviennent plus à offrir.

- Longtemps la surveillance du niveau des nappes s'est contentée de 2 relevés annuels dans les nappes libres et d'un relevé annuel dans les nappes captives (même si localement et ponctuellement des mesures mensuelles ont été réalisées). Ces dernières années, les **évolutions technologiques ont permis de disposer de mesures en continu des niveaux piézométriques.**



Répartition en % du nombre de points du réseau de surveillance de l'état quantitatif DCE par nombre d'années de mesures piézométriques disponibles					
District	Nombre de points	Nombre d'années de mesures			
		De 1 à 10 années	De 11 à 20 années	De 21 à 30 années	Plus de 30 années
L'Escaut, la Somme et les cours d'eau côtiers de la Manche et de la Mer du Nord	66	12%	17%	9%	62%
La Meuse et la Sambre	26	38%	19%	23%	19%
Le Rhin	58	41%	14%	12%	33%
Le Rhône et les cours d'eau côtiers méditerranéens	273	52%	25%	14%	10%
Les cours d'eau côtiers de la Corse	19	21%	21%	37%	21%
L'Adour, la Garonne, la Dordogne, la Charente et les cours d'eau côtiers charentais et aquitains	276	40%	45%	8%	6%
La Loire, les cours d'eau côtiers vendéens et bretons	364	41%	53%	4%	2%
La Seine et les cours d'eau côtiers normands	301	23%	14%	14%	48.2%
Total	1383				

Figure 2 – Répartition par district du nombre d'années de mesures piézométriques disponibles par point pour le réseau de contrôle de surveillance de l'état quantitatif DCE et tableau statistique.

V. BILAN DES EFFORTS DE SURVEILLANCE DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES

Comme pour la piézométrie, une présentation exhaustive des indicateurs produits pour apprécier l'évolution de la surveillance de la qualité des eaux souterraines en France ne peut être faite ici. Leur analyse montre cependant que :

- La surveillance de la qualité des eaux souterraines a débuté dans les années 70 dans les régions du Nord et de l'Est de la France (bassins Seine-Normandie, Artois-Picardie et Rhin-Meuse) contraintes de faire face à une pollution croissante des nappes. Dans ces régions, **des chroniques de données importantes (>30ans) sont aujourd'hui disponibles pour les macro-polluants** (nitrates en particulier).
- Comme pour la piézométrie, jusqu'en 2007, par le **nombre de qualitomètres comme par le nombre d'analyses chimiques** réalisées, la surveillance de l'état chimique des eaux souterraines était en **constante augmentation** (figure 3). Cette tendance est en accord avec l'évolution de la législation française et européenne (création des agences de l'eau en 1964, loi sur l'eau de 1992, réglementation sur l'auto-surveillance des installations classées en 1996, publication de la directive cadre sur l'eau en 2000, nouvelle loi sur l'eau en 2006). Une stabilisation de la surveillance est cependant à prévoir à partir de 2008.

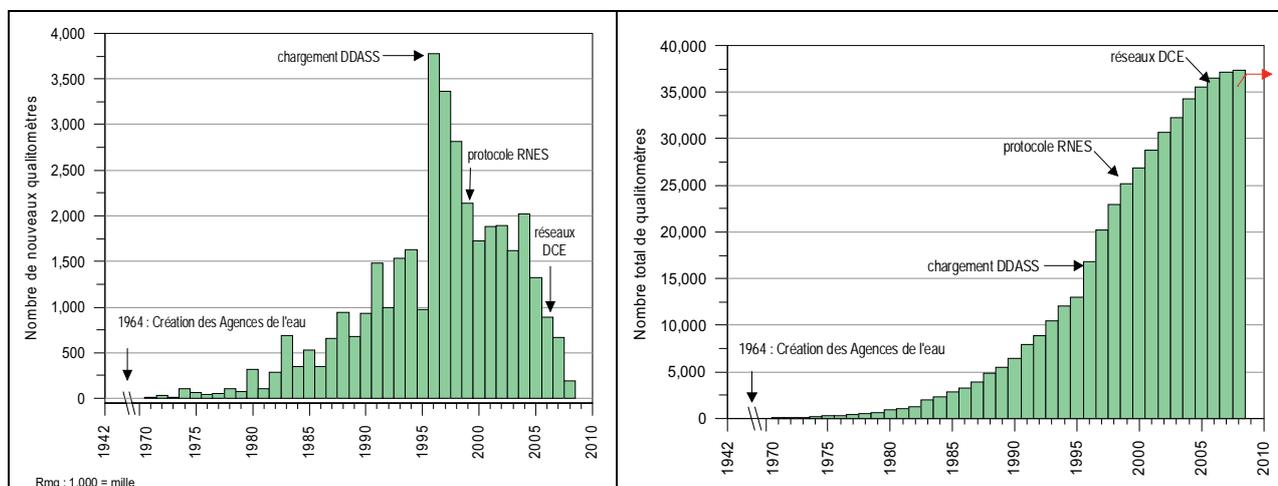


Figure 3 – Évolution du nombre de qualitomètres mesurés par année de 1942 à 2008. a) nombre de nouveaux qualitomètres par année, b) nombre cumulé de qualitomètres par année.

- Comme pour la piézométrie, jusqu'à la fin des années 90, la surveillance de la qualité des eaux souterraines dépendait principalement de volontés locales. Avec la signature du protocole du RNES en 1999 et la mise en place des réseaux DCE fin 2006, un réseau national harmonisé s'est progressivement mis en place. Aujourd'hui, quasiment toutes les masses d'eau sont suivies et cette surveillance est bien entendue renforcée dans les masses d'eau risquant de ne pas atteindre le bon état chimique en 2015.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

- Une analyse plus détaillée des réseaux mis en place au titre de la DCE montre que :
 - Malgré l'existence de prescriptions nationales, la surveillance de la qualité des masses d'eau souterraine reste sensiblement différente d'un bassin à l'autre. Les densités minimales prescrites par la circulaire DCE 2003/18 sont respectées mais la densité des qualimètres est plus importante dans les bassins Seine-Normandie et Rhin-Meuse que dans les autres bassins. L'existence d'aquifères multicouches ou de systèmes particulièrement hétérogènes (exemple : nappe d'Alsace) dans ces bassins explique en partie ce constat. Cependant, des aquifères complexes et/ou profonds existent également dans les autres bassins. D'autres raisons doivent ainsi être considérées, comme, par exemple, les efforts financiers alloués par chaque agence à la surveillance des eaux souterraines, ou encore la nature des points de surveillance retenus. La présence de sources, dont le caractère intégrateur suffit à représenter une large partie de la masse d'eau dans le réseau de surveillance, contribue ainsi à diminuer en apparence la densité de points. C'est le cas en Adour-Garonne où de nombreuses sources ont été retenues.
 - Bien que les réseaux de contrôle opérationnel (RCO) mis en place sur les masses d'eau à risque ne soient pas achevés à la date d'extraction des données dans tous les bassins (Adour-Garonne par exemple), la comparaison entre ces réseaux et le RCS met en évidence des stratégies de surveillance différentes d'un bassin à l'autre. Alors que les bassins Artois-Picardie et Rhône-Méditerranée ont identifié un grand nombre de points spécifiquement dédiés au RCO, le bassin Loire-Bretagne a opté pour des points communs et une concentration des efforts financiers sur l'augmentation des fréquences de prélèvement lorsque la masse d'eau risque de pas atteindre le bon état en 2015. L'agence de l'eau Loire-Bretagne, qui doit majoritairement faire face aux pollutions diffuses d'origine agricole, espère ainsi mieux caractériser la tendance d'évolution de la contamination des nappes par les nitrates et les pesticides.
 - Avec 2 prélèvements par an sur la moitié des points du RCS (figure 4), les fréquences de prélèvements restent dans l'ensemble insuffisantes pour apprécier la variabilité saisonnière et interannuelle de la pollution par les nitrates et par les pesticides, et pour assurer une évaluation représentative de l'état chimique des masses d'eau souterraine. Par rapport au RNES qui recommandait 2 prélèvements par an sur toutes les nappes libres et 1 prélèvement par an sur les nappes captives, des efforts ont cependant été faits. 38% des points du RCS disposent en effet de 4 prélèvements par an mais même ce chiffre reste insuffisant. Les travaux de Recherche menés ces dernières années montrent en effet que, y compris dans des contextes hydrogéologiques supposés homogènes, les concentrations en pesticides varient significativement d'un mois à l'autre voir d'une semaine à l'autre en fonction, entre autres, du contexte climatique [11].
 - La surveillance de la qualité des eaux souterraines dans les DOM est récente mais, sous l'impulsion de la DCE, des efforts importants ont été déployés ces dernières années. Tous les DOM ainsi que Mayotte disposent aujourd'hui d'un réseau de surveillance de la qualité des eaux souterraines.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

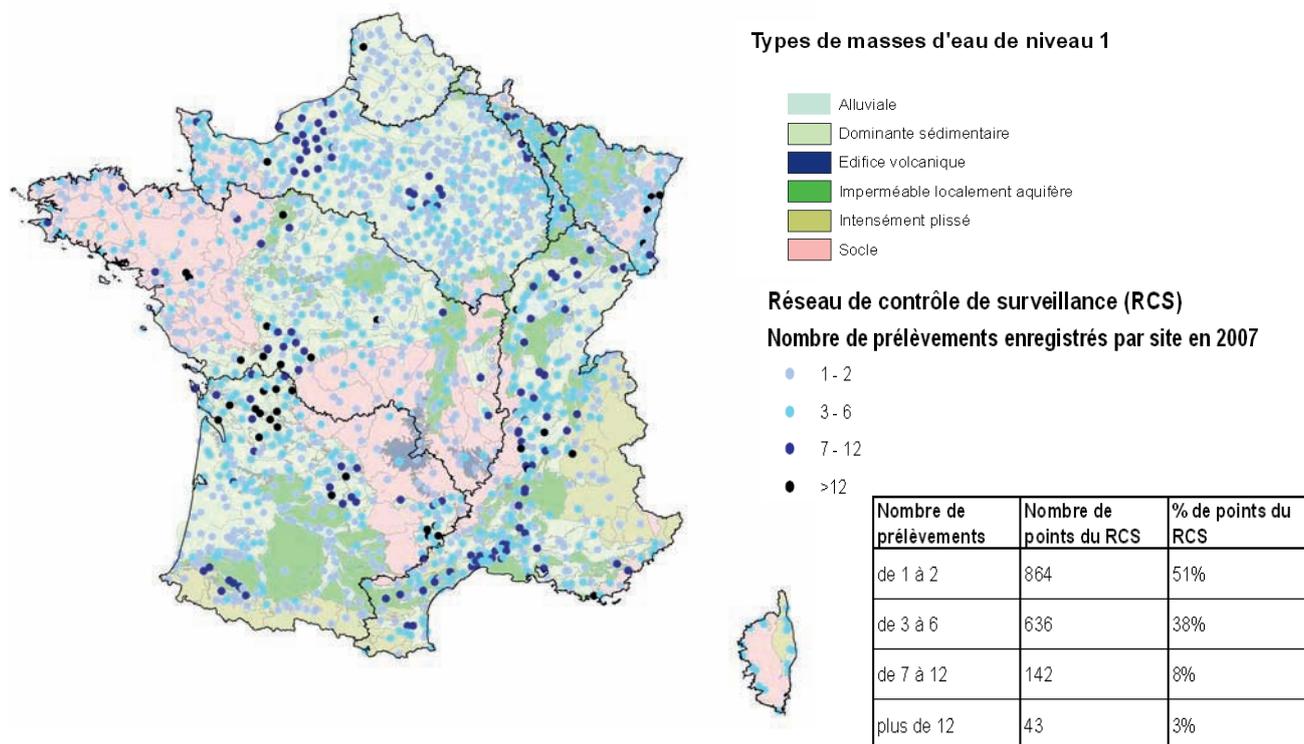


Figure 4 – Nombre de prélèvements en 2007 pour les points du réseau de contrôle de surveillance RCS. Les points sont ceux du RCS mais les analyses prises en compte comprennent la totalité des producteurs de données intervenant sur ces points (agences de l'eau, DDASS, collectivités locales ou autres).

- La nature des polluants analysés a évolué au fil des années. La surveillance des nitrates est une histoire ancienne tandis que les années 90 et 2000 sont marquées par l'explosion de la surveillance des micropolluants organiques et des pesticides en particulier (figure 5). Aujourd'hui ce sont quelques centaines de molécules qui sont couramment analysées pour chaque échantillon et la question de la pertinence de ce nombre doit être posée. De même l'abondance des données ne suffit pas et il apparaît nécessaire de mieux appréhender la qualité de ces données (qualité de prélèvement et de l'analyse).
- Les données acquises par les DDASS dans le cadre du contrôle sanitaire ont pendant longtemps représenté la majorité des analyses chimiques disponibles pour les eaux souterraines. Mais avec la montée en puissance des réseaux de surveillance gérés par les agences et les offices de l'eau (au titre du RNES puis de la DCE), ces derniers fournissent aujourd'hui chaque année autant d'analyses chimiques que les DDASS. Ce rapport doit cependant être considéré avec prudence car, en nombre de points, les captages destinés à l'AEP restent largement majoritaires. Les paramètres analysés par les DDASS sont d'autre part plus ciblés et les fréquences d'analyses plus variables en fonction de la population desservie.
- Récemment, avec le chargement dans ADES des données issues de l'auto-surveillance des Installations Classées pour l'Environnement, une augmentation significative du nombre d'analyses fournies par les services Installations Classées des DREAL (ex DRIRE) est visible.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

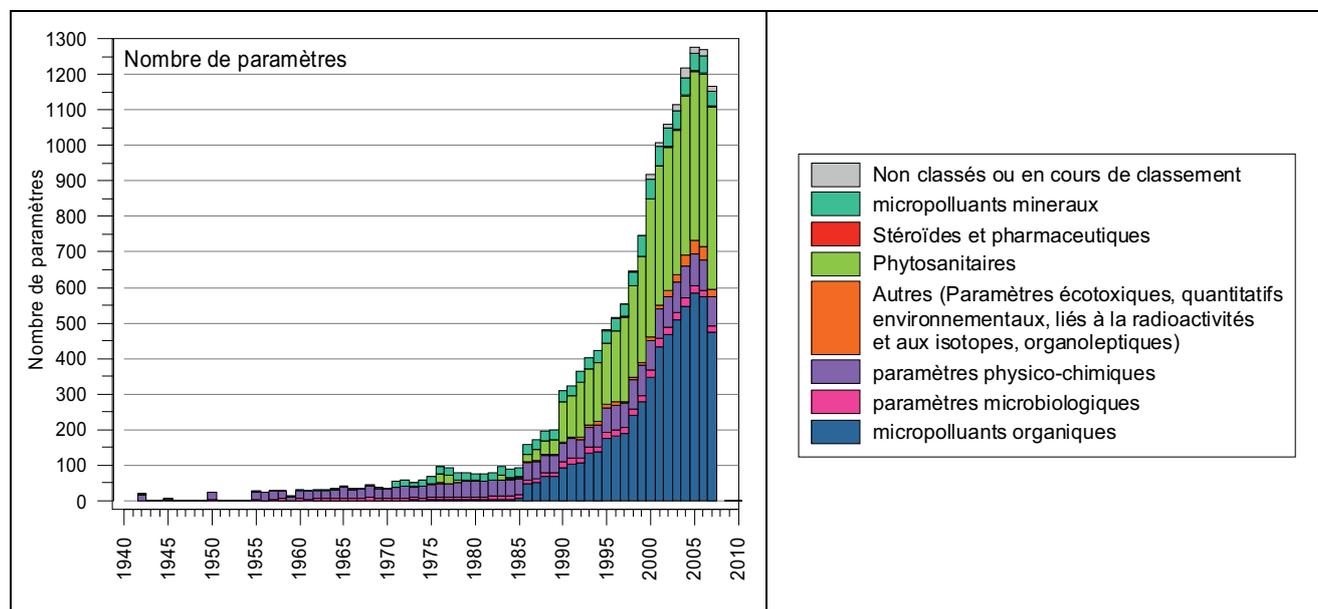


Figure 5 – Evolution du nombre de paramètres enregistrés dans ADES, par groupe de paramètres et par année de 1942 à 2007.

VI. PERSPECTIVES

La surveillance de l'état des nappes (d'un point de vue quantitatif comme qualitatif) est une histoire ancienne qui n'a pas attendu la publication de la DCE pour se décider et s'organiser. Au rythme de l'évolution de la réglementation française et de volontés locales de surveiller et de protéger les eaux souterraines, des dispositifs de surveillance ont vu le jour.

La perspective de la publication de la DCE à la fin des années 90 a cependant conduit à une rationalisation des réseaux de mesure et à leur optimisation.

Aujourd'hui, 10 ans après la publication de la DCE et à l'aube d'un nouveau cycle, les résultats de cette étude espèrent contribuer aux travaux à venir pour la mise en œuvre de la DCE et du SIE, et en particulier à la révision des programmes de surveillance en 2013. Mis en place en 2007 pour une durée de 6 ans, les programmes de surveillance de l'état quantitatif et de l'état chimique des masses d'eau souterraine exigés par la DCE devront, si nécessaire, être révisés en 2013. Afin de préparer cette échéance et d'assurer une cohérence nationale des travaux, les spécifications techniques inscrites dans l'arrêté du 25 janvier 2010 et les circulaires qui l'ont précédé [2][3] devront être mis à jour. Des questions devront être posées sur la représentativité des points de surveillance, sur les fréquences retenues, sur la pertinence des paramètres analysés (Tous sont-ils vraiment utiles ? D'autres paramètres ne manquent-ils pas ? Les protocoles de prélèvements et d'analyse sont ils adaptés et suffisants pour garantir une donnée de qualité ?).

Les travaux menés depuis la mise en œuvre de la DCE (y compris les difficultés rencontrées), pour notamment évaluer caractériser les masses d'eau souterraine, évaluer leur état chimique et quantitatif, et pour suivre l'efficacité du programme de mesures, devront être pris en compte. D'une

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

manière générale, beaucoup de nouvelles connaissances ont été acquises sous l'impulsion de la DCE (notamment sur le fonctionnement hydrodynamique et hydrogéochimique de certaines masses d'eau et sur le devenir des pollutions diffuses vers les nappes). Des enseignements devront en être tirés.

Enfin il est important de signaler que l'étude présentée ici contient également un bilan et une analyse des indicateurs utilisés en France et à l'étranger pour qualifier le niveau des nappes et leur qualité vis-à-vis d'un objectif donné. Ces réflexions sur l'exploitation des données est essentielle et aboutit elle-même à des recommandations pour l'amélioration des réseaux de surveillance.

Remerciements :

Les auteurs remercient les membres du groupe national « DCE eaux souterraines » pour leurs contributions à travers la relecture du rapport dont cet article est tiré.

Références bibliographiques :

- [1] Collectif (2006) – Aquifères et eaux souterraines en France. Ouvrage collectif dirigé par J.-C. Roux. Collection Scientifique et Technique. BRGM éditions. 2 tomes.
- [2] MEDD (2003) – Cahier des charges pour l'évolution des réseaux de surveillance des eaux souterraines en France, Circulaire DCE 2003/07 du 8 octobre 2003, 117 p.
- [3] MEDD (2005) – Complément au cahier des charges sur l'évolution des réseaux de surveillance en France. Circulaire DCE 2005/14 du 26 octobre 2005, 68 p.
- [4] Arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement, Journal Officiel de la République Française du 24 février 2010, Texte 8 sur 120.
- [5] European Commission (2003) – Monitoring under the Water Framework Directive, CIS Guidance Document N°7, European Commission, Brussels.
- [6] European Commission (2006) – Groundwater Monitoring, CIS Guidance Document N°15, European Commission, Brussels.
- [7] A. Blum, B. Lopez, M. Guilbert, Y. Noel, L. Chery, B. Vittecoq, 2010 – Bilan national des efforts de surveillance des eaux souterraines. Rapport final. Rapport BRGM/RP-57943-FR. Rapport disponible sous : <http://www.brgm.fr/publication/pubDetailRapportSP.jsp?id=RSP-BRGM/RP-57943-FR>
- [8] Laronde S., Petit K. – 2010, Bilan national des efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau. Rapport final, 330p. Rapport disponible sous : http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/surveillancecoursdeau_201004_rapport.pdf
- [9] Margat J., Schneider J.L. (1970), Dispositifs de contrôle des fluctuations de niveau piézométrique des nappes d'eau souterraine en France. Etat en 1969. Rapport BRGM n°70-SGN-204-HYD.
- [10] Martin Y. (1996) – Rapport sur la gestion durable des eaux souterraines, Conseil Général des Mines, 29 janvier 1996, Ministère de l'industrie et de la poste et des télécommunications.
- [11] Baran N., Lepiller M., Mouvet C. (2008) - Agricultural diffuse pollution in a chalk aquifer (Trois Fontaines, France): influence of pesticide properties and hydrodynamic constraints. Journal of Hydrology. 358, 56-69.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »**

Observation des eaux souterraines à l'extérieur du cadre de la DCE : démarche et résultats de NAQUA en Suisse

Ronald Kozel & Miriam Reinhardt

Office fédéral de l'Environnement OFEV

Division Hydrologie

CH-3003 Berne

ronald.kozel@bafu.admin.ch

www.environnement-suisse.ch/eauxsouterraines

Un résumé plus étendu associé à cette présentation est joint aux actes du congrès sous forme de tiré-à-part non relié.

I. INTRODUCTION

En Suisse, plus de 80 % des eaux potables et industrielles proviennent des eaux souterraines, qui sont ainsi la principale source d'approvisionnement en eau potable. A ce titre, celles-ci constituent un important facteur économique. Même si les quantités que tous les services des eaux y puisent n'équivalent qu'à 2 % environ des précipitations annuelles, les eaux souterraines sont un bien vulnérable qui peut en particulier être détérioré sous l'effet des activités humaines, omniprésentes.

L'observation des eaux souterraines à l'échelle nationale suisse a démarré en 1997 et est opérationnelle depuis 2002. N'étant pas membre de l'EU, la Suisse a développé un système d'observation des eaux souterraines à l'extérieur du cadre de la DCE. Depuis 2006 la Suisse est membre de l'Agence européenne de l'environnement (AEE).

II. OBJECTIFS

L'Observation nationale des eaux souterraines NAQUA de l'Office fédéral de l'environnement OFEV fournit une image représentative de l'état des eaux souterraines suisses et de leur évolution, tant sur le plan qualitatif que quantitatif. Dans le cadre de NAQUA, l'OFEV enregistre l'état et l'évolution des ressources en eaux souterraines dans plus de 500 stations de mesure réparties sur l'ensemble du pays. L'observation porte sur les aquifères typiques de Suisse et détermine leur état naturel ainsi que l'influence que leur font subir les activités humaines.

Voici les objectifs de l'Observation nationale des eaux souterraines :

- > consigner l'état actuel ainsi que l'évolution de la qualité et de la quantité des eaux souterraines dans l'ensemble du pays ;
- > repérer rapidement et suivre de manière ciblée la présence de substances problématiques ou des changements indésirables ;
- > vérifier l'efficacité de mesures de protection déjà prises (mesures écologiques appliquées dans l'agriculture, p. ex.) et démontrer la nécessité de prendre d'autres mesures ;
- > caractériser et classer les principales nappes d'eaux souterraines de Suisse.

NAQUA constitue la base de référence pour la protection des eaux souterraines à l'échelle de la Suisse, protégeant ainsi l'être humain contre les substances et les organismes nuisibles.

III. BASES LÉGALES

La Confédération est chargée de recueillir des données sur les nuisances grevant l'environnement (art. 65 Constitution fédérale, art. 44 Loi fédérale sur la protection de l'environnement LPE), de même que sur la qualité des eaux et sur les éléments du bilan hydrologique en Suisse (art. 57 Loi fédérale sur la protection des eaux LEaux), et de les faire connaître au grand public (art. 6 LPE, art. 50 et 57 LEaux). NAQUA accomplit ces tâches fédérales dans le domaine des eaux souterraines.

IV. ORGANISATION

L'Observation nationale des eaux souterraines est gérée par l'Office fédéral de l'environnement OFEV en étroite collaboration avec les cantons. L'OFEV est responsable de l'observation et de l'information à l'échelle nationale, pendant que les cantons sont responsables de la surveillance des eaux souterraines à l'échelle régionale et de la prise de mesures nécessaires. La coordination entre l'OFEV et les cantons garantit que les données sont relevées de manière homogène dans tout le pays, qu'elles sont comparables à l'échelle nationale, qu'elles sont complètes sur le long terme et présentent une qualité constante. NAQUA fait partie intégrante du réseau suisse d'observation de l'environnement RSO.

Des conseils stratégiques et techniques à NAQUA sont fournis par le Groupe d'accompagnement stratégique de l'Observation des eaux souterraines en Suisse (Strategische Begleitgruppe Grundwasserbeobachtung Schweiz SBG-CH). Ce groupe réunit des représentants d'autorités fédérales, de services cantonaux, de la recherche et de l'industrie.

V. MODULES

Le réseau de mesure NAQUA se compose de quatre modules: QUANT, SPEZ, TREND et ISOT. Les stations de mesure sont réparties de manière à couvrir les diverses régions du pays, les principaux aquifères ainsi que les diverses conditions hydrogéologiques et les différentes utilisations du sol. Le module QUANT est consacré à l'observation quantitative des eaux souterraines et les deux modules SPEZ et TREND à l'observation de leur qualité. Le module ISOT sert quant à lui à observer les isotopes dans le cycle de l'eau, c'est-à-dire dans les précipitations, les cours d'eau et les eaux souterraines.

- > Le module QUANT détermine le niveau des eaux souterraines ou le débit des sources dans environ 100 stations de mesure. Il enregistre aussi en continu d'autres paramètres comme la température, la conductivité électrique et la turbidité.
- > Le module SPEZ compte 495 stations réparties sur l'ensemble de la Suisse et fournit ainsi de solides indications statistiques sur la présence de polluants (nitrates, pesticides, composés organiques volatiles COV) dans les eaux souterraines de Suisse. Il est géré en étroite collaboration avec les cantons depuis 2002.
- > Le module TREND comprend 50 stations caractérisées de manière détaillée et sises dans des aquifères typiques de la Suisse. Il sert à comprendre les processus naturels et les facteurs anthropiques, qui influent à court et à long terme sur la qualité des eaux souterraines. Au-delà des paramètres nitrates, pesticides et COV, des paramètres hydrochimiques de base, des éléments traces et des indicateurs d'eaux usées font l'objet d'analyses régulières. Mis en place à partir de 1997, il est géré par la Confédération.
- > Le module ISOT recueille dans 23 stations des données ^2H et ^{18}O qui servent de référence pour des études locales d'eaux souterraines (provenance et âge de l'eau) et à évaluer les effets à long terme du changement climatique sur la composition isotopique des précipitations, des cours d'eau et des eaux souterraines.

VI. RÉSULTATS NAQUA

Les résultats de l'Observation nationale des eaux souterraines NAQUA montrent que les eaux souterraines en Suisse sont en général de bonne qualité et présentent un état quantitatif satisfaisant. On y trouve cependant des traces de substances de synthèse, parfois persistantes, surtout dans les zones urbanisées et dans les régions vouées à une agriculture intensive.

Les conclusions les plus importantes des campagnes 2004 à 2006 quant aux nitrates, pesticides, composés organiques volatils (COV) et médicaments sont disponibles dans la brochure « Améliorer la protection des eaux souterraines » [1] (voir encart de la pochette du colloque).

Des résultats relatifs aux produits chimiques perfluorés, à la microbiologie et aux micropolluants (screening) relevé dans le cadre des études pilotes récentes seront présentés lors du colloque.

VII. PUBLICATIONS

Les résultats NAQUA sont publiés régulièrement dans des rapports spécialisés [2, 3] et font partis des rapports nationaux et internationaux de l'environnement [4]. Des résultats et données actuelles sont disponibles sur le site internet de l'OFEV (www.environnement-suisse.ch/eauxsouterraines).

Références bibliographiques :

[1] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2009 – Améliorer la protection des eaux souterraines. *UC-1003-F. Berne. 14 p.*

[2] Office fédéral de l'environnement (OFEV), 2009 – Résultats de l'observatoire national des eaux souterraines (NAQUA) – Etat et évolution de 2004 à 2006. *Etat de l'environnement n° 0903. Berne. 144 p.*

[3] Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEPF), Office fédéral des eaux et de la géologie (OFEG), 2004 – Qualité des eaux souterraines en Suisse 2002/2003. *Berne. 204 p.*

[4] Office fédéral de l'environnement (OFEV), Office fédéral de la statistique (OFS) 2009 – Environnement Suisse. *Berne, Neuchâtel. 72 p.*

> Améliorer la protection des eaux souterraines

En Suisse, les eaux souterraines sont la principale ressource en eau potable. Les résultats du programme national d'observation NAQUA montrent que, malgré leur excellente qualité générale, les eaux souterraines contiennent souvent des traces de substances indésirables.



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun Svizra

Office fédéral de l'environnement OFEV

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

**LA DCE 10 ANS APRES :
une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines.
Avancées techniques et scientifiques**

Dix septièmes Journées Techniques du Comité Français
de l'Association Internationale des Hydrogéologues

*25-27 novembre 2010
CIAS, Toulouse, France*

PRESENTATIONS ORALES

**Session 3
Prévention, protection, programmes d'actions,
approche socio-économique**

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »**

Quel rôle pour l'économie dans la Directive Cadre sur l'eau ?

Stéphane Robichon

Agence de l'Eau Adour-Garonne
Stephane.robichon@eau-adour-garonne.fr

La mise en œuvre de la directive Cadre sur l'eau a introduit nombreuses nouveautés qui modernisent et qui complexifient la gestion de l'eau (masse d'eau, bon état des eaux, qualité biologique, scénario tendanciel, analyse économique...)

Face à ce nouveau contexte, il est indispensable pour l'Agence de :

- développer une **vision plus globale**, ce qui suppose une plus grande ouverture sur les nouveaux sujets tels que la socio économie, la prospective ;
- contribuer à une **plus grande objectivité** des débats au sein de ses instances, ce qui suppose de renforcer la connaissance, l'expertise sur de nombreux domaines techniques mais aussi sur des sujets en lien avec les sciences sociales ;
- inscrire ses actions dans la **logique du développement durable**, ce qui suppose de trouver un juste équilibre entre enjeux économiques, environnementaux et sociaux et de développer l'évaluation des politiques publiques avec une vision à long terme.

Les analyses économiques ont leur rôle à jouer sur chacun de ces points, toutefois, leur intégration au sein des agences et de ses instances se heurte à plusieurs freins :

- passage d'une logique comptable à une logique plus globale et à plus long terme
- mobilisation insuffisante de l'expertise technique et des informations permettant de développer des analyses économiques robustes
- introduction de ces approches dans les instances de bassin qui sont par ailleurs un peu « *noyées dans le tourbillon de la DCE* » !

Alors que les premiers programmes de mesures ont été adoptés depuis près d'un an, quel bilan peut-on tirer du rôle des analyses économiques conduites en France dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau ?

A partir des retours d'expériences du bassin Adour – Garonne, cette note évoquera dans une première partie les apports des analyses économiques au niveau macro économique, puis les apports des analyses économiques au niveau micro économique et enfin les besoins et les perspectives qui se dessinent pour progresser.

I. DES ELEMENTS DE CADRAGE MACRO ECONOMIQUE

I. 1 L'estimation du coût du programme de mesures

Le recours à l'analyse économique a tout d'abord permis d'obtenir une estimation du coût du programme de mesures. Ce travail conduit pour chaque mesure et à l'échelle des sous bassins a fait appel à la contribution d'un très grand nombre de partenaires, ce qui a pu poser des problèmes importants dans l'homogénéisation des chiffres à l'échelle du bassin.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

En effet, la nécessité de chiffrer le coût d'une action pour atteindre le bon état a été une source importante de difficultés pour définir un juste dimensionnement des actions dans une logique de résultats ; à défaut de connaissances suffisantes et d'outils de modélisation adaptés sur toutes les problématiques, les chiffrages se sont appuyés sur des hypothèses qui ont pu varier d'un territoire à l'autre et qui ont nécessité un important effort d'homogénéisation.

Pour le bassin Adour-Garonne, le coût des mesures liées à la Directive Cadre sur l'Eau et au SDAGE a été estimé à 4.1 milliards d'euros sur la période 2010-2015, soit une dépense de l'ordre de 100 euros par habitant et par an.

Pour faire prendre conscience aux instances de bassin de l'ampleur et de la nature des efforts à consentir, des analyses complémentaires ont été présentées :

- comparaison entre le niveau actuel des dépenses liées à l'eau et les besoins estimés sur la période 2010-2015 ; le surcoût des dépenses prévues sur la période 2010-2015 a ainsi été estimé entre 10 et 15% par rapport au rythme des dépenses actuelles. Ces besoins de dépenses supplémentaires ont conduit le Comité de bassin de l'agence de l'eau à voter une augmentation des taux de redevances de 9% par an pendant 3 ans.
- estimation de l'impact du coût du SDAGE sur les différentes catégories d'acteurs avec par exemple la présentation de différentes simulations à l'échelle macro économique des impacts sur la facture d'eau des dépenses prévues dans le SDAGE
- analyse de l'évolution des dépenses selon leur nature

La fourniture de ces informations a permis aux membres des instances de bassin de disposer d'éléments d'appréciation pour mesurer la faisabilité financière du SDAGE.

I. 2 Une première analyse du niveau de récupération des coûts et une mise à plat des flux financiers dans le domaine de l'eau

La directive cadre sur l'eau demande de procéder à une analyse du niveau de récupération des coûts.

Derrière ce jargon un peu technique, quel est l'objectif poursuivi ?

Il s'agit de procéder à une mise à plat des circuits financiers dans le domaine de l'eau pour mettre en évidence comment et par qui les services liés à l'eau sont payés.

La facturation de l'eau potable et de l'assainissement dégage des recettes qui doivent être suffisantes pour prendre en charge l'ensemble des coûts du service (investissements pour mise aux normes, fonctionnement, renouvellement), sans avoir besoin d'un recours massif aux subventions publiques.

La Directive Cadre n'exige pas un taux de récupération des coûts de 100 % (les recettes du service couvrent l'ensemble des coûts), mais elle demande d'être transparent sur le financement des services d'eau et d'assainissement et de faire en sorte que la mise en œuvre du programme de mesures ne dégrade pas le niveau de récupération des coûts, ou en d'autres termes que le programme de mesures ne soit pas financé par des transferts importants d'une catégorie d'utilisateur vers une autre.

Cette obligation s'applique également pour les industriels et les agriculteurs ; compte tenu du niveau actuel des contributions du monde agricole au financement de la politique de l'eau et des besoins de dépenses prévus dans le SDAGE pour résorber les pollutions agricoles, cette exigence de la Directive Cadre sur l'Eau n'est ainsi pas neutre car elle suppose à terme un renforcement du principe pollueur.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

En quoi ce travail a-t-il consisté ?

Les questions sur la récupération des coûts sont nombreuses et peuvent être très techniques ; pour simplifier, on peut les résumer de la façon suivante :

- quel est le prix payé pour l'eau et pour quels services ?
- est ce que le coût des services est intégralement couvert par la facture d'eau, ou est il également financé par des subventions publiques ?
- quel est le montant des investissements, et comment sont-ils financés ?
- quels sont les transferts de coûts entre les différents usagers de l'eau, quels sont les dommages subis par l'environnement ?
- quels sont les besoins de dépenses de renouvellement nécessaires à une gestion durable des équipements ?

Au-delà des résultats obtenus sur le montant des investissements, l'origine et le montant des subventions, le niveau des transferts entre usagers, les besoins de renouvellement du parc d'équipement en service, une des principales avancées a été de faire entrer le concept de récupération des coûts dans la stratégie des financeurs.

En effet, le concept de récupération des coûts a eu toute sa place dans les débats sur le financement du programme de mesures et l'Agence affirme désormais clairement dans sa stratégie de financement ce principe de récupération des coûts en se désengageant progressivement de domaines d'intervention où la facture d'eau doit mieux jouer son rôle, pour être plus présent sur des domaines d'actions comme l'hydromorphologie où les financements publics seront un levier incontournable.

I. 3 La mise à disposition d'éléments d'appréciation objectifs sur le poids économique des usages de l'eau.

Les acteurs économiques sont tentés de contester les coûteux objectifs environnementaux de la Directive Cadre avec des arguments que les analyses économiques peuvent permettre de nuancer.

Par exemple, la menace des délocalisations qui pèsent sur les entreprises françaises si les contraintes environnementales se durcissent sont ainsi souvent avancées dans les instances de bassin.

Pourtant, une analyse de la valeur ajoutée dégagée par branche industrielle, et la comparaison de cette valeur ajoutée avec le montant actuel des redevances de l'agence met en évidence que les redevances représentent entre 0.01% et 1.6% de la valeur ajoutée selon les branches industrielles.

Une augmentation des redevances de 10% ne représente ainsi que 0.001% à 0.16% de la valeur ajoutée.

La mise à disposition de tels ordres de grandeur permet d'objectiver les débats en disposant d'éléments concrets sur les contraintes potentielles des objectifs environnementaux.

Cette analyse économique des usages peut également apporter des éléments d'appréciation très utiles pour mettre en évidence le poids économique des usages tirant profit de l'atteinte du bon état.

Par exemple, sur le SAGE estuaire Gironde, le poids économique de la pêche qui dépend d'une bonne qualité des eaux de l'estuaire a été estimé à 45 millions d'euros, ce qui a permis de faire prendre conscience des enjeux économiques liés à la pêche professionnelle, et de positionner plus lisiblement cette activité à côté d'acteurs économiques importants (ex : Communauté Urbaine de Bordeaux, centrale nucléaire du Blayais, port autonome de Bordeaux)

I. 4 Des premières évaluations sur les avantages économiques du programme de mesures

Le programme de mesures a certes un coût, mais il apporte également des avantages économiques qui doivent être mieux valorisés.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

De nouvelles attentes se sont ainsi exprimées dans les instances de bassin pour une meilleure évaluation de ce que :

- pourrait rapporter la mise en œuvre des actions prévues dans le SDAGE
- coûterait l'inaction.

Au niveau national, une étude conduite par le ministère a ainsi mis en évidence que les avantages liés à la préservation des zones humides ciblées dans le grenelle de l'environnement étaient 2 à 4 fois plus importants que les coûts à engager pour les protéger.

Une étude en cours dans le bassin Adour Garonne permettra d'apporter des estimations des avantages économiques du SDAGE avec la prise en compte :

- des emplois qui sont créés ou soutenus par les mesures du SDAGE
- des usages qui sont susceptibles de tirer profit du bon état : (ex : usages de loisirs)
- des dépenses qui peuvent être évitées avec l'atteinte du bon état (ex : surcoûts de traitement évités pour la production d'eau potable, inondations évitées)
- des bénéfices non marchands liés à l'atteinte du bon état (ex : consentement à payer pour la protection des milieux aquatiques)

Dans un objectif un peu différent mais venant compléter les études permettant de donner une valeur monétaire aux avantages économiques du SDAGE, une autre étude en cours sur les eaux souterraines développe une méthode de caractérisation et de hiérarchisation des masses d'eau du district Adour Garonne au regard des bénéfices liés à l'atteinte du bon état. Dans un contexte où la question est souvent de savoir où les budgets devraient être alloués en priorité, cette étude devrait permettre sur la base d'une analyse multicritères d'identifier les masses d'eau qui généreront le plus d'avantages économiques et environnementaux.

Les différents points présentés dans cette partie mettent en évidence que le recours aux analyses économiques peut fournir des éléments d'appréciation utiles sur le coût des politiques d'intervention, leurs impacts (positifs ou négatifs) pour les acteurs économiques, ainsi que sur les circuits financiers existants. Au-delà de ces éléments de cadrage qui peuvent être utiles pour enrichir le contenu des débats au sein des instances de bassin, les analyses économiques sont susceptibles de fournir des éléments d'aides à la décision micro économique qui peuvent être très utiles aux acteurs locaux.

II. DES ELEMENTS D'AIDE A LA DECISION A DES ECHELLES MICRO ECONOMIQUES

II.1 Les analyses de coûts disproportionnés

La Directive Cadre sur l'Eau prévoit la possibilité de déroger aux objectifs de bon état dans les cas où les coûts du bon état s'avèrent disproportionnés.

Concrètement cette analyse qui doit être menée à l'échelle de la masse d'eau consiste :

- d'une part à comparer les coûts et les bénéfices attendus du bon état
- d'autre part à prendre en compte les capacités contributives des acteurs économiques concernés.

Ces analyses ont été mises en œuvre sur 4 masses d'eau dans le bassin Adour- Garonne. Compte tenu de la nouveauté de ces approches, il a été décidé de les concevoir avec l'ensemble des parties prenantes pour en faciliter la compréhension et l'acceptation.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

Exemple de résultat obtenu sur la masse d'eau de la Légère :

L'obtention du bon état des eaux sur la Légère nécessite des interventions lourdes sur le site industriel dont le coût a été estimé entre 15 et 25 millions d'euros sur 30 ans.

Même en retenant un objectif moins strict pour la Légère et en visant le bon état sur les masses d'eau avales (Berlande et Beronne), on parvient à un coût sur 30 ans compris entre 8 et 16 millions d'euros.

Face à ces coûts, quels sont les bénéfices attendus liés à l'atteinte du bon état ?

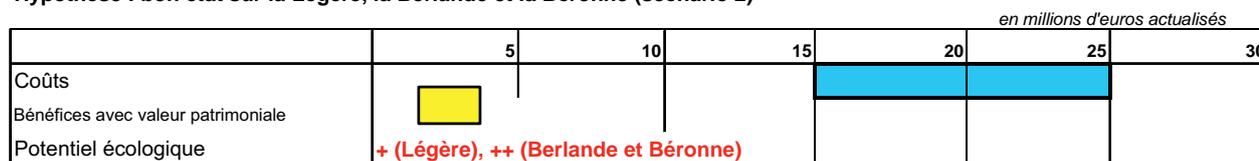
Il s'agit pour l'essentiel de bénéfices liés à la satisfaction retirés par les usagers actuels (pêcheurs, promeneurs) et par les populations vivant à proximité de ces masses d'eau.

En toute rigueur l'évaluation économique de tels bénéfices aurait nécessité une enquête sur le terrain pour évaluer les consentements à payer. Cette enquête n'ayant pu être réalisée, l'évaluation des bénéfices s'est effectuée à partir d'un transfert de valeur obtenue sur d'autres sites en France.

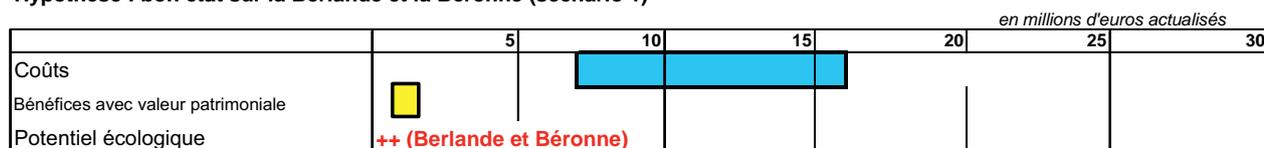
Les bénéfices ainsi estimés sont compris entre 1.3 et 3.5 millions d'euros sur 30 ans si le bon état des eaux est obtenu sur la Légère et les masses d'eau avales, et entre 0.6 et 1.4 million d'euros sur 30 ans, si l'on obtient ce bon état uniquement sur les masses d'eau avales.

Malgré les incertitudes qui subsistent sur les coûts des actions et les bénéfices attendus, la fourchette haute des bénéfices reste très nettement inférieure à la fourchette basse des coûts comme illustré dans les tableaux suivants :

Hypothèse : bon état sur la Légère, la Berlande et la Béronne (scénario 2)



Hypothèse : bon état sur la Berlande et la Béronne (scénario 1)



Sur cette base, il a été convenu de renoncer à l'objectif de bon état (sur les polluants à l'origine des perturbations, à savoir l'azote et le phosphore) sur la masse d'eau Légère ainsi que sur les deux masses d'eau avales.

Enseignements de ce travail :

Cette nouvelle démarche d'évaluation a été très bien acceptée : les acteurs économiques ont vraiment apprécié la confrontation des objectifs environnementaux, avec le coût des actions correspondantes, leurs avantages sur les milieux et leurs impacts sur les usagers de l'eau. Ce travail a nécessité le développement d'analyses beaucoup plus transversales que celles conduites habituellement, ce qui suppose de profonds changements dans les habitudes de travail ; le chiffrage précis du coût de l'atteinte du bon état a en effet supposé d'étudier de front les problématiques pollutions industrielles, domestiques, perturbations hydromorphologiques.

Le manque de données disponibles ou l'insuffisance de nos connaissances actuelles ont souvent nécessité de travailler à partir d'hypothèses qu'il était indispensable de faire partager aux différentes parties prenantes ;

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

cela signifie qu'en l'état actuel de nos connaissances, ce type d'analyse ne peut être partagé que si il est accompagné d'un effort de pédagogie et d'animation.

Les résultats obtenus pour l'estimation des coûts des actions et des bénéfices attendus comportent des incertitudes qu'il est indispensable d'afficher clairement. Ces analyses ne fournissent pas nécessairement un « résultat clef en main ». L'évaluation des bénéfices environnementaux à des échelles aussi fine se heurte à certaines limites qui peuvent déséquilibrer le bilan au profit des coûts. Par exemple, les bénéfices environnementaux sont souvent évalués à partir de consentements à payer des populations concernées par les masses d'eau étudiées. Or en zone rurale, la population étant faible, le consentement à payer est mécaniquement peu élevé alors qu'il peut y avoir des enjeux écologiques importants.

II. 2 La mise en œuvre des analyses coût efficacité

La Directive Cadre prévoyait de définir un programme de mesures à partir d'une analyse coût efficacité des actions. Concrètement, ces analyses n'ont pas été possibles à l'échelle des bassins, mais elles ont été expérimentées à des échelles plus locales.

C'est le cas de l'action test sur l'Adour où un espace de mobilité a été défini sur un tronçon du fleuve. Cet espace a été conçu pour absorber les crues du fleuve en lieu et place des travaux de restauration qui sont couramment effectués pour renforcer les berges de l'Adour et qu'il fallait régulièrement refaire après chaque crue.

Quel apport de l'analyse coût efficacité sur cette action ?

En raisonnant sur le long terme et en prenant en compte la durée de vie des équipements / aménagements des différentes alternatives, la solution « espace de mobilité » s'est avérée 2.5 fois moins coûteuse que la solution classique. Alors qu'un raisonnement comptable classique basé sur des comparaisons de dépenses à court terme mettait les 2 solutions techniques à un niveau de coût comparable.

Enseignements :

La mise en œuvre d'analyse coût efficacité fait appel à une expertise technique importante ; dans le cas de l'action test sur l'Adour, il était par exemple indispensable de pouvoir s'appuyer sur quelqu'un en capacité de préciser à quel type de crue tel type d'aménagement allait pouvoir résister. Il y'a donc derrière ces analyses économiques, un fort enjeu de mobilisation de l'expertise technique.

Le développement d'analyses coût efficacité suppose de bien appréhender l'impact des actions sur les milieux aquatiques, ce qui ne peut se faire qu'à des échelles locales. La réalisation d'analyses coût efficacité offre l'occasion d'avoir une vision à plus long terme et plus globale en prenant par exemple en compte les coûts ou les avantages induits des actions (ex, dans le cas de l'Adour, les dépenses de restauration des berges évitées en cas de crue quinquennale, décennale)

II. 3 L'évaluation des services rendus par les milieux aquatiques

Sous l'impulsion d'études nationales (rapport du centre d'analyse stratégique l'évaluation économique de la biodiversité) ou internationales (travaux conduits par la commission européenne avec le TEEB : « the economics of ecosystems and biodiversity »), l'évaluation des services rendus par les milieux naturels est de plus en plus présentée comme un moyen de s'engager dans leur gestion durable.

Dans le bassin Adour Garonne l'effort a porté sur la valorisation économique des zones humides avec la réalisation d'une étude qui s'est notamment appuyée sur 4 études de cas.

Les résultats de cette étude ont été présentés à un colloque qui a réuni plus de 200 personnes en 2009.

Cette étude a par exemple permis de montrer que si les zones humides du bassin de la Charente n'avaient pas été endommagées, les phénomènes d'accélération du ruissellement des eaux constatés depuis 20 ans auraient pu être diminués, ce qui aurait pu permettre de réduire l'impact des crues dont le coût a été estimé à 14 millions en 18 ans pour les seules villes de Cognac et de Saintes.

III. LES BESOINS ET LES PERSPECTIVES QUI SE DESSINENT POUR PROGRESSER

III.1 Des précautions à prendre pour davantage faire entrer les analyses économiques dans la prise de décision

Après avoir été ignorées pendant de nombreuses années, la prise de conscience récente que les analyses économiques pouvaient être un moyen de mieux protéger les milieux naturels est une avancée intéressante. Cet intérêt nouveau pour les analyses économiques doit maintenant trouver sa place dans la prise de décision, ce qui nécessite plusieurs précautions :

- Il est tout d'abord indispensable de clarifier ce que l'on peut raisonnablement attendre des analyses économiques selon les échelles où elles sont conduites ; vouloir évaluer des bénéfices environnementaux à de très larges échelles géographiques (bassin hydrographique, France entière) peut faire courir le risque de produire des évaluations économiques biaisées si on ne tient pas compte :
 - des problèmes méthodologiques et de sens importants posés par le transfert et l'agrégation à de larges échelles de valeurs estimées localement ;
 - que certains biens environnementaux rendent des services importants localement seulement (parce qu'il existe par exemple un usage susceptible d'en tirer profit), mais qui ont tout autant besoin de mesures de protection que des milieux remarquables.
- Il est aussi indispensable de consolider les référentiels et les connaissances nécessaires en amont ; il faut en effet avoir conscience, que malgré les avancées enregistrées depuis plusieurs années, nous ne disposons pas d'un socle de références suffisamment large sur les bénéfices environnementaux ; ainsi en l'état actuel de nos connaissances, une partie importante des bénéfices environnementaux ne peut pas être appréhendée dans les délais rapides compatibles avec les attentes des décideurs.
- De plus, les nouvelles questions posées par les évaluations économiques (ex : quelle valeur donner à la nature ?) nécessitent de mobiliser en amont des connaissances sur les processus biologiques et physiques ; or ces informations, cette expertise ne sont pas toujours disponibles immédiatement.

Il y'a ainsi un besoin urgent de :

- renforcer les connaissances et l'expertise technique sur les processus biologiques et physiques
- consolider le référentiel des bénéfices environnementaux

A défaut, la conduite d'analyse économique peut déboucher sur une prise en compte partielle des bénéfices environnementaux (ex : cas des milieux remarquables en zone rurale) ce qui peut alors conduire à des reculs en termes de protection des milieux naturels.

La mise en oeuvre d'analyses économiques orthodoxes (avec une valorisation en euros de l'ensemble des coûts et des bénéfices d'un projet) n'est pas toujours possible, ni souhaitable. En l'état de nos connaissances, il peut être utile de compléter ces évaluations en euros, par des éléments quantifiés uniquement physiquement (ex : fréquentation touristique préservée sur un site, plutôt que les gains économiques liés à une augmentation de la fréquentation touristique suite à une amélioration de la qualité de l'eau), voire par des éléments plus qualitatifs (évaluation du potentiel écologique d'un cours d'eau, en tenant compte de ses spécificités en matière d'habitats). Ces adaptations semblent d'autant plus nécessaires que les acteurs locaux partent de loin sur le sujet ; pour favoriser un meilleur partage de ces analyses, il s'avère ainsi indispensable

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

de faire cheminer progressivement les décideurs locaux et de privilégier les approches pragmatiques aux approches orthodoxes.

La conduite d'analyses économiques suppose de travailler sur des échelles temporelles plus longues qui font appel au taux d'actualisation au sujet duquel il existe des controverses. Par exemple, le rapport Stern sur le changement climatique conclut qu'il serait bien plus coûteux de ne pas agir que d'agir pour réduire le changement climatique sur la base d'un taux d'actualisation de 1.4%. En prenant un taux d'actualisation de 5.5%, on parvient à des conclusions diamétralement opposées.

Derrière ces choix techniques (quel taux d'actualisation ?) se cachent des choix de société majeurs qui doivent être clairement débattus :

- est ce qu'on considère que quelqu'un qui vit aujourd'hui doit avoir une satisfaction identique à quelqu'un qui vivra dans 200 ans ?
- est ce qu'on considère qu'un individu d'aujourd'hui n'a pas à se soucier des individus de demain, et que ce qui importe c'est de respecter les choix privés des individus d'aujourd'hui ?

L'analyse économique ne doit pas être conçue comme le moyen de donner un prix à la nature en valeur absolue, mais plutôt de comparer des scénarios contrastés, et fournir des valeurs relatives, ce qui présente tout son intérêt dans le cadre de la DCE.

Le partage des analyses économiques et leur intégration dans la prise de décision passe par le développement d'études appliquées avec le souci de présenter les résultats dans la plus grande transparence : hypothèses de travail retenues, mise en évidence des incertitudes.

III.2 Le recours à l'économie comme moyen d'action

Dans un contexte de raréfaction des ressources naturelles et financières, il est indispensable de reconsidérer le rôle que peuvent jouer les approches économiques comme moyen d'action pour faire évoluer le comportement des acteurs économiques.

Si on prend par exemple la problématique de la ressource en eau en France, on constate que les possibilités d'augmenter les quantités d'eau disponibles à moindre coût se font de plus en plus rares ; il faut donc jouer sur un autre levier en restreignant la demande, ou en encourageant les comportements vertueux et sur ce registre, il est possible de mobiliser des outils économiques (ex : taxes, quotas, rémunération pour service rendu). Même si les débats sur la taxe carbone montrent l'ampleur des difficultés, cette gestion par la demande est indispensable pour promouvoir une société plus sobre, encore faut-il qu'elle soit accompagnée par des mécanismes de redistribution pour que sobriété ne rime pas avec injustice sociale.

Références bibliographiques :

Etude du CGDD sur l'évaluation économique des zones humides – juin 2010

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/LPS62.pdf>

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Evaluation-economique-des-services.html>

Etude du centre d'analyse stratégique sur l'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes – Avril 2010

http://www.strategie.gouv.fr/IMG/pdf/04Rapport_biodiversite_28avril2009_.pdf

Site du TEEB - 2010

<http://www.teebweb.org/InformationMaterial/TEEBReports/tabid/1278/Default.aspx>

Application de la méthodologie BRGM pour l'étude des AAC des captages Grenelle de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne

**Stéphane GRANGE¹, Paul-Henri MONDAIN², Martine TROCHU³, Sandrine
AGUT⁴**

¹GINGER Environnement et Infrastructures, s.grange@gingergroupe.com

²CALLIGEE, ph.mondain@calligee.fr

³ANTEA, m.trochu@antea-ingenierie.fr

⁴Agence de l'Eau Adour-Garonne, sandrine.agut@eau-adour-garonne.fr

RESUME

Dans le cadre de la lutte contre les pollutions diffuses d'origine agricole atteignant les eaux souterraines, l'Agence de l'Eau Adour-Garonne a lancé une étude hydrogéologique de définition des Aires d'Alimentation des Captages sur 43 de ses captages « Grenelle » définis sur son territoire. Le groupement de bureaux d'études GINGER Environnement et Infrastructures, CALLIGEE et ANTEA a été mandaté pour délimiter les AAC de ces 43 captages et déterminer leur vulnérabilité intrinsèque, selon la méthodologie mise au point par le BRGM. Après un bref cadrage du contexte local et un rappel de la méthodologie BRGM, nous présentons les principaux résultats obtenus dans des contextes hydrogéologiques très différents recouvrant les grands types d'aquifères continus et discontinus. La diversité des milieux rencontrés nous amène à faire un certain nombre de remarques sur l'application et l'adaptation de la méthodologie, tant pour la définition des AAC, que pour la prise en compte de leur vulnérabilité intrinsèque. L'illustration est faite à partir de quelques cas d'étude choisis parmi les captages étudiés.

INTRODUCTION

La directive 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, fixe des objectifs à atteindre en 2015 pour une reconquête de la qualité de la ressource en eau potable. En droit français, la loi sur l'eau et sur les milieux aquatiques du 30 décembre 2006 a renforcé les dispositifs de la gestion de la ressource en créant des zones de protection quantitative et qualitative des aires d'alimentation des captages (AAC) pour lutter contre les pollutions diffuses d'origine agricole et non agricole.

Dans le cadre du Grenelle de l'environnement (Grenelle I) un classement des captages prioritaires, pour la mise en place d'actions destinées à reconquérir la qualité des eaux, a été réalisé sur l'ensemble du territoire français. 507 captages ont ainsi été classés comme prioritaires.

Sur le bassin Adour-Garonne, les services de l'Etat ont sélectionné 43 captages jugés prioritaires en raison de la présence de nitrates et/ou de pesticides. L'Agence de l'Eau a donc décidé d'engager les études pour la délimitation du bassin d'alimentation et la caractérisation de la vulnérabilité aux pollutions diffuses de ces 43 captages. Dans ce contexte, le groupement ANTEA-CALLIGEE-GINGER a été mandaté pour réaliser ces études dont les objectifs sont :

- Collecter et valider l'ensemble des données disponibles, en particulier celles utilisées pour les études préalables à l'établissement des périmètres de protection ;
- Déterminer les données complémentaires à acquérir pour permettre de délimiter le bassin d'alimentation de chaque captage ;
- Définir précisément l'aire d'alimentation des captages prioritaires ;
- Cartographier leur vulnérabilité intrinsèque vis-à-vis des pollutions diffuses.

La présente note concerne notre retour d'expérience sur l'application de la méthodologie proposée dans le guide édité par le BRGM pour la détermination des aires d'alimentation des captages et la détermination de leur vulnérabilité intrinsèque dans le bassin Adour-Garonne (Vernoux et al., 2007).

I. Rappel sur la méthodologie de détermination des aires d'alimentation et de leur vulnérabilité intrinsèque dans le bassin Adour Garonne

I.1 Les grandes étapes de la méthodologie employée³

La typologie de l'aquifère

La délimitation des bassins d'alimentation des captages (BAC), (ou aires d'alimentation des captages (AAC)⁴) et la caractérisation de leur vulnérabilité ont nécessité la définition d'une méthodologie commune à l'échelle nationale afin d'assurer la cohérence et la hiérarchisation des programmes d'actions qui devront être mis en œuvre.

En premier lieu, les données acquises pour renseigner l'étude géologique et hydrogéologique doivent permettre de définir la typologie de l'aquifère étudié : aquifère continu, aquifère discontinu fissuré ou aquifère discontinu karstique. La méthode qui sera appliquée dépend de ce classement.

La typologie de l'aquifère peut être définie par des critères de différentes natures tels que par exemple la lithologie, la densité de fracturation en milieu fissuré, le débit d'un exutoire et sa variabilité ainsi que celle de la température et de la conductivité de l'eau, les fluctuations piézométriques, les perméabilités, etc... Le guide méthodologique a rassemblé les principaux critères dans un tableau d'aide à la caractérisation des aquifères. Pour chaque critère listé, le tableau donne trois niveaux de caractérisation selon la typologie (Tabl. 1).

Ce modèle de tableau a été repris pour chaque captage prioritaire du bassin Adour-Garonne, afin d'identifier, sur la base des données existantes, les critères déterminants permettant de caractériser la typologie de l'aquifère. Dans le cas d'aquifères mixtes (karst alimentant une nappe alluviale par exemple), il sera différencié la portion de BAC correspondant à chaque aquifère ; les méthodes correspondant aux deux types d'aquifères seront combinées.

³ - Pour plus de détails se référer au guide méthodologique publié par le BRGM (Vernoux et al., 2007)

⁴ - En réalité la notion d'AAC est assez souvent utilisée au pluriel (Aires d'Alimentation de Captage) car elle se réfère à deux aires distinctes :

- d'une part la P.N.A.C. (Portion de la Nappe Alimentant le captage), c'est-à-dire la portion de la zone saturée de l'aquifère capté représentant l'ensemble des molécules d'eau qui aboutiront inévitablement au captage ;

- d'autre part le B.A.C. (Bassin d'Alimentation de Captage) qui est le lieu des points de la surface du sol qui participent à l'alimentation de la PNAC, et par voie de conséquence à celle du captage.

Selon le contexte géologique, ces deux aires ne sont pas nécessairement strictement superposées.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

formation	roches sédimentaires, socle altéré	<input type="checkbox"/>	roches sédimentaires et métamorphiques, socle	<input type="checkbox"/>	roches sédimentaires	<input type="checkbox"/>
lithologie	calcaire, sables, grès, craie, arène granitique	<input type="checkbox"/>	calcaire, grès, craie, granite, schistes, gneiss	<input type="checkbox"/>	calcaire, dolomie, craie, calcaires marneux	<input type="checkbox"/>
structure	milieu poreux homogène ou fissuré homogène	<input type="checkbox"/>	milieu hétérogène : présence de discontinuités délimitant des blocs avec réseaux de fractures	<input type="checkbox"/>	structure karstique ; milieu très hétérogène : réseau de drainage souterrain	<input type="checkbox"/>
géomorphologie	absence de zones d'infiltration préférentielles	<input type="checkbox"/>	présence de zones d'infiltration préférentielle, d'érosion le long de fractures ou d'ouverture importante des systèmes de discontinuité	<input type="checkbox"/>	Présences de zones d'infiltration préférentielles : dolines, gouffres, avens, pertes en rivières, bétoires	<input type="checkbox"/>
taille du bassin versant souterrain	Variable : pouvant atteindre plusieurs dizaines de km ²	<input type="checkbox"/>	généralement de petite taille : quelques km ²	<input type="checkbox"/>	Variable : pouvant atteindre plusieurs dizaines à centaines de km ²	<input type="checkbox"/>
débit de production	moyen élevé : 30 à 200 m ³ /h	<input type="checkbox"/>	faible : < 5 m ³ /h	<input type="checkbox"/>	peut-être très élevé : 1000 m ³ /h	<input type="checkbox"/>
fluctuations de débit (source)	faibles	<input type="checkbox"/>	fortes	<input type="checkbox"/>	très fortes, réponse impulsionnelle à un épisode pluvieux	<input type="checkbox"/>
	stable	<input type="checkbox"/>	variations importantes au cours du cycle hydrologique	<input type="checkbox"/>	variations importantes au cours du cycle hydrologique	<input type="checkbox"/>
température	stable	<input type="checkbox"/>	variations importantes au cours du cycle hydrologique	<input type="checkbox"/>	variations importantes au cours du cycle hydrologique	<input type="checkbox"/>
conductivité	stable	<input type="checkbox"/>	variations importantes au cours du cycle hydrologique	<input type="checkbox"/>	variations importantes au cours du cycle hydrologique	<input type="checkbox"/>
hydrochimie	stable	<input type="checkbox"/>	variations importantes au cours du cycle hydrologique	<input type="checkbox"/>	variations importantes au cours du cycle hydrologique	<input type="checkbox"/>
turbidité	rare	<input type="checkbox"/>	possible après fortes pluies	<input type="checkbox"/>	possible après fortes pluies	<input type="checkbox"/>
surface piézométrique	relativement plane	<input type="checkbox"/>	souvent corrélée à la surface topographique	<input type="checkbox"/>		
variation du niveau piézométrique	fluctuations annuelles faibles à moyennes	<input type="checkbox"/>	fluctuations annuelles faibles	<input type="checkbox"/>	hétérogène en fonction des vides regroupés ; mise en charge rapide, plusieurs dizaines de mètres	<input type="checkbox"/>
infiltration	lente	<input type="checkbox"/>	mixte : rapide au niveau des discontinuités principales et lente ailleurs	<input type="checkbox"/>	mixte : très rapide au niveau des pertes ; et diffuse et lente ailleurs	<input type="checkbox"/>
perméabilité	variable mais généralement < 0.1 m/s	<input type="checkbox"/>	mixte : forte au niveau des fractures, faible ailleurs	<input type="checkbox"/>		
porosité	d'interstices ; comprise entre 5 et 30 %	<input type="checkbox"/>	double porosité : interstices et fractures ; porosité d'interstices très faible : < 5%	<input type="checkbox"/>	double porosité : interstices et drains ; porosité d'interstices très faible : < 5%	<input type="checkbox"/>
	globalement faible : < 1m/ jour	<input type="checkbox"/>	importante : de 1 m/j à 1 m/h	<input type="checkbox"/>	très importante : 10-50 m/h à 100 m/h	<input type="checkbox"/>
vitesse de transit essai de traçage	dispersion du pic sur une longue période	<input type="checkbox"/>	taux de restitution élevé et pic peu dispersé dans le temps en fonction du degré de connexion hydraulique	<input type="checkbox"/>	taux de restitution élevé et pic peu dispersé dans le temps	<input type="checkbox"/>
	peut-être important sauf dans les alluvions	<input type="checkbox"/>	mélange d'eaux à temps de résidence court et long	<input type="checkbox"/>	court de manière générale, fonction de l'inertie du système (quelques jours à quelques mois)	<input type="checkbox"/>
						
	continu	<input type="checkbox"/>	discontinu fissuré	<input type="checkbox"/>	discontinu karstique	<input type="checkbox"/>

Tableau 1 - Synthèse des critères pour la détermination de la typologie de l'aquifère

Cartographie de la vulnérabilité intrinsèque

La méthode préconisée par le guide méthodologique varie en fonction de la typologie de l'aquifère considéré. Ainsi pour chaque type d'aquifère, les critères retenus pour la détermination de la vulnérabilité sont les suivants (Tabl. 2).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Type d'aquifère	Paramètre	Abréviation	Poids (%)
Aquifère continu (Méthode DRASTIC)	Pluie efficace	P	10
	Protection (Sol)	S	25
	Infiltration/ efficace (IDPR)	I	30
	Epaisseur zone non saturée	H	20
	Perméabilité aquifère	K	15
Aquifère discontinu fissuré (Méthode DISCO)	Protection (Sol)	S	20
	Infiltration efficace (IDPR)	I	30
	Discontinuité	D	50
Aquifère discontinu karstique (Méthode RISKE)	Infiltration	I	50
	Roche	R	30
	Karstification	K	10
	Protection (Sol ou Epikarst)	S ou E	10

Tableau 2 - Critères de détermination de la vulnérabilité de l'AAC (d'après Vernoux et al., 2007)

I.1 Spécificités géologiques et hydrogéologiques des captages prioritaires du bassin Adour-Garonne

Le bassin Adour-Garonne, de par sa taille et sa diversité géologique et hydrogéologique, constitue un territoire idéal pour appliquer la méthodologie de lutte contre les pollutions diffuses à travers des études de cas très diverses.

La carte de la Figure 1 localise les 43 captages que nous avons étudiés dans le bassin Adour-Garonne. Les résultats obtenus sont issus pour chaque captage de la prise en compte des différents critères présentés dans le tableau 1, sur la base des données bibliographiques collectées (tout particulièrement celles issues des études préalables à la délimitation des périmètres de protection) et d'études complémentaires qui se sont avérées nécessaires pour préciser certains critères (pompages d'essai, géophysique, pédologie, traçages ...).

II. Les spécificités liées à la typologie et à la caractérisation des aquifères

II.1 La délimitation de l'aire d'alimentation et des zones vulnérables

La délimitation de l'aire d'alimentation (AAC ou BAC) est la seconde étape de ce travail. Il s'agit aussi de l'étape la plus importante, car de ce choix dépend l'importance de l'aire sur laquelle une caractérisation de la vulnérabilité sera faite. A la différence des périmètres de protection des captages d'eau potable au titre du code de la Santé Publique, l'objectif *in-fine* n'est pas de protéger le captage contre les pollutions accidentelles, mais de restaurer la qualité de l'eau en luttant contre les pollutions diffuses. On ne se contentera donc pas de retenir uniquement une zone vulnérable située à proximité du captage, mais on prendra en compte l'ensemble des zones vulnérables contenues sur la superficie qui est susceptible de contribuer à l'alimentation du captage.

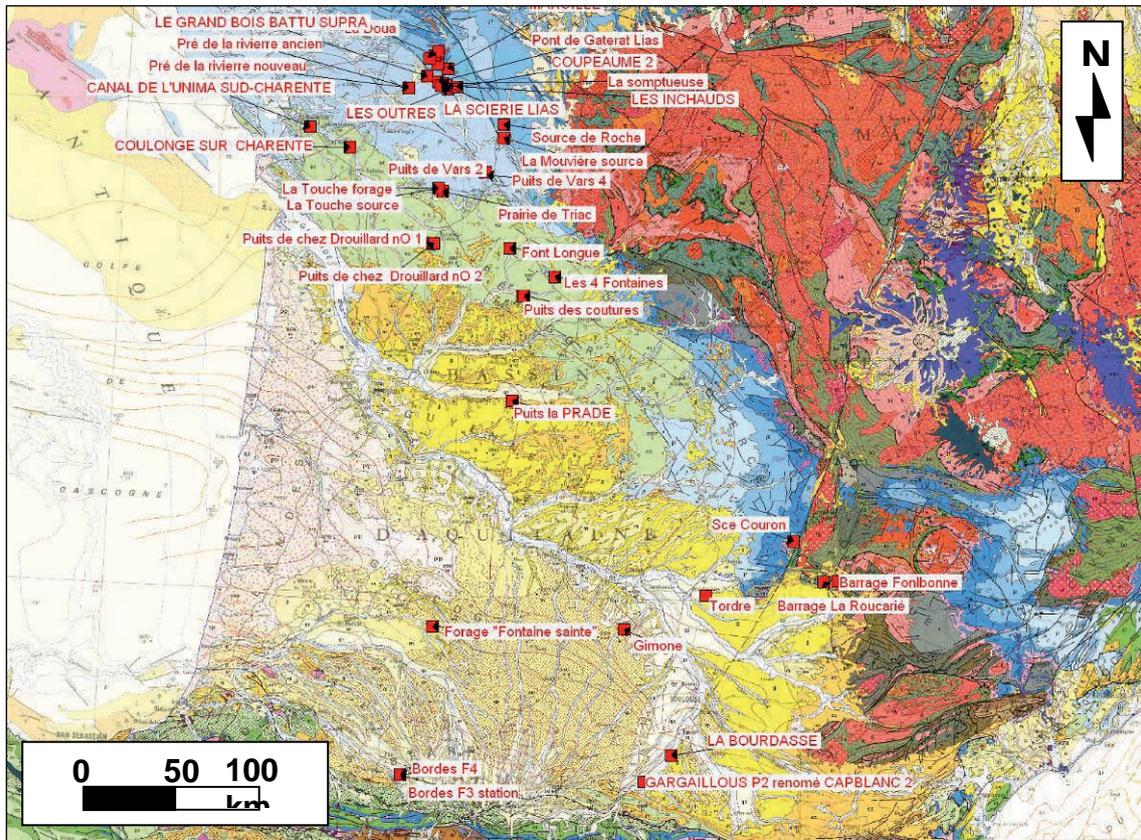


Figure 1 - Localisation des captages étudiés (sur fond de la carte géologique de la France, BRGM)

II. 2 Le cas des aquifères mixtes ou superposés

Dans de nombreux cas de figures, il n'est pas possible de considérer un aquifère homogène continu fissuré ou karstique, mais un aquifère mixte présentant plusieurs composantes.

Le cas des aquifères alluviaux avec réalimentation

Ce cas de figure se retrouve dans de nombreuses nappes alluviales qui sont réalimentées, soit par un coteau plus ou moins perméable, soit par le réseau hydrographique. Se pose alors la question de la prise en compte ou non des coteaux dans le BAC.

Dans le cas des aquifères alluviaux du bassin Adour-Garonne, selon les cas, les coteaux ont été intégrés ou non dans le BAC. Le choix dépend du contexte hydrogéologique et de la part attribuable au coteau dans la recharge de l'aquifère. Si les coteaux sont intégrés dans le BAC, la caractérisation de la vulnérabilité intrinsèque du milieu fera le contrepoint de l'intégration du coteau dans le BAC. On imagine en effet un coteau peu perméable, ayant un faible rôle dans la réalimentation et donc une vulnérabilité intrinsèque faible. L'exemple présenté ci-dessous illustre l'analyse hydrogéologique détaillée qui doit être réalisée préalablement à la définition du BAC prenant en

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

compte toutes les composantes de l'hydrosystème. L'expérience de l'hydrogéologue joue ici un rôle prépondérant.

Le puits de la Prade (08294X0009/P) situé sur la commune de Saussignac (24) capte la nappe d'accompagnement de la Dordogne contenue dans des alluvions de nature sablo-graveleuse. Cet aquifère a une typologie de milieu poreux continu avec une piézométrie assez plane et une bonne productivité de l'ordre de 35 m³/h. Il contient une nappe libre. Le fonctionnement hydrogéologique peut être décrit de la manière suivante

- Alimentation par la pluie sur la surface du bassin d'alimentation et par les limites de l'aquifère (limite amont de la nappe alluviale) ;
- Infiltration des eaux météoritiques à travers des limons peu perméables, puis dans des graves perméables ;
- Ecoulement souterrain avec faible gradient hydraulique suivant une direction Est-Sud-Est à Ouest-Nord-Ouest, direction imposée par l'écoulement de la Dordogne drainant la nappe en aval et qui s'écoule vers l'Ouest ;
- L'écoulement en profondeur est limité par les formations molassiques de l'Eocène qui forment le substratum imperméable de l'aquifère alluvial.

Les principaux apports d'eau sont les suivants :

- Les précipitations efficaces sur l'aquifère, qui constituent la recharge nette de la nappe, concernent une surface de 68 ha ;
- L'apport aux limites du BAC par l'écoulement naturel de la nappe écoulement depuis la limite de l'aquifère à l'Est.

L'extension de l'aire d'alimentation du captage, et en premier lieu de la PNAC, a été déterminé à partir de l'aire d'appel induite par les pompages sur les captages existants. Le prélèvement sur un forage agricole voisin qui n'a qu'une influence temporaire sur la nappe n'a pas été pris en compte dans la délimitation du BAC.

Concernant les apports d'eau extérieurs :

- Le ruissellement de l'eau provenant des coteaux, au Sud, est principalement collecté par des fossés en bordure de route, la proportion d'eau s'infiltrant est négligeable face au volume apporté par la recharge de la nappe et les écoulements souterrains en limite amont ;
- Le ruisseau du Marmant (issu du coteau et s'écoulant suivant la pente vers le Nord) contribue à l'alimentation de la nappe, toutefois cette alimentation reste négligeable en raison de sa faible capacité hydraulique et du contexte géologique (limons argileux) ;
- Le ruisseau du Moiron (issu du coteau et s'écoulant suivant la pente vers le Nord, puis vers l'Est) est sec à l'étiage de la nappe. De plus, compte tenu de sa géométrie et du contexte géologique, le débit de fuite pouvant contribuer à alimenter la nappe est considéré comme nul.

Les apports extérieurs par les coteaux et les ruisseaux par infiltration étant réduits, ils ne seront donc pas pris en compte dans le BAC. En l'absence d'apports et d'exportations notables, la délimitation du BAC correspond donc à la projection de la PNAC à la surface du sol (Fig. 2 et 3, BAC=PNAC).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

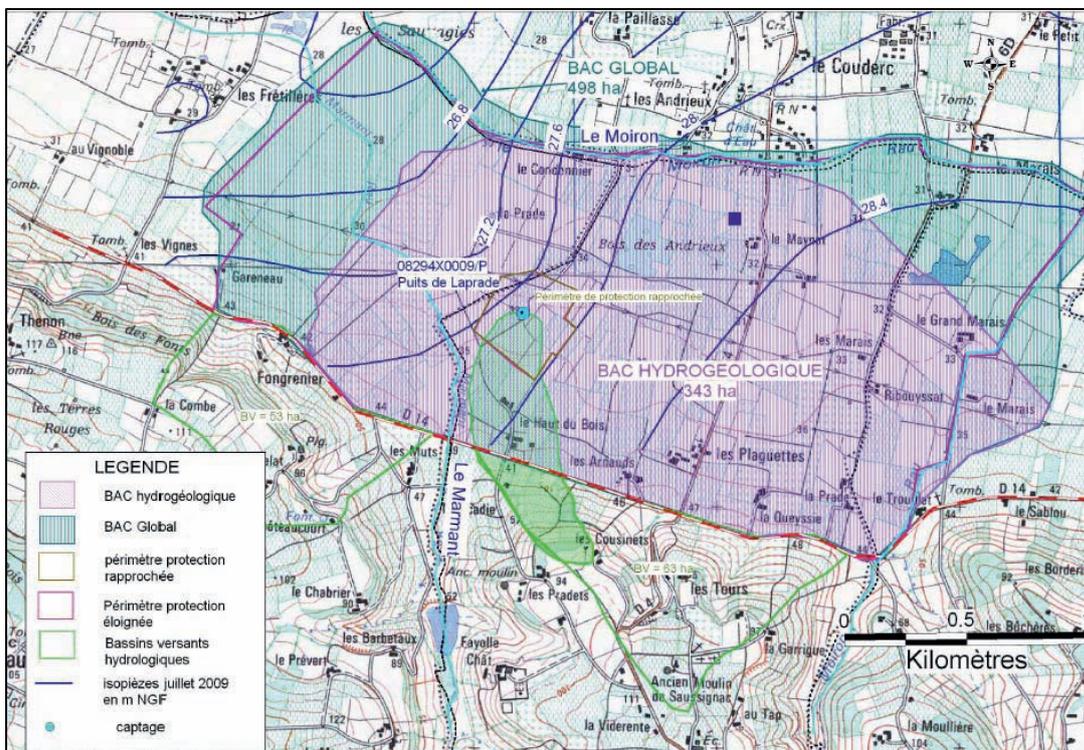


Figure 2 - Délimitation du BAC du puits de la Brade

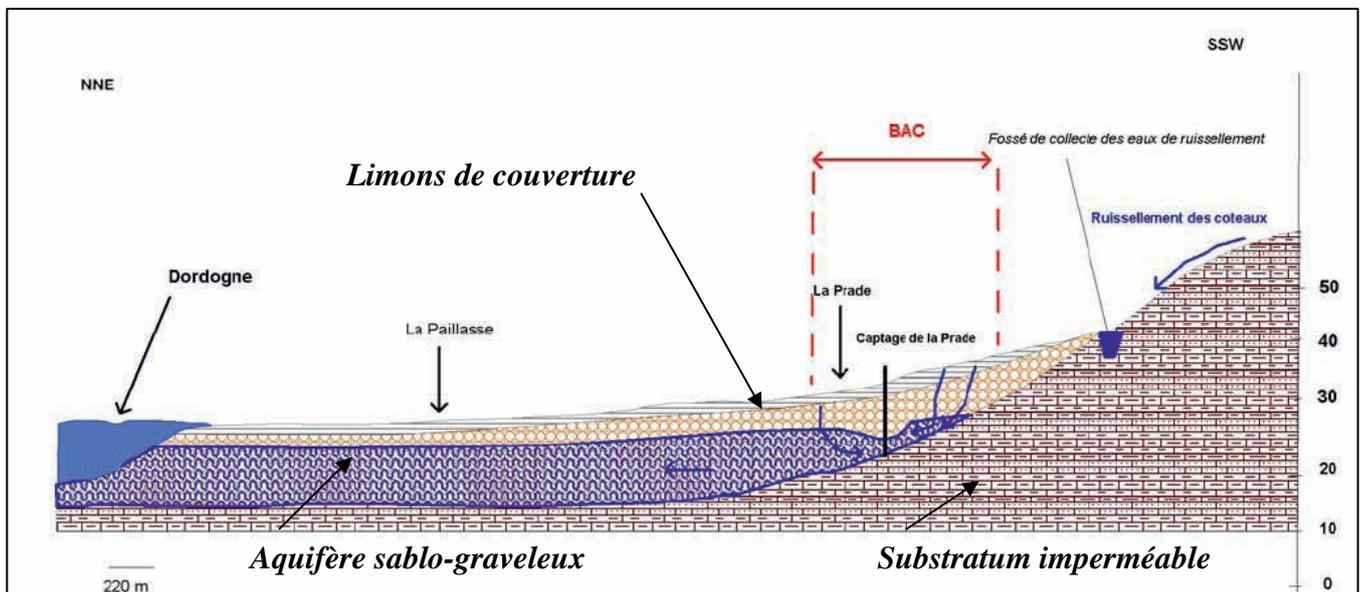


Figure 3 - Coupe hydrogéologique passant par le captage de la Prade

Les aquifères superposés réalimentés par drainance

Les captages voisins de la « Scierie-Supra » (06367X0141/2) et de la « Scierie-Infra » (06367X0136/136), sur le commune de Fontenille-Saint-Martin-d'Entraigues (79), captent respectivement l'aquifère du Dogger et l'aquifère du Lias. Ils sont implantés à une dizaine de

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

mètres au Sud de la faille Nord-Boutonne, qui par son rejet, met en communication les deux aquifères (Fig. 4).

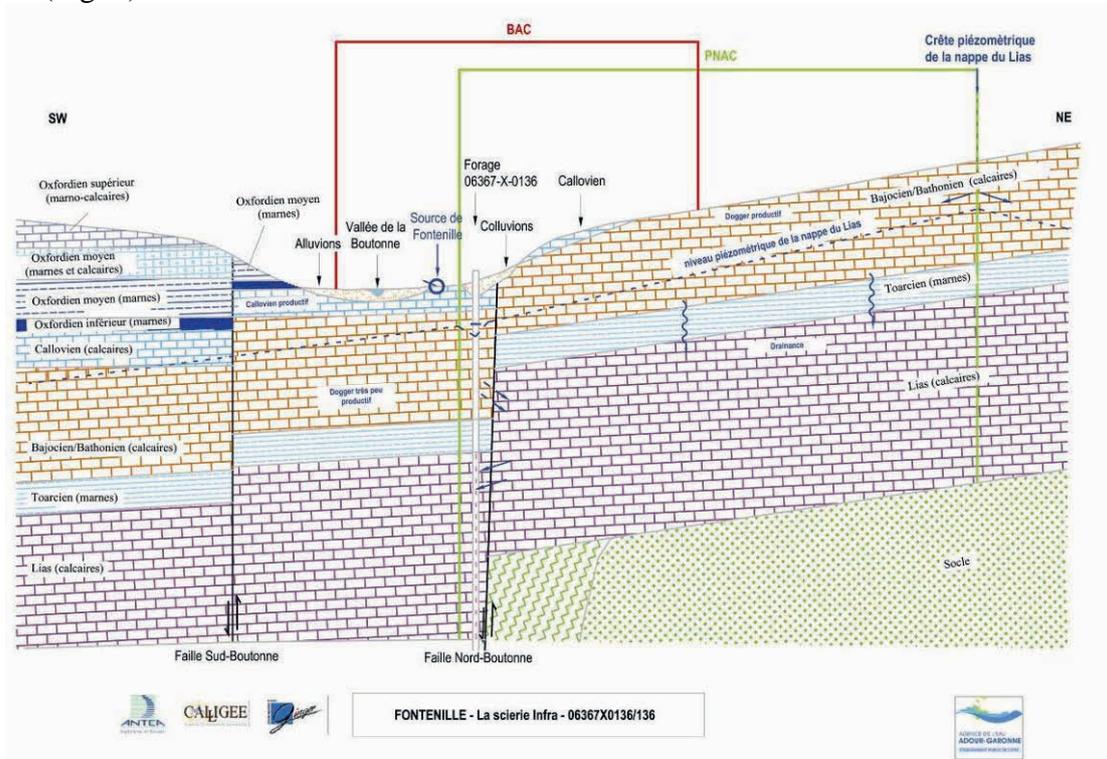


Figure 4 - Coupe hydrogéologique passant par les captages de Fontenille-St-Martin-d'Entraigues

Des essais de pompage ont démontré l'existence de cette communication : tout pompage dans l'un des captages influence la piézométrie de l'autre, et réciproquement. Ces essais ont permis d'évaluer à $19 \text{ m}^3/\text{s}$ le débit de drainance alimentant la nappe du Lias à partir de celle du Dogger, soit une contribution de près de 53% du débit prélevé.

Par ailleurs les données hydrochimiques attestent aussi d'une contamination fugace (pics isolés montant entre 30 et 60 mg/l) des eaux peu chargées en nitrates de la nappe du Lias (10 mg/l) par des eaux plus nitratées (50 à 60 mg/l) en provenance de la nappe sus-jacente du Dogger.

La nappe du Lias est captive sous les marnes toarciennes et possède un comportement qui l'assimile à celui d'un aquifère de type continu. Dans ce cas, en application du guide méthodologique, la PNAC du captage est déterminée à partir de l'aire d'appel induite par son exploitation (méthodes de Sauty, Wissling ou de Monte-Carlo). Mais jusqu'où doit-on faire remonter en amont la limite de l'AAC, dans la mesure où nous sommes en présence d'une nappe captive ? Doit-elle s'arrêter à la crête piézométrique régionale qui délimite les systèmes aquifères drainés vers le Sud, de ceux qui le sont vers le Nord ? Ou bien doit-elle remonter jusqu'à 35 à 40 km vers le Nord/Nord-Est, jusqu'aux zones d'affleurement de l'aquifère où il est réalimenté par les précipitations ?

En réalité, la relativement faible superficie de l'impluvium de l'aquifère du Lias ne peut rendre compte des volumes prélevés artificiellement ou écoulés naturellement au sein de cet aquifère. Son alimentation par drainance à l'échelle régionale est indéniable.

Compte tenu de ces modalités d'alimentation de la nappe du Lias (zones d'affleurement lointaines) et du caractère captif de la nappe (sous 10 m de marnes toarciennes), le captage de la Scierie Infra

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

ne devrait pas faire l'objet d'une délimitation de BAC. Cependant, les problèmes de qualité mis en évidence sur le captage ont pour origine une alimentation par l'aquifère du Dogger sus-jacent (faille, drainance, ouvrages agricoles mal conçus). Par conséquent, une toute autre solution a été retenue pour délimiter l'AAC du captage. Il est en effet apparu pertinent d'attribuer au captage de la Scierie Infra le bassin versant hydrogéologique délimité pour le captage de la Scierie Supra. Ainsi, les mesures visant à améliorer la qualité de l'eau de l'aquifère du Dogger, au droit du captage de la Scierie Supra, permettront indirectement d'améliorer celle de la nappe du Lias captée sur le même site (fig.5).

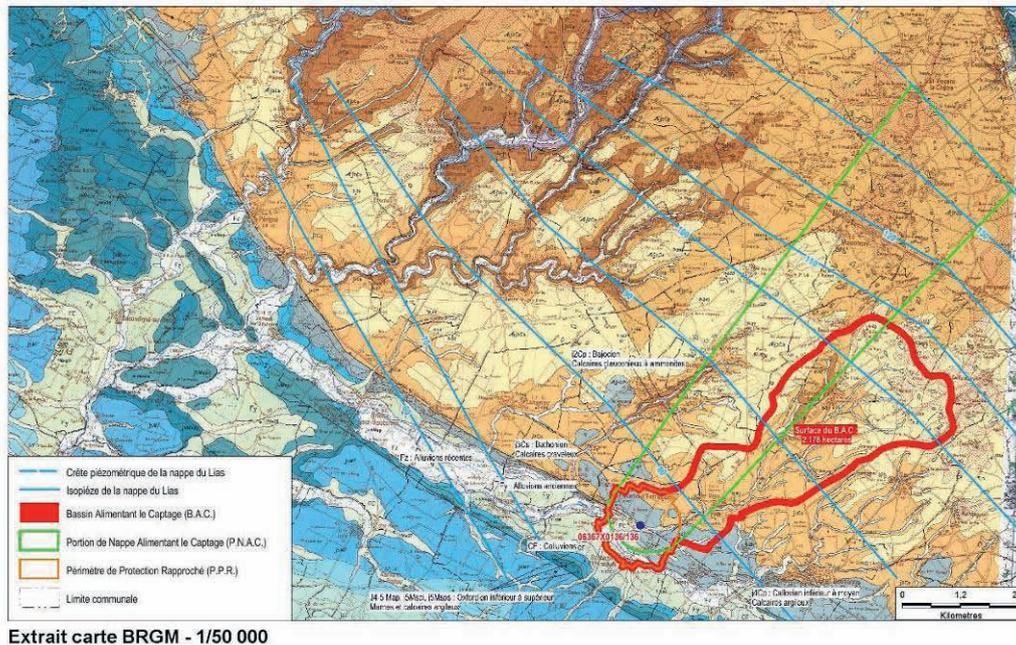


Figure 5 - Délimitation de la PNAC et du BAC du captage de la Scierie infra

III. Les spécificités liées à la caractérisation de l'AAC et de sa vulnérabilité

III. 1 La représentativité des moyens et des critères

La définition de l'AAC

Toutes les observations faites sur les captages prioritaires du bassin Adour-Garonne nous montrent l'importance de la compréhension hydrogéologique des sites étudiés. Se pose une question fondamentale : quels moyens avons-nous pour réaliser les études ? Dans le bassin-Adour-Garonne, une phase préliminaire a été réalisée en concertation avec l'Agence de l'Eau pour classer les captages en fonction des données disponibles.

Dans tous les cas de figures, il est nécessaire d'avoir un minimum de connaissance sur le fonctionnement hydrogéologique local avant même les investigations pour les orienter au mieux.

Le document de base est le plus souvent l'étude hydrogéologique préalable à la visite de l'hydrogéologue agréé, et le rapport hydrogéologique de ce dernier.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Le tableau 3 montre des exemples d'investigations mises en œuvre préalablement à la définition des BAC et leur vulnérabilité intrinsèque dans le bassin Adour-Garonne. Ces investigations se distinguent selon la typologie de l'aquifère et sont ensuite adaptées au contexte local.

Typologie de l'aquifère	Investigations pour la définition de l'AAC	Difficulté
Continu	Inventaire des puits Piézométrie Essai de pompage	Conditions piézométrique au moment des investigations Pompages agricoles parasites Nombre de points d'observation
Discontinu fissuré	Géophysique Photo aérienne Piézométrie	Conditions piézométrique au moment des investigations Pompages agricoles parasites Nombre de points d'observation
Discontinu karstique	Inventaires de sources Suivi des débits à l'exutoire Géomorphologie Traçages	Nombre des points d'injection/restitution Conditions météorologiques lors des investigations

Tableau 3 - Moyens d'investigations

Une fois le programme d'investigation validé, se pose alors une question de fond sur l'adaptation des moyens aux conditions hydrogéologiques. En particulier, une des difficultés à laquelle nous avons dû faire face est la période à laquelle devaient être réalisées les investigations compte tenu des délais serrés de réalisation de l'étude. Les conditions hydrogéologiques de réalimentation de l'aquifère peuvent en effet varier au cours de l'année. Les hautes eaux représentent généralement les cas à prendre compte car c'est à cet endroit que se manifeste la réalimentation par les coteaux. De même, les pertes des cours d'eau en milieu karstique sont variables en fonction des conditions hydrologiques du cours d'eau. En condition de basses eaux estivales, se pose le problème des pompages parasites agricoles. De même les basses eaux estivales ne constituent pas la période la plus propice à la réalisation de traçages pour délimiter un BAC.

La représentativité des critères suivant la taille des AAC

Concernant le milieu poreux, la détermination de la vulnérabilité à l'échelle des bassins versants montre une homogénéité en raison d'un nombre de points de mesure réduits (perméabilité, sondages sols) et des grandeurs d'intervalles qui lissent les résultats.

Le paramètre infiltration calculé à partir de l'IDPR⁵ n'est pas adapté dans la majeure partie des cas traités en nappe alluviale et en milieu fissuré lorsque les bassins sont réduits, quand il y a des canaux (résultats aberrants). Les calculs par IDPR dans ces cas peuvent donner une infiltration réduite lorsque la pente est faible ce qui n'est pas cohérent. En conséquence, l'infiltration peut être caractérisée à partir des abaques utilisés habituellement pour la définition du coefficient de ruissellement, la pente est alors un paramètre important.

⁵ L'IDPR, l'Indice de Développement et de Persistance des Réseaux (IDPR) permet de prendre en compte de façon indirecte la capacité intrinsèque de la formation à laisser infiltrer ou ruisseler l'eau de pluie.

Dans les milieux karstiques, les aires d'alimentation sont le plus souvent plurikilométriques. Se pose alors la question de la représentativité du choix des critères de vulnérabilité et de la connaissance du réseau karstique.

III. 2 La prise en compte des périmètres de protection

Cette question est fondamentale puisque les captages prioritaires étudiés sont pour la majorité pourvus de leur propre périmètre de protection. Deux cas de figures peuvent se produire :

- Les périmètres de protection du captage sont totalement inclus dans le BAC ;
- Les périmètres de protection de captage sortent du BAC.

Le premier cas est tout à fait compréhensible et acceptable, puisque l'hydrogéologue agréé a défini ces périmètres pour protéger le captage contre les pollutions accidentelles. En ce sens, il n'a pas obligation à prendre l'ensemble du BAC du captage.

Le second cas de figure est plus délicat, dans la mesure où la définition du BAC peut remettre en cause les tracés des périmètres de protection.

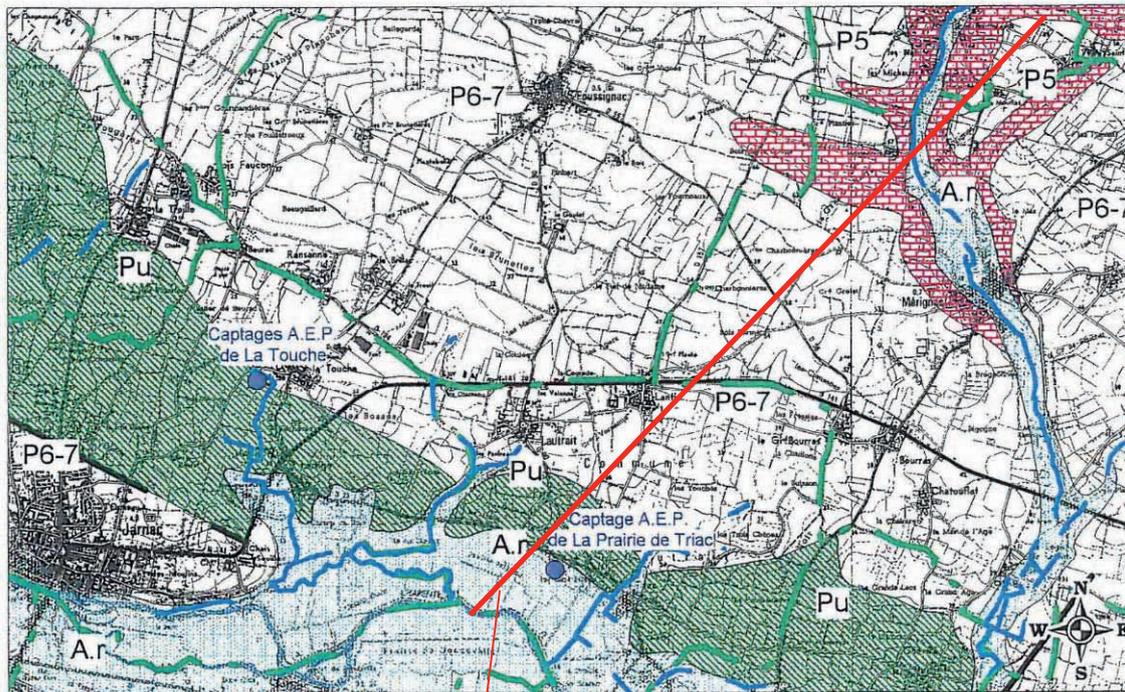
Le guide méthodologique précise que les périmètres de protection de captages doivent être intégrés dans les BAC. Dans certains cas de figure, on se retrouve à définir des BAC plus importants que ce qu'ils ne le sont réellement en intégrant les périmètres existants.

Notre étude n'avait pas pour vocation de redéfinir ces périmètres. Cependant, les investigations qui ont été mises en œuvre ont permis d'améliorer la vision de l'hydrogéologie locale. Certains périmètres peuvent parfois être relativement anciens et ces données nouvelles n'étaient pas en possession de l'hydrogéologue agréé lorsqu'il a rendu ses conclusions.

Dans l'esprit des gens, il paraît délicat de remettre en cause ces périmètres qui impliquent des contraintes réglementaires au niveau du périmètre de protection immédiate et rapprochée, acceptées (non sans mal parfois) par la population, parfois depuis plusieurs années. La cohésion de la démarche nous impose d'intégrer les périmètres de protection dans les BAC, mais nous adaptons la vulnérabilité de cette zone en fonction de la réalité hydrogéologique pour éviter que soient appliquées des contraintes lourdes sur ces zones dans le cadre des plans d'action.

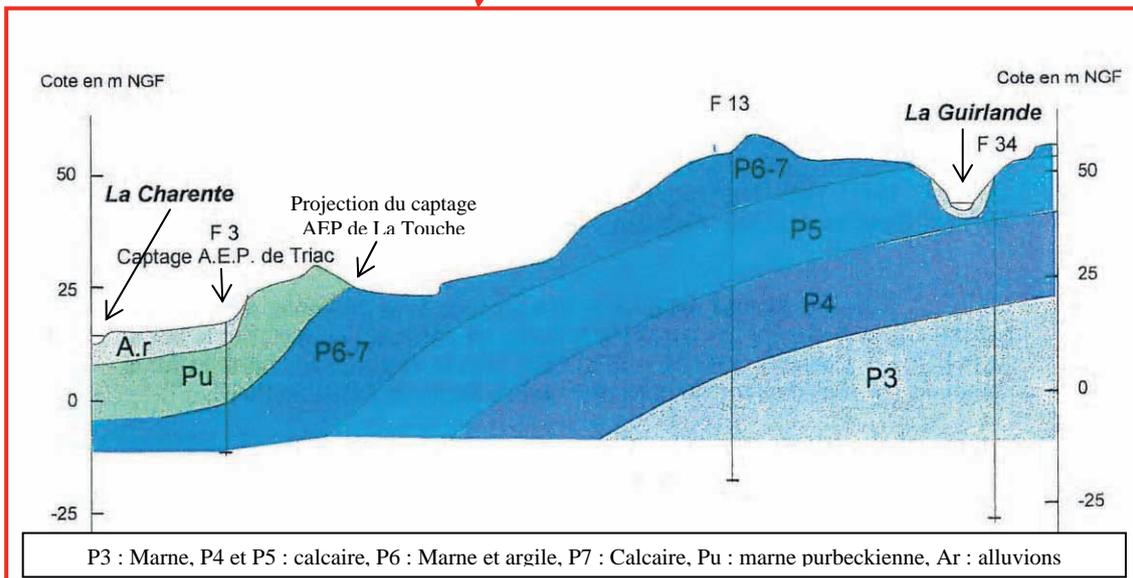
Dans l'exemple qui suit, nous étudions deux groupes de captages charentais, une source de débordement et un forage sur la commune de Jarnac (Source de la Touche 0783X0100/82, forage de la Touche 0783X0046/TOUCHE) et un forage sur la commune de Triac-Lautrait (forage de la Prairie de Triac 0783X043/F3S0) (fig.6 et 7). Ce dernier capte l'aquifère karstique du Portlandien sous les marnes purbeckiennes, épaisses et réputées imperméables. La nappe est en charge et est en limite d'artésianisme. La totalité de la zone où sont présentes les marnes, du fait de leur capacité intrinsèque de protection, n'appartient pas au BAC et n'est naturellement pas vulnérable vis-à-vis des pollutions diffuses. Nous avons par ailleurs dû agrandir le BAC pour intégrer les périmètres de protection des captages qui s'étendaient sur les affleurements marneux. La zone correspondant aux marnes a en conséquence été volontairement déclassée en vulnérabilité très faible.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »



d'après H. NADAUD - 1987 -

A.r. : Alluvions récentes Pu : Purbéckien P6-7 : Portlandien unités P6-P7 P5 : Portlandien unité P5



P3 : Marnes, P4 et P5 : calcaires, P6 : Marnes et argiles, P7 : Calcaires, Pu : marnes purbeckiennes, Ar : alluvions

Géoaquitaine

0 500 1000 m

Figure 6 - Contexte hydrogéologique des captages de Jarnac et Triac (d'après document GEOAQUITAINE, complété)

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

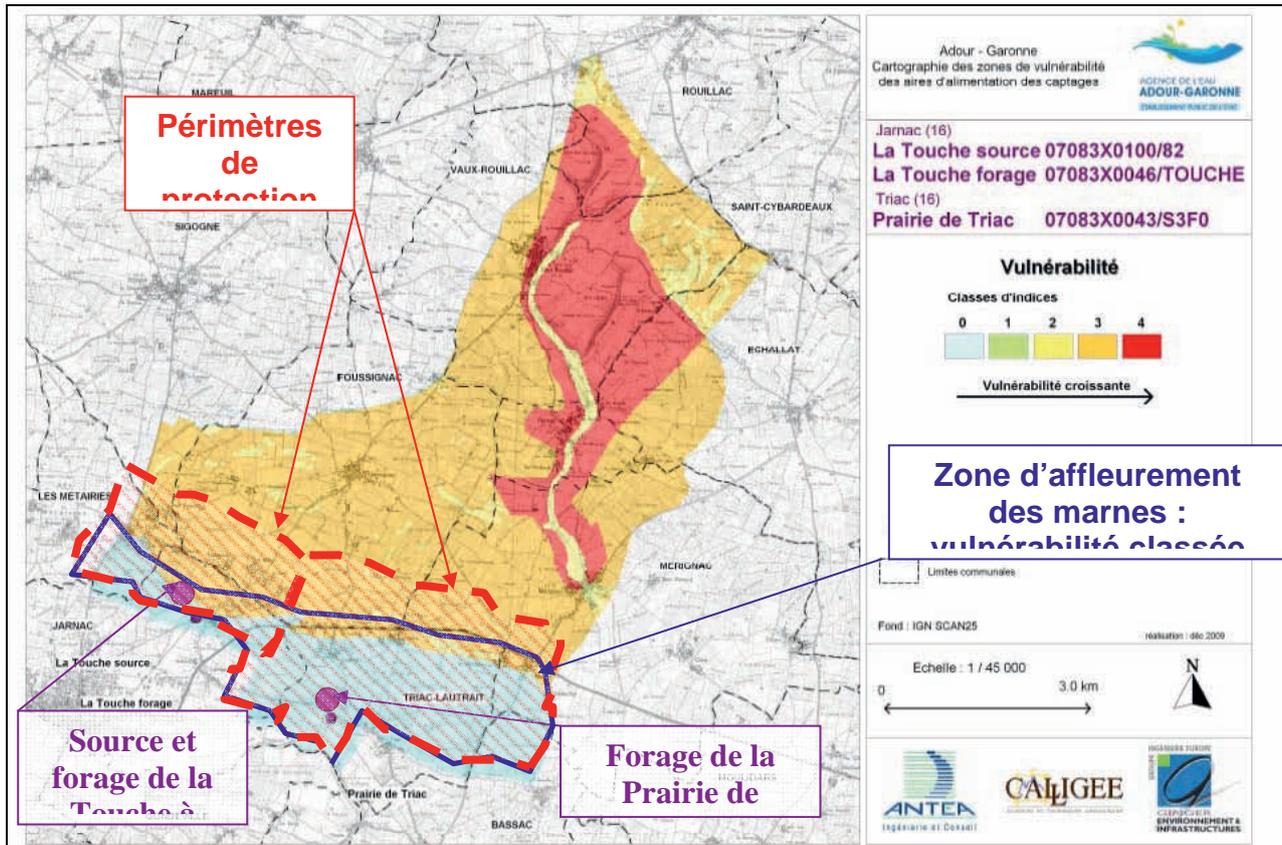


Figure 7 - Cartographie de la vulnérabilité des captages de Jarnac et Triac et tracé des périmètres de protection rapprochée

CONCLUSION

La définition précise des aires d'alimentation nécessite de disposer des données nécessaires et valides devant correspondre au type de milieu.

La définition de l'aire d'alimentation fait appel aux différents compartiments de l'hydrosystème et à l'expertise de l'hydrogéologue. Outre le simple aspect méthodologique, des adaptations sont nécessaires dans des cas complexes (aquifères mixtes, aquifères superposés, phénomènes de drainage) dans la définition de l'aire d'alimentation et/ou la qualification de la vulnérabilité intrinsèque.

Les investigations complémentaires menées dans le cadre des études des aires d'alimentation peuvent ne pas être en adéquation avec les anciens périmètres de protection, il est prévu de les intégrer mais cela n'est pas toujours entièrement satisfaisant, une solution doit être alors recherchée avec les services de l'Etat et les acteurs locaux pour garantir une acceptabilité qui sera le gage d'une réussite du programme d'actions ultérieur.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »**

Références bibliographiques :

- [1] Vernoux J.F., Willeumier A., Dörfliger N., 2007, Délimitation des bassins d'alimentation des captages et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses - Rapport BRGM/RP-55874-FR
- [2] Collectif, 2009-2010, Délimitation des Aires d'Alimentation des Captages prioritaires du bassin Adour-Garonne – Groupement GINGER– ANTEA - CALLIGEE
- [3] Dörfliger N., Plagnes V., 2009, Cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères karstiques ; Guide méthodologique de la méthode PaPRIKa - Rapport BRGM/RP-57527-FR

Reconquérir les eaux souterraines Quelques cas remarquables dans le bassin Rhin Meuse

Serge Ramon

Retraité de la Compagnie Générale des Eaux et de l'Agence de l'Eau Rhin Meuse
Svetaserge.ramon@numericable.fr

La littérature hydrogéologique s'est tellement intéressée à la pollution des nappes que les pouvoirs publics sont tentés de négliger leur utilisation. Il est courant d'afficher «eau non potable» sur les fontaines pour de simples raisons juridiques. Les journalistes alertent régulièrement leurs lecteurs sur des dangers qui ne semblent pas exister dans les cours d'eau. Certes des faits existent, mais l'impossibilité de voir les eaux souterraines stimule l'imagination en défaveur des eaux souterraines.

Pourtant les exemples de dépollution abondent, y compris à grande échelle et dans le domaine de la pollution diffuse. Plusieurs cas remarquables du Nord Est de la France sont présentés ci après.

I. LES CHLORURES DU BASSIN POTASSIQUE ALSACIEN

De 1910 à 2002 les mines de potasse d'Alsace ont extrait un minerai contenant 65% de sel (Na Cl) dont elles n'avaient pas l'usage. Ce sel était mis en tas directement sur le sol de la plaine rhénane avec les autres déchets miniers. Les terrils contenaient ainsi près de 80% de sel que les pluies dissolvaient lentement avant de s'infiltrer en nappe d'Alsace. En 1976 celle ci dépassait la norme de potabilité en chlorures (250 mg/l) sur plus de 130 km² : la pollution la plus étendue de France.

Cette pollution est connue depuis les années 1950 mais la reconquête n'a débuté qu'en 1989, par des essais bien modestes qui ont rapidement abouti à d'énormes travaux [1]. La priorité a été la suppression de la source, par dissolution accélérée des terrils et couverture d'argile des résidus. Pour la dissolution artificielle, après divers essais, on a utilisé des canons à eau de fort débit et forte pression (fig.1). De fait, l'essentiel de l'eau de dissolution resurgit en sources dans les parties basses du terril, là où les dépôts sont moins perméables car ils ont déjà été lessivés par les pluies. L'eau salée est recueillie dans un fossé périphérique et envoyée au Rhin.



Figure 1 – Arrosage en cours sur le terril Marie Louise en octobre 2007

Chaque terri est, en outre, équipé à l'aval de puits de fixation pour créer une barrière hydraulique en nappe. C'est d'ailleurs l'eau pompée dans ces puits qui sert à la dissolution accélérée. Le dispositif comporte enfin des puits de dépollution sur les axes des langues salées qui se sont constituées sur plus de 40 kilomètres. In fine, toutes les eaux salées sont donc rejetées au Rhin. En vingt ans, près de douze millions de tonnes de sel ont ainsi rejoint la Mer du Nord. Les pompages de dépollution sont programmés jusqu'à 2027 afin d'extraire la plus grande part du million de tonnes de sel encore en nappe.

Ces travaux ont coûté plus de 40 M€ mais les résultats ont été spectaculaires. Certains terri ont complètement disparu du paysage et le relief des autres s'est fortement adouci. La zone excédant la norme de potabilité a régressé plus vite qu'on le supposait : de 130 km² en 1976 à 40 km² en 2009 comme le montre le graphique ci après issu de la surveillance annuelle confiée par les Mines de Potasse d'Alsace (MDPA) au BRGM [2]. Il restera toutefois en profondeur une zone plus salée que l'eau de mer, sur 10 à 15 km², dans une zone aquifère peu perméable et qu'on ne parviendra pas à extraire par pompage (fig.2).

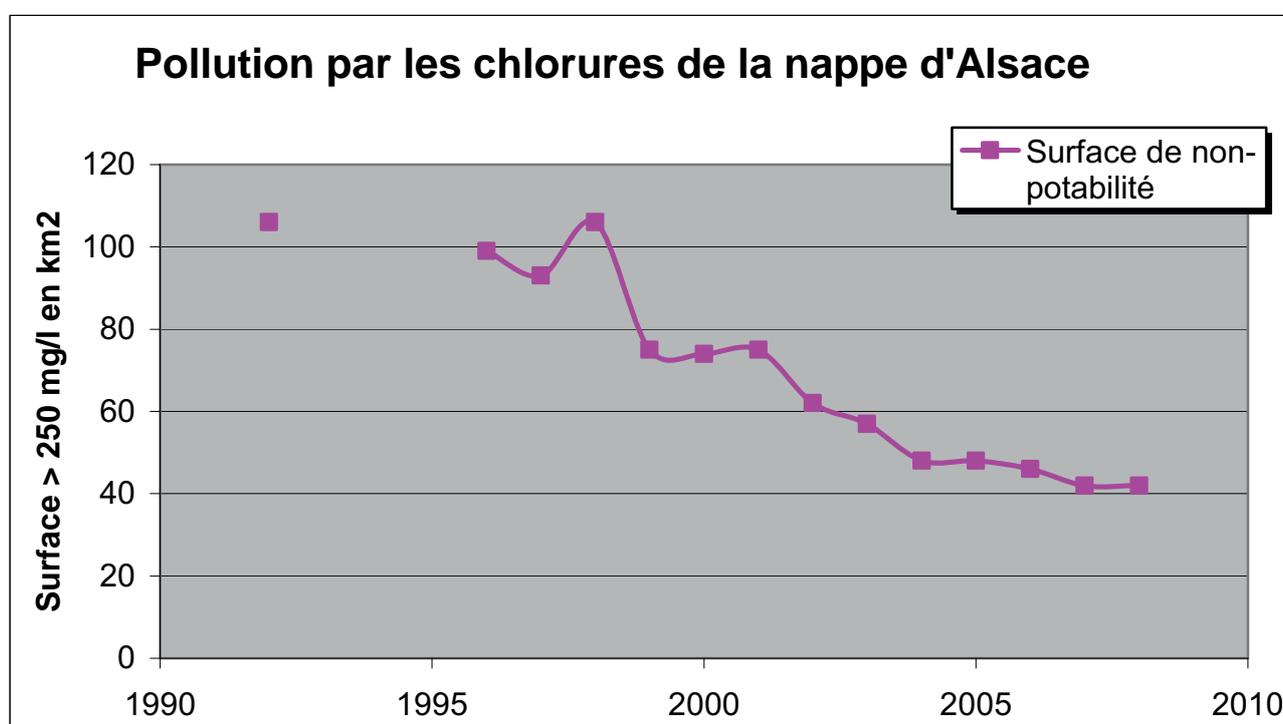


Figure 2 – Diminution de la pollution en chlorure de la nappe peu profonde

II. LES NITRATES AGRICOLES EN ALSACE

Hormis une pollution industrielle bien connue et des infiltrations dispersées d'eaux usées, la pollution de la nappe d'Alsace par les nitrates est d'origine agricole. Ceci n'a rien d'étonnant face aux pratiques agricoles intensives dont l'objectif est que les sols recèlent à tout instant l'azote dont les cultures pourraient avoir besoin quels que soient les aléas climatiques. Dans ces conditions, l'azote n'est jamais totalement valorisé et un excès subsiste dans le sol après récolte. Il est alors entraîné vers la nappe par les pluies d'hiver, sous forme d'ion nitrate.

Depuis presque 20 ans, 7 opérations de conseil agricole couvrent la totalité de la plaine d'Alsace dans le but de mieux ajuster ces pratiques agricoles aux besoins réels des cultures. En pratique, il s'agit de réduire ces excédents à un niveau acceptable pour la qualité de la nappe, soit 15 à 25 kg N/ha. Ce projet, exécuté par une douzaine de conseillers des Chambres d'Agriculture d'Alsace, est financé à hauteur de 1 M€an par l'Agence de l'Eau, les Départements et la Région. Les Coopératives et Négociants agricoles y participent par leurs agents de terrain, considérant que la protection des eaux est un argument commercial.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Des premiers résultats agronomiques sont vite apparus dans des enquêtes de terrain et surtout en faisant le bilan des excédents d'azote à partir des statistiques agricoles annuelles. On peut en effet calculer l'excédent d'azote agricole de manière assez simple, en comparant les apports (matière organique, engrais minéral, minéralisation des sols) aux exports (pâturage des animaux, récoltes, fixation organique des sols). Les résultats sont évidemment très variables car ils dépendent fortement des événements météorologiques de l'année. Mais on peut retracer l'évolution de fond par lissage des résultats. Ainsi, la chronique lissée sur 15 ans, du bilan moyen régional, partie de 10-15 kg N/ha, dans les années 70 affiche une croissance jusqu'à 50 kg N/ha en 1993 puis une régression vers 25-30 kg N/ha en 2005 et au delà [6].

Comme on l'espérait, la même évolution favorable se remarque sur la qualité de la nappe, avec un décalage d'une dizaine d'années. Grâce aux six inventaires réalisés depuis 1973 [3] [4] [5], on dispose en effet de données fiables sur un réseau de 400 à 700 points régulièrement répartis sur la nappe. Le graphe de la figure 3 de la moyenne et la médiane des teneurs lors de chaque inventaire est sans équivoque.

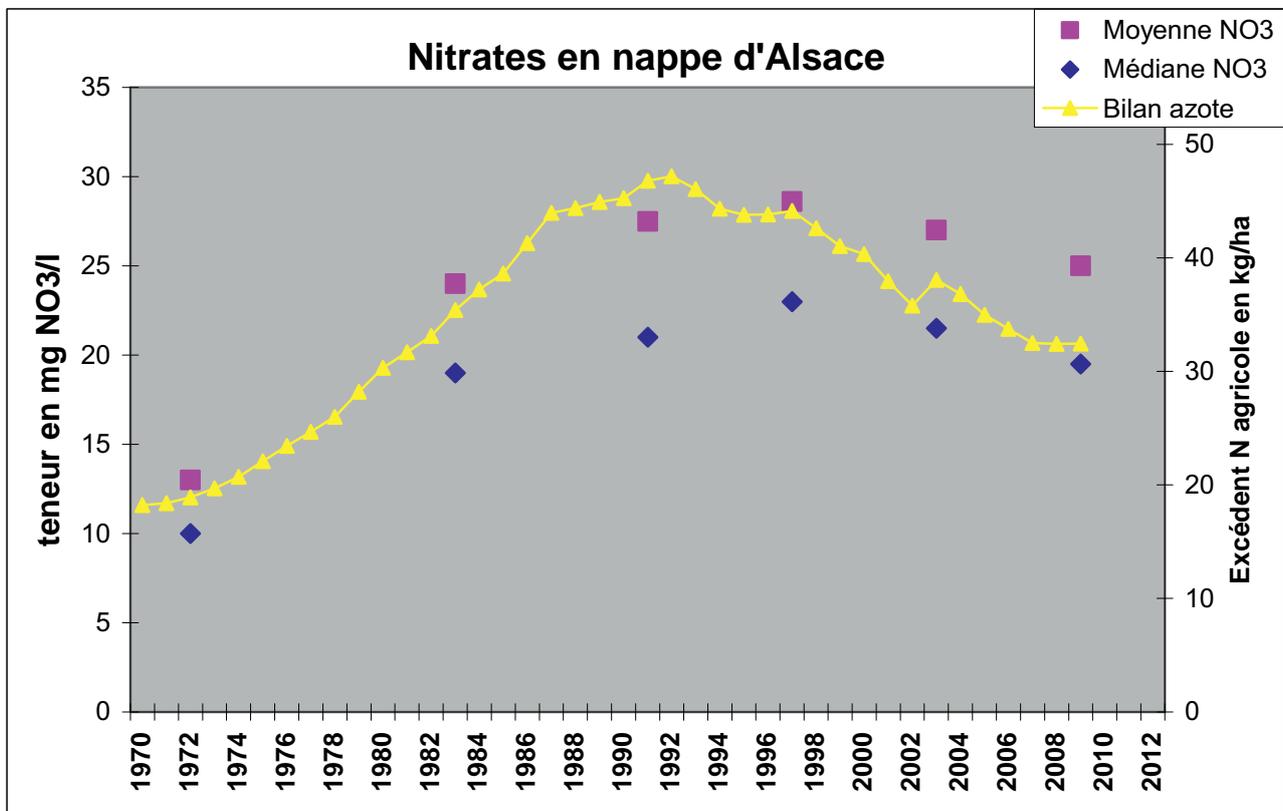


Figure 3 – Historique des nitrates en nappe et des excédents d'azote agricoles en Alsace

Ceci est conforme à la prospective de 2007 [6] basée sur l'évolution des pratiques agricoles. Quant à la surface de nappe excédant la norme de potabilité (50 mgNO₃/l), quasi absente en 1970, elle a atteint un maximum de 253 km² en 1997 et diminue lentement depuis.

Si les agriculteurs maintiennent leurs efforts, il est légitime de penser que le prochain inventaire, en 2015, révélera un nouveau progrès avec un état comparable à la situation de 1983 (entre 100 et 150 km² de surface non potable). Mais ce sera, en fait, une stabilisation car les progrès volontaires en matière de gestion fine de la fertilisation seront alors atteints depuis plus de 10 ans. Pour aller au delà, il faudrait une diminution drastique des sols nus en automne. Il s'agit alors d'un domaine réglementaire qui a du mal à s'imposer.

III. LES HERBICIDES EN NAPPE D'ALSACE

La réduction de la pollution par herbicides en nappe d'Alsace est moins claire que celle des nitrates car les différentes campagnes ont rarement concerné les mêmes points et jamais le même diapason de molécules [7] [4] [5]. On peut toutefois suivre le sort de l'atrazine, première cause de non potabilité, et d'autres pesticides par le pourcentage des dépassements de norme (0,1 µg/l), qui diminue à chaque campagne (Tabl.1 et fig.4).

Dépassements de norme	Campagne de 1982	Inventaire de 1992	Inventaire de 1997	Inventaire de 2003	Inventaire de 2009	Date d'interdiction
Nb. points de mesure	51	120	422	733	716	
Atrazine seule	14 %	18 %	13,5 %	11,1 %	2 %	30/06/2003
Atrazine+métabolites			20,3 %	16,8 %	4,2 %	30/06/2003
Diuron			3,6 %	2,2 %	<1 %	13/12/2007
Simazine		5,8 %	2,8 %	1,5 %	<1 %	24/09/2001

Tableau 1 – Pourcentage de sites non potable selon l'herbicide et l'année de mesure

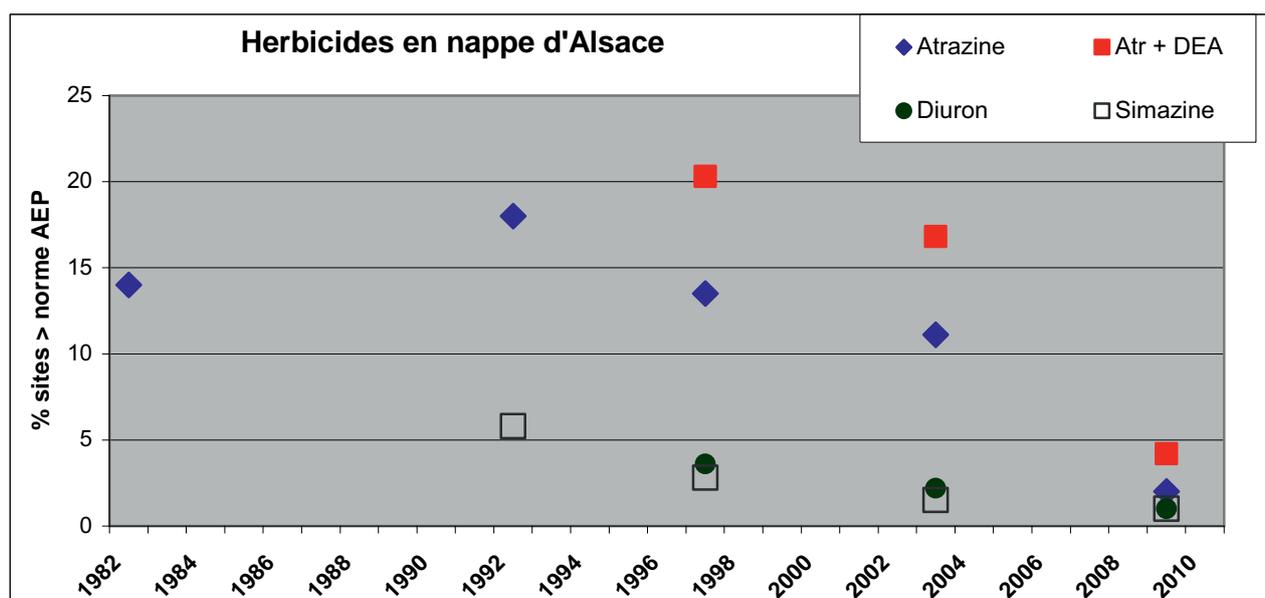


Figure 4 – Evolution des dépassements de norme de potabilité selon le type d'herbicide

Certes, une diminution des taux quand la taille de l'échantillon augmente, ne permet pas d'annoncer une amélioration car il peut s'agir d'une dilution par des données nouvelles. Mais sur 350 points communs à 1997 et 2003 la fréquence de dépassement de norme de l'atrazine et de son métabolite DEA diminue fortement. De même, en 2003, 71 % des points mesurés dépassaient le quart de la norme (0,025 µg/l) en atrazine ou un de ses métabolites (DEA et DIA) alors qu'en 2009, ce même dépassement ne concerne plus que 30% des sites.

De fait, l'inventaire de 2009 affiche une diminution importante et générale de la pollution par les herbicides utilisés en agriculture. On assiste notamment à la disparition rapide des non potabilités dues à atrazine. Rappelons à ce sujet que cet herbicide utilisé à 2,5 kg par hectare dans les années 1970, fut limité par la réglementation à 1,5 kg en 1990, puis 1 kg en 1997 et enfin interdit d'utilisation en 2003. De même, la simazine et le diuron, interdits depuis 2001 et 2007, ont presque disparu des dépassements de norme.

C'est donc ici une réglementation sans équivoque qui a instrumenté la reconquête de nappe.

Ceci est-il suffisant ? Il y a les autres herbicides actuels qui sont cause de non potabilité de 5 à 6% des points mesurés (dont 1% dû au glyphosate). Et qu'en est-il dans le futur des substituts à l'atrazine ? Etant utilisés à des doses 10 à 50 fois moindres et étant moins mobiles dans les sols, ces nouveaux produits devraient poser moins de problèmes. Mais ceci reste à vérifier.

IV LES SULFATES DES MINES DE FER DE LORRAINE

Ces mines exploitées pendant 130 ans sous la nappe karstique du Dogger ont modifié profondément la physiologie hydrogéologique du Nord de la Lorraine. Elles ont dérivé l'alimentation des nappes sur 1500 km², créé des exutoires artificiels et laissé des centaines de millions de mètre cube de vides en profondeur. L'envoyage de ces vides constituerait un réservoir intéressant si ces eaux ne se chargeaient pas autant en sulfates (1 à 3 g/l) lors de la mise en eau. Déjà dans les années 80, des envoiages partiels avaient attiré l'attention sur ce phénomène qu'on observe également dans les mines de charbon. Il a donné lieu à une thèse ENSG [8] d'où il ressort que ces sulfates sont issus de sulfures dissimulés dans la gangue du minerai. Ils s'oxydent à l'air humide pendant l'exploitation de la mine puis se dissolvent dans les eaux d'envoyage. L'exposition à l'air disparue, la génération d'ions SO₄ s'arrête et le stock d'eau s'améliore au rythme de son renouvellement. Le phénomène reprend immédiatement en cas de remise à l'air des vides miniers.

Tout ceci a été confirmé lors d'envoyages isolés [9] [10] mais celui du « bassin Sud » change l'échelle. Débuté en 1994, il a fallu 4 ans pour envoyer 200 millions de mètre cube de galeries. Actuellement, le réservoir d'eau espéré par les élus locaux ne convient à aucun usage et prédire qu'il faut attendre 20 à 30 années n'intéresse personne. L'Agence de l'Eau Rhin Meuse a toutefois confié au BRGM le suivi des eaux de débordement (fig. 5 d'après BRGM) [11].

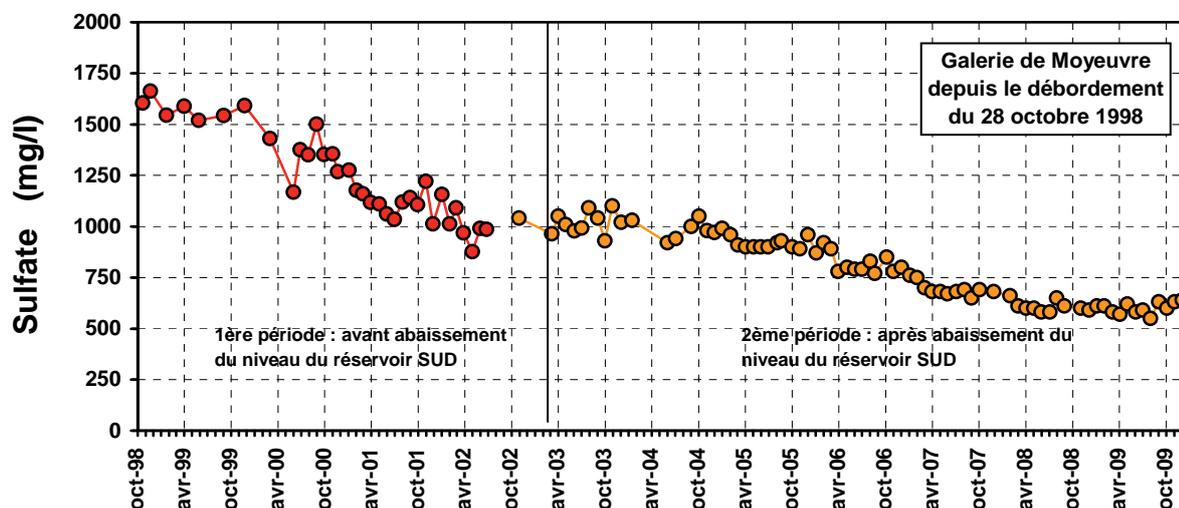


Figure 5 – Diminution de la teneur en sulfates des eaux qui s'écoulent du bassin sud, à Moyeuve

Les observations montrent que la teneur est restée égale à 1600 mg/l pendant 14 mois puis a suivi une loi de dilution progressive jusqu'en septembre 2002. A cette date, une nouvelle galerie a déplacé le déversement en l'abaissant de 3,5 m. Dans la zone noyée les circulations d'eau ont changé et le phénomène de 1998 s'est répété : 1000 mg/l pendant 20 mois puis dilution progressive des concentrations : 800 mg/l en 2006 et 600 en 2009.

Ces résultats confirment les prévisions faites dans les années 1990 qui envisageaient un retour à la qualité des eaux d'exhaure antérieures par le renouvellement cumulé des eaux stockées. Dans le cas présent d'une

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

teneur initiale de débordement à 1,6 g/l, il faut compter 5 à 6 renouvellements soit un délai de vingt à trente années.

V REMARQUES EN GUISE DE CONCLUSION

La Directive Cadre sur la gestion des Eaux impose que les eaux souterraines respectent les normes de qualité de l'eau potable en 2027 sauf dérogation. Cette échéance a paru excessivement sévère voire inatteignable dans un contexte où on considère qu'une nappe polluée est perdue pour très longtemps. Et la dérogation a paru être une opportunité à saisir.

Or, ce court délai est au contraire une chance pour les eaux souterraines. Il doit inciter à mettre les moyens nécessaires à atteindre l'objectif et non la dérogation temporaire. Car la reconquête des nappes est faisable, Elle nécessite tantôt des moyens financiers importants, tantôt une volonté collective à fédérer, tantôt une réglementation stricte. Et toujours beaucoup de patience et de force de conviction.

C'est aussi une chance pour la profession des hydrogéologues amenés à mettre en œuvre des techniques innovantes à grande échelle. Elle offre l'opportunité de développer une véritable ingénierie de gestion des nappes en poursuivant et en intensifiant les efforts.

Références bibliographiques :

- [1] MDPa-BRGM, 2007 - Historique de la pollution saline des Mines de potasse d'Alsace et bilan des actions entreprises, Ungersheim, journées d'information des 8-9 octobre 2007
- [2] Elsass Philippe, 2006 - The Alsace groundwater body in its international context, International Symposium on aquifer System Management, Dijon (F)
- [3] DIREN Alsace, 1999 - La qualité de l'eau en Alsace, dépliant 8 pages
- [4] Région Alsace, 2004 - Inventaire 2003 de la qualité des eaux souterraines dans le fossé rhénan. Premiers résultats pour la plaine d'Alsace et le Sundgau, 13 juillet 2004.
- [5] Région Alsace, 2010 - Inventaire 2009 de la qualité de la nappe phréatique de la plaine d'Alsace, Premiers résultats sur les nitrates et les produits phytosanitaires, 12 juillet 2010.
- [6] Ramon S., 2007 - Le devenir des nitrates de la nappe d'Alsace, Revue GEOLOGUES n° 159, pp. 89 à 91
- [7] SRAE Alsace, 1983 - Recherche des micropolluants organiques dans les eaux souterraines du Haut Rhin, note technique, 8 pages
- [8] Hervé Daniel, 1980 - Etude de l'acquisition d'une teneur en sulfates par les eaux stockées dans les mines de fer de Lorraine, thèse ENSG Nancy, 15 février 1980
- [9] Ramon Serge, Ricour Jacques, 1991 - Ennoyage des mines abandonnées dégradation et régénération des eaux, SHF, XXI journées de l'Hydraulique, 29-31 janvier 1991
- [10] Ramon S., 1993 - Les problèmes posés par l'arrêt des exhaures du bassin ferrifère lorrain, TSM, février 1993
- [11] BRGM, 2009 - Surveillance du bassin ferrifère, les chroniques d'information, décembre 2009

Nitrascope, un outil de gestion des pollutions des eaux souterraines par les nitrates

J.PAILLE*, B. LEMAIRE*, E. OPPENEAU, J.P. RIZZA*****

*CIRSEE, Suez Environnement ; ** Lyonnaise des Eaux ; ***Safège

CIRSEE, Suez Environnement : 11 rue du Président Wilson, 78230 Le Pecq

Lyonnaise des Eaux : Tour CB21 16, place de l'Iris, 92040 LA DEFENSE CEDEX, France Safège : Parc de
l'île, 92022 Nanterre Cedex

I. POURQUOI ET COMMENT S'INVESTIR DANS LA GESTION DES POLLUTIONS DIFFUSES ?

La gestion de Bassins Versants s'applique différemment en fonction des pays, et de leur contexte réglementaire, mais elle repose sur des bases techniques communes. La réglementation européenne tend à favoriser les actions préventives en matière de gestion des ressources en eau. En France, la mise en place d'une politique de prévention à la source est devenue un pré-requis pour le financement des stations de traitement par les autorités publiques. De même, aux Etats Unis, l'administration demande de plus en plus souvent que les producteurs d'eau potable interviennent pour une gestion plus active des ressources en eau. Pourtant, les Maîtres d'Ouvrage (MO) semblent encore peu disposés à participer à la gestion de bassin versant. Ceci peut s'expliquer par la difficulté de s'impliquer dans un domaine faisant intervenir de nombreux interlocuteurs externes (agriculteurs, industriels, administration), et qui ont des intérêts divergents. La seconde raison est due au manque de visibilité à long terme, car les MO ne distinguent pas nécessairement les avantages qui pourront être tirés de telles actions.

Il semble que la réponse à cette situation peut être apportée par la mise en place d'approches techniques innovantes, basées sur une méthodologie simplifiée afin de favoriser des interventions rapides et concrètes.

C'est dans ce contexte qu'un outil d'aide à la décision, appelé *Nitrascope* a été développé par le CIRSEE, Centre International de Recherche sur l'Eau et l'Environnement de SUEZ ENVIRONNEMENT. L'application permet de tester l'efficacité de différents scénarii de modifications d'occupation des sols et/ou de pratiques agricoles à mettre en oeuvre sur un bassin d'alimentation du captage, dans le but de réduire les concentrations en nitrates aux captages. Ce résultat a pu être obtenu grâce à un travail commun de collaborateurs aux compétences techniques variées : hydrogéologie, agronomie, pédologie et informatique.

II. DESCRIPTION DE L'APPLICATION NITRASCOPE

II.1 Utilisation et fonctionnement

La phase conceptuelle du développement (délimitation du bassin, renseignement des données d'entrée et calage du modèle) doit être réalisée par un expert. Par contre, une fois définis sur le secteur d'étude, des scénarii de gestion d'occupation du sol peuvent être simulés directement par les filiales en charge de la production d'eau potable. Ainsi, et en concertation avec les différents acteurs locaux, l'outil peut être utilisé pour une meilleure gestion et exploitation des résultats de modélisation obtenus.

Le système expert d'aide à la décision est prévu pour fonctionner selon le schéma suivant :

1. On dispose sur un captage d'eau potable en nappe d'une chronique d'évolution des pollutions azotées (nitrates), orientée à la hausse ou qui dépasse les normes de potabilité

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

2. Le souhait est de déterminer l'évolution future de ce signal nitrates, et les actions à mettre en œuvre pour infléchir ce signal à la baisse et/ou le faire repasser sous les normes de potabilité. Le parti retenu est de simplifier l'approche par une **représentation spatiale** des données sur l'ensemble du domaine d'étude, permettant une restitution visuelle pédagogique.
3. La première étape consistera à **délimiter le bassin versant d'alimentation des captages** sur lequel porteront l'étude et l'élaboration de l'outil.
4. Sur ce bassin versant, il s'agira de procéder à la **spatialisation** des couches d'informations destinées à modéliser le système. L'approche choisie est de définir des unités géographiques, appelées « Unités Homogènes de Simulation », ou « UHS », par croisement d'informations spatiales :
 - sol ou zone racinaire,
 - zone non saturée entre le sol et l'aquifère,
 - zone saturée : l'aquifère,
 - zones de contribution : zones du bassin d'alimentation participant réellement à l'alimentation du ou des captages.
5. Il faut ensuite renseigner les données techniques des couches :
 - nature et épaisseurs de sols (répartition en différentes classes),
 - occupation des sols (représentée spatialement),
 - temps de transfert en zone non saturée (répartition en différentes classes),
 - vitesses d'écoulement en zone saturée (répartition en différentes classes),
 - enfin, les concentrations en nitrates sous-racinaires seront renseignées en introduisant **la notion de temps**, sous la forme d'un historique ou de scénarii prospectifs.
6. L'outil de modélisation simplifié peut ensuite être lancé pour calculer, par Unité Homogène de simulation (UHS) :
 - les flux d'azote sortant du sol susceptibles de rejoindre la nappe,
 - les temps de transfert en zone non saturée vers la nappe,
 - les temps de transfert en zone saturée vers le captage,
 - le signal azoté résultant au niveau du captage.
7. L'outil calcule un signal nitrates historique puis prospectif pour le captage étudié. L'historique sert au calage du modèle, le prospectif permet de déterminer l'évolution future du signal nitrates.
8. Il est ensuite possible d'introduire des scénarii de modifications de l'occupation des sols et/ou des concentrations intrantes en nitrates sous-racinaires sur le bassin versant pour enfin évaluer les résultats obtenus pour chacun d'entre eux (comparaison / optimisation).

II. 2 Résultats générés par l'outil

Restitution graphique

Le résultat principal de la simulation est une **courbe calculée d'évolution des teneurs en nitrates** au droit du captage en fonction du temps. Il peut être pondéré par différents bruits de fonds correspondant aux interactions avec d'autres hydrosystèmes (rivière, nappe sus ou sous-jacente séparée par un semi-perméable) ou à un bassin d'étude incomplet (limite amont lointaine). Les bruits de fond peuvent être choisis constants ou variables dans le temps.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Cette courbe est comparée à une courbe de valeurs mesurées pour affiner le calage et valider les hypothèses.

Restitutions cartographiques

- › **Cartes des zones contributives** : pour chaque année de simulation, il est possible d'identifier les zones responsables des teneurs observées au captage. La teneur en mg/L, fournie par l'UHS peut être exprimée à l'échelle de l'UHS ou à l'échelle de l'unité de surface, ce qui permet de comparer les UHS entre elles indépendamment de leur taille. Il est possible d'éditer une carte par année de simulation.
- › **Carte des temps de transfert** vers le captage. Cette carte permet de visualiser le temps mis par une particule conservative (l'azote dans cette application) pour passer de la zone sous-racinaire au point de captage. Cette carte est invariante dans le temps et dépend des hypothèses de vitesse de transfert en ZNS et en ZS.

L'analyse croisée de ces deux cartes permettra de cibler les **zones d'action prioritaires**, et de définir des programmes d'action à court, moyen ou long terme sur des bases tangibles.

La figure 1 schématise la structure et le fonctionnement de l'application Nitrascope.

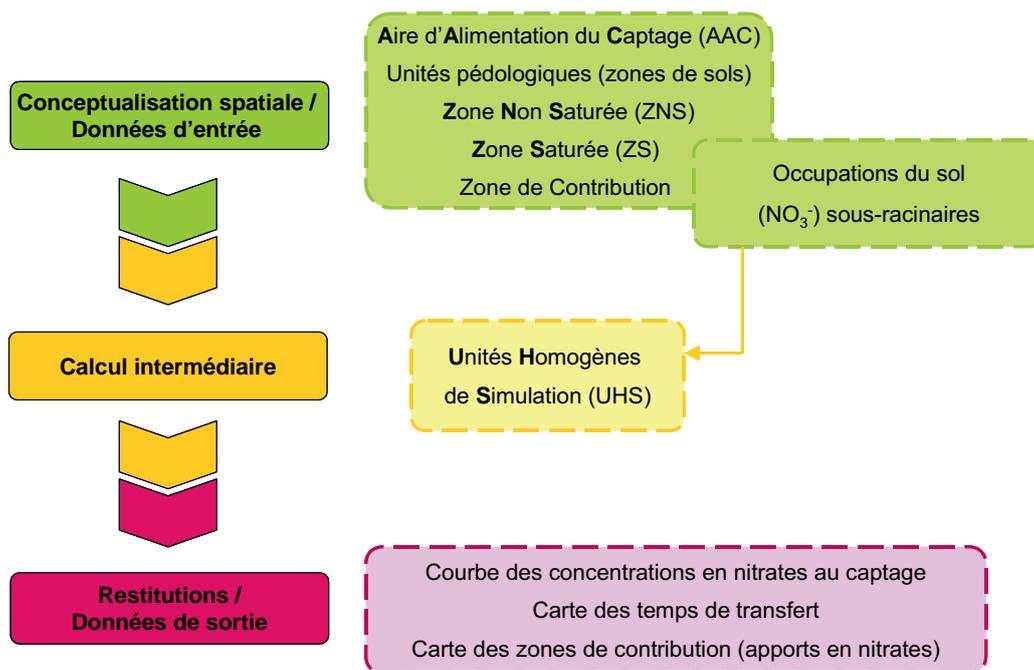


Figure 1 - Structure et fonctionnement de l'outil

III. NITRASCOPE APPLIQUE SUR UN CAS REEL : SITE DE CHATEAUROUX

III. 1 Présentation générale du site de Chateauroux

Le champ captant de Montet et Chambon alimente l'agglomération de Châteauroux en eau potable à hauteur de 15 millions de m³/an. Il est constitué de deux ouvrages implantés dans la formation des calcaires de Montierchaume.

Les préoccupations actuelles pour la ressource sont dirigées sur les importantes concentrations en nitrates mesurées dans les eaux des deux captages. En effet, celles-ci se situent en moyenne autour de 47 mg/L, menaçant de dépasser la limite pour les eaux potables de 50 mg/L.

Aire d'alimentation du captage

La délimitation du Bassin d'Alimentation de Captage a été effectuée à partir d'une piézométrie de l'aquifère des calcaires existante et du bassin hydrographique des captages (fig.2). La surface du bassin est de 50 km² et se situe principalement sur le plateau calcaire de la Champagne Berrichonne.



Figure 2 - Photographie aérienne du bassin d'alimentation des captages

Contexte géologique et hydrogéologique

L'aquifère principal exploité est celui des calcaires de Montierchaume (Jurassique supérieur). Il est fissuré et présente une perméabilité en grand. La nappe alluviale de l'Indre participe également à l'alimentation en eau des captages, à hauteur de 13% environ (Etude ANTEA-Boirat, 1995b).

En période de hautes eaux, la nappe s'écoule depuis le Nord-Est vers le Sud-Ouest, en direction de la rivière l'Indre. Deux zones peuvent être distinguées sur ce bassin, une zone amont à l'Est du domaine possédant un gradient hydraulique d'environ 1,5‰ et une zone aval dans la majorité Ouest du domaine où le gradient est plus fort, de l'ordre de 2 à 3‰.

Les ruisseaux de Montierchaume (affluent du ruisseau du Montet) et de Beaumont ont une action drainante en période de hautes eaux. A contrario, en période d'étiage, le niveau de la nappe est inférieur à la côte de ces ruisseaux. Ils vont donc constituer des zones d'infiltration préférentielles et former des zones de perte localisées.

Contexte pédologique

A partir de la carte pédologique de Châteauroux développée par la Chambre d'Agriculture de l'Indre, trois grands domaines pédologiques différents sont identifiables sur le bassin :

- › Des sols brunifiés faiblement à fortement lessivés,
- › Des sols bruns calcaïques,
- › Des Rendzines (de très faible épaisseur et saines, de nature argilo-calcaire, caillouteuses et peu humides) et sols bruns calcaïques (caillouteux, peu épais et fins).

Occupations des sols

Selon le Corine Land Cover 2000, le bassin d'alimentation du captage présente l'occupation des sols suivante :

- Une forte proportion de surfaces agricoles (environ 70% de la surface du bassin),
- Des zones boisées non négligeables (14%),
- Deux zones industrielles : la zone de la Martinerie et celle de la Malterie et un aéroport régional (12%),
- Quelques agglomérations de petite taille (3%),
- Une zone de prairie au niveau du champ captant (1%).

Contexte agricole (*Source : RGA Agreste*)

L'assolement type sur le bassin est constitué de 40 à 50% de blé (dont 2 à 6% de blé dur), 20 à 25% de colza, 10 à 15% d'orge brassicole d'hiver et de 2 à 4% de surface en jachère. Les autres cultures existantes recouvrent au maximum 15% de la surface du bassin. Il s'agit principalement de luzerne, prairie graminée, lentille, orge brassicole de printemps, lin et pois protéagineux.

III. 2 Construction des données d'entrée

Le fonctionnement hydrogéologique du bassin d'alimentation du champ captant de Montet et Chambon a été simplifié afin d'intégrer ses caractéristiques dans Nitrascope.

La simulation couvre l'intégralité du bassin d'alimentation et intègre sous forme de flux constants les influences amont (bruit de fond – 5% de contribution) et les échanges avec la nappe alluviale (13% de contribution). Elle est réalisée au pas de temps annuel sur les périodes 1950 – 2007 (reconstitution de l'historique) et 2008 – 2020 (prospectif).

Unités de sol

Les trois unités de sol (fig.3) précédemment définies ont été conservées et dénommées SOL1, SOL2 et SOL3. Elles sont communes à celles utilisées par la chambre d'agriculture pour le calcul des concentrations en nitrates sous-racinaires.

Temps de transfert en zone non saturée

Le temps de transfert des nitrates dans la zone non saturée est déterminé à partir de l'épaisseur non saturée et de la lithologie des formations traversées.

L'épaisseur a été estimée à partir de la piézométrie de l'aquifère en période de hautes eaux retranchée à la topographie du bassin.

La période de hautes eaux est utilisée car elle correspond à la zone non saturée de plus faible épaisseur et donc au transfert des nitrates le plus rapide.

La lithologie est considérée homogène sur tout le domaine. Il s'agit de l'unité géologique des calcaires du jurassique.

Ainsi, comme le montre la figure 4, quatre grandes zones de vitesses de transfert ont été déterminées à partir de l'épaisseur de la zone non saturée. La spatialisation retenue est visible sur la figure 4. Compte tenu du contexte géologique, la vitesse de transfert moyenne en zone non saturée a été estimée à 0.5 m/an.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

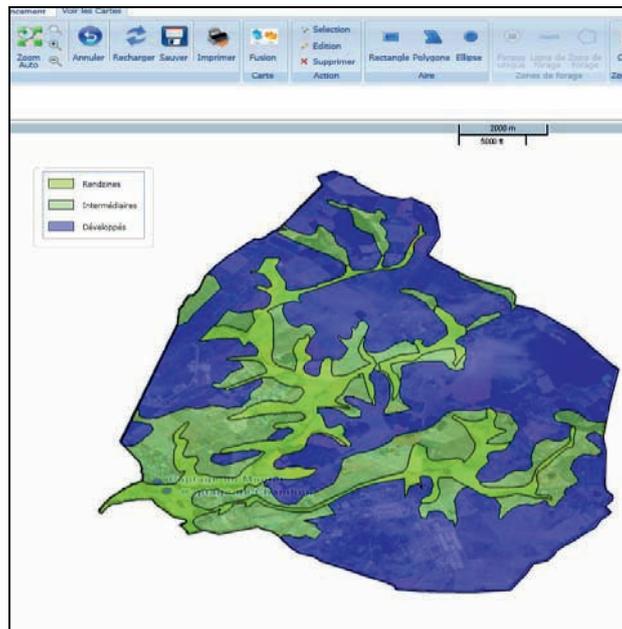


Figure 3 - Carte des unités de sol appliquées au modèle

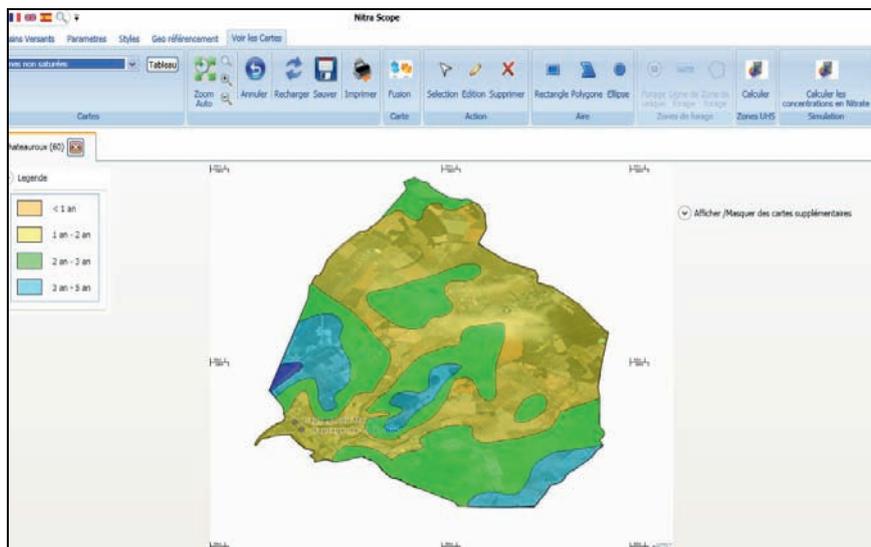


Figure 4 - Carte des temps de transfert en ZNS appliqués au modèle

Temps de transfert en zone saturée

La zone saturée est considérée homogène sur tout le bassin en termes de vitesse de transfert. Cette simplification peut se révéler dangereuse pour le résultat en contexte karstique. Elle a été appliquée ici en considérant qu'il y avait superposition entre les vallées, sèches ou humides, et les principaux drains karstiques. Ainsi, les temps de transfert étaient déjà minimisés à l'aplomb des zones fissurées. Dans un contexte différent cette simplification n'aurait pas été possible.

Les temps de transfert en zone saturée sont variables pour chaque UHS puisqu'ils sont le quotient de la distance centroïde-captage par la vitesse de transfert. Compte tenu du contexte hydrogéologique, la vitesse de transfert moyenne en zone saturée a été estimée à 550 m/an.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Pourcentages de contribution

Il a été considéré que l'ensemble du domaine correspondait à 100% de contribution.

Définition des unités homogènes de simulation (UHS)

Les paramètres physiques étant définis et spatialisés, il est procédé ensuite à la superposition des couches et à la discrétisation des UHS (figure 5). Le modèle contient au total 143 UHS de surface variable, comprise entre 0.2 m² et 8 km².

Il est possible, pour chaque UHS, de visualiser la répartition de l'occupation des sols à un instant t donné (fig.5). En mode simulation, l'utilisateur a l'opportunité de modifier l'occupation des sols de chaque UHS en fonction de scénarii prospectifs retenus (mise en jachère / prairies...) afin d'évaluer l'impact de ces changements sur les concentrations en nitrates restituées au(x) captage(s).

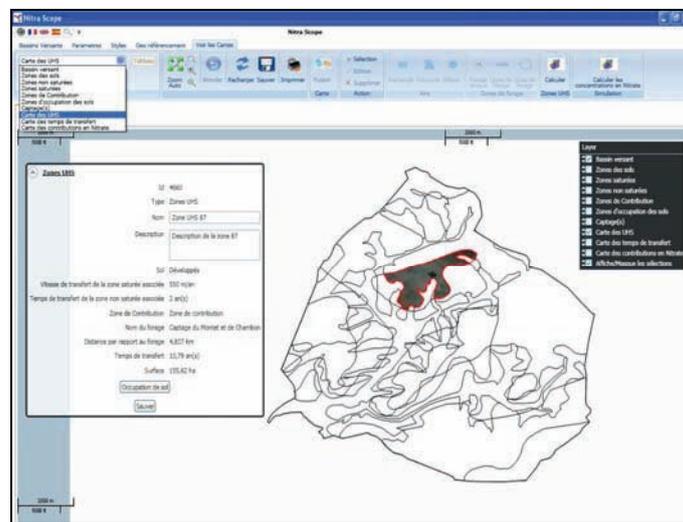


Figure 5 - Carte des unités homogènes de simulation (UHS)

Occupation des sols et flux de nitrates en zone sous-racinaire

La spatialisation de l'occupation des sols a été réalisée à partir du Corine Land Cover 2000. Par cette méthode, les types d'occupation sont réduits aux types de base (zone urbaine, cultivée, boisée, industrielle, de prairie...).

Pour chaque type d'occupation des sols sont définies les concentrations en nitrates sous-racinaires applicables à chaque type de sol (estimations issues de la bibliographie).

Les terres cultivées ont fait l'objet d'un traitement particulier : elles revêtent un caractère prépondérant dans le contexte de Châteauroux (70% de la surface du bassin d'alimentation) et les données fournies par la Chambre d'agriculture de l'Indre permettent de retracer un historique d'évolution des pratiques assez précis. Le type d'occupation des sols "culture" a donc été décliné en autant de types qu'il existait de grandes périodes de fertilisation différentes (Tabl. 1).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

<i>Période</i>	<i>Sol 1</i>	<i>Sol 2</i>	<i>Sol 3</i>
Terres arables - Période 50-65	20	15	10
Terres arables - Période 65-87	75	70	65
Terres arables - Période 87-94	85	80	75
Terres arables - Période 94-99	80	75	70
Terres arables - Période 99-04	70	65	60
Terres arables - 2004	67	57	65
Terres arables - 2005	59	53	51
Terres arables - 2006	68	66	50
Terres arables -2007 - 2020	65	60	55

Tableau 1 - Concentrations en nitrates sous-racinaires appliquées aux parcelles cultivées (en mg/L)

Les périodes 1994-1999 et 1999-2004 correspondent à la mise en place des deux premiers programmes « d'action zone vulnérable ».

A partir de 2004 les données ont été affinées au moyen des résultats de simulation réalisées par la chambre d'agriculture grâce au logiciel SCAN (année 2004, 2005 et 2006). Pour la période 2007-2020 (prospectif) la moyenne des trois années 2004 à 2006 a été appliquée en considérant une continuité dans les pratiques actuelles.

Au final, pour chaque année de simulation, est appliquée pour chacune des UHS une valeur de concentration en nitrates sous-racinaires, en fonction du sol et de l'occupation du sol qui lui sont attribués.

Ces propriétés seront considérées comme les propriétés "anthropiques" de l'UHS, par opposition aux propriétés naturelles ou géographiques définies précédemment. Comme indiqué précédemment, il est possible de modifier indépendamment les propriétés "anthropiques" de chaque UHS, pour tester notamment différents scénarii de gestion de l'espace.

III. 3 Résultats de simulation

Courbe de restitution

Comme présentée sur la figure 6, la courbe de restitution calculée est proche de la courbe des valeurs mesurées aux captages. Les tendances sont globalement reproduites et le prospectif, réalisé à partir des données actuelles de concentrations en nitrates sous-racinaires, laisse augurer une amélioration de la qualité des eaux. On note que la courbe simulée présente un aspect lissé dû entre autre à la non prise en compte des variations annuelles de recharge de la nappe.

L'intérêt de la modélisation est double :

- constater l'efficacité actuelle des mesures, le modèle indiquant que l'on se situe sur une tendance à la baisse,
- d'apprécier le niveau d'amélioration qui pourra être atteint à moyen et long terme grâce aux mesures engagées (ici -10 mg/L à l'horizon 2018). Si ce niveau d'amélioration se révélait insuffisant, le modèle permettrait de juger de l'effort à réaliser pour parvenir à une meilleure qualité de la ressource.

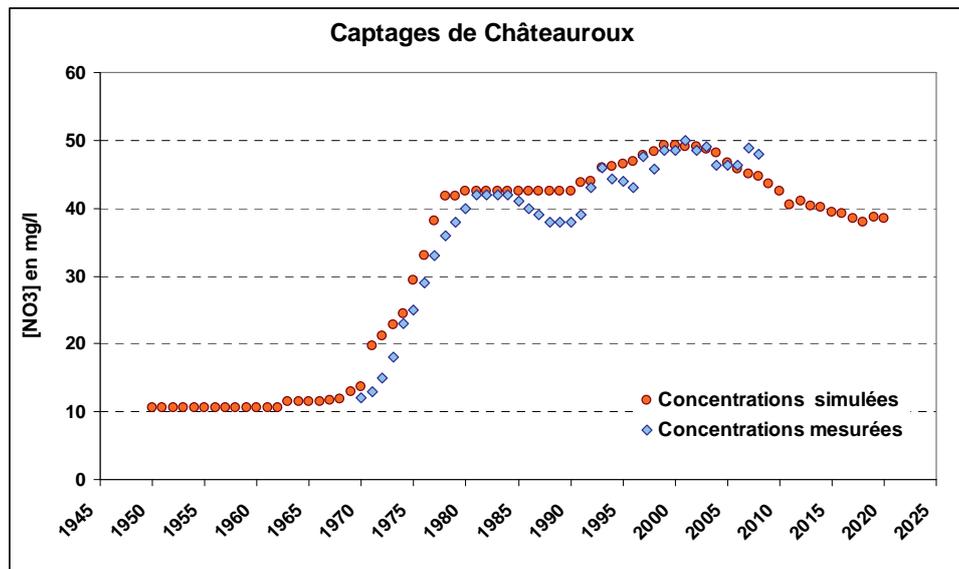


Figure 6 - Courbe de restitution simulée et observée

Identification des zones d'influence majoritaire

L'origine des nitrates observés au temps « t » dans le captage peut être identifiée grâce au modèle. La figure 7 propose des cartes générées à différentes périodes de la simulation. Ceci présente un intérêt pédagogique indéniable et peut aider le néophyte dans la compréhension de l'incidence des longs temps de transfert dans le bassin d'alimentation et donc de la nécessité des actions de moyen et long terme.

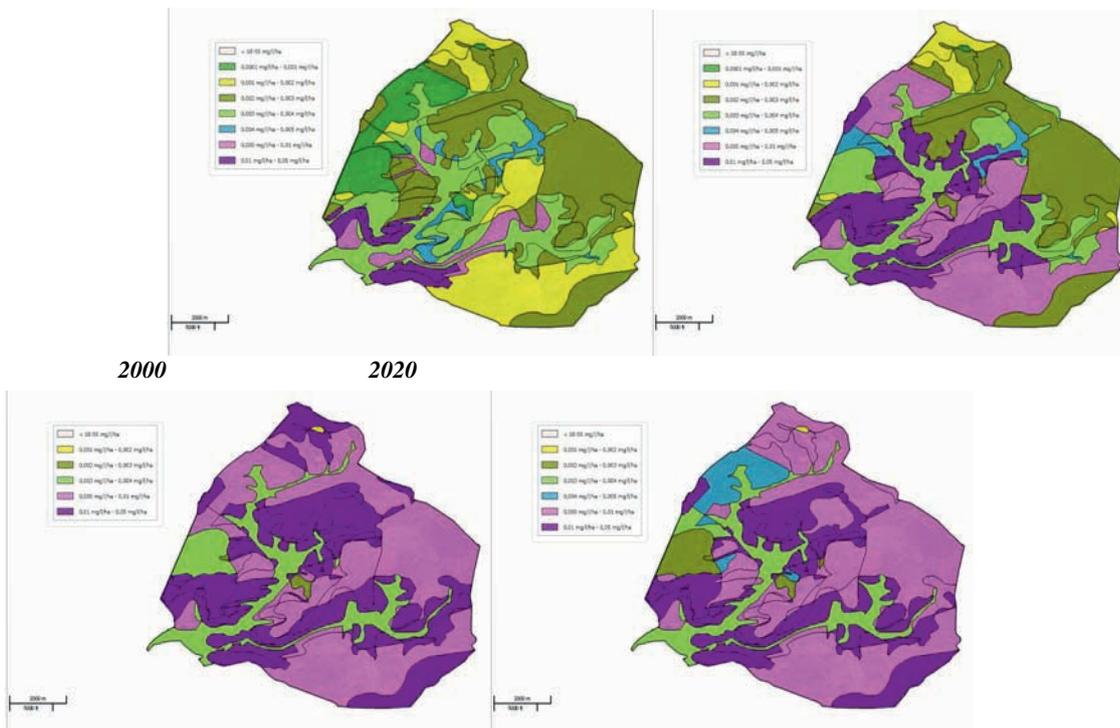


Figure 7 - Carte des zones d'influence majoritaire

Spatialisation des temps de transfert

La figure 8 présente la carte des temps de transfert, c'est à dire le temps mis par une particule pour passer du sol au captage. Elle offre une lecture nettement plus accessible que les traditionnelles cartes de vulnérabilité. Les temps de transfert peuvent être triés par classes pour plus de lisibilité, comme cela a été fait dans notre exemple. D'un point de vue pédagogique, la carte de spatialisation des temps de transfert permet de hiérarchiser les zones d'actions prioritaires pour l'obtention de résultats rapides.

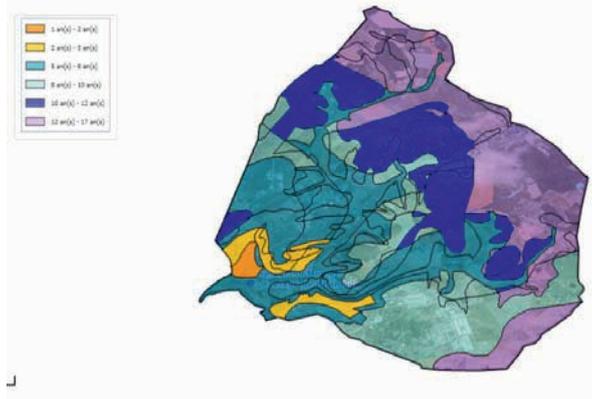


Figure 8 - Carte des temps de transfert

IV. DEPLOIEMENT DE NITRASCOPE

L'outil Nitrascope permet d'identifier rapidement l'origine des nitrates observés au temps t dans un captage. Il présente un intérêt pédagogique indéniable et peut aider le néophyte dans la compréhension de l'incidence des longs temps de transfert dans le bassin d'alimentation et de la nécessité des actions de moyen et long terme.

L'application génère l'ensemble des cartes et graphiques nécessaires à l'établissement d'un diagnostic et à la mise en place de scénarii prospectifs de mesures visant à améliorer la qualité de la ressource.

L'utilisateur peut à la fois jouer sur :

- ▷ Les pratiques agricoles, en modifiant les valeurs des concentrations intrantes en nitrates,
- ▷ L'occupation du sol, en appliquant des zones de prairies, jachère, etc. à des endroits stratégiques du bassin dans le but de réduire les apports à la source.

Il sera un atout majeur pour les décisionnaires qui pourront identifier rapidement **les zones d'action prioritaires** en croisant les cartes de zones d'influence majoritaire et la carte de spatialisation des temps de transfert.

Elles correspondront par exemple aux secteurs réunissant à la fois des apports azotés importants et les plus faibles temps de transfert. Cette localisation géographique permettra de cibler le programme d'actions à court terme.

Elles pourront correspondre également aux UHS responsables de la part majoritaire de dégradation de la ressource. Les actions pourront alors être envisagées à l'échelle d'une unité pédologique, géologique et géographique homogène, ce qui est original par rapport à l'approche actuelle, concentrée uniquement sur les parcelles agricoles (approche purement anthropique).

Une fois les zones d'action prioritaires identifiées, un niveau d'amélioration pourra être fixé en fonction de ce qu'il est techniquement possible de faire (ou politiquement acceptable) et la solution pourra être testée en prospectif par le biais de Nitrascope.

L'outil Nitrascope est propriété de SUEZ ENVIRONNEMENT. Chaque nouveau projet est conceptualisé par des experts hydrogéologues du groupe (construction, calage, simulations), avant d'être déployé et utilisé localement comme aide à la décision et support de communication (présentation visuelle et pédagogique sous forme de graphiques et de cartes).

Les filiales opérationnelles du Groupe, en charge de l'exploitation et la distribution d'eau potable sont ainsi en mesure de proposer, en concertation avec les acteurs locaux, des programmes d'actions pour une restauration de la qualité des eaux de captages.

Références bibliographiques

- Algret A., 1993 : Enquête sur les pratiques agricoles dans les périmètres de captage de Châteauroux, Rapport de stage, Faculté de Pharmacie de Limoges, 41 p.
- Belpaume P., Ruaudel T. et Boirat J.M., 1998 : Ville de Châteauroux (36) – Carte de vulnérabilité de la nappe souterraine du bassin versant hydrogéologique en amont des captages du Montet et Chambon, Rapport définitif, ANTEA A12286/A, 13 p.
- Boirat J.M., 1998 : Ville de Châteauroux (Indre) – Analyse de la morphologie exokarstique de bassin versant hydrogéologique en amont des captages du Montet et Chambon, *Rapport définitif*, ANTEA A11821/A, 10 p.
- Boirat J.M., 1995a : Amélioration de la qualité de l'eau potable : étude de faisabilité d'un mélange d'eaux des captages du Montet et Chambon et de la nappe du Dogger, ANTEA A04812, 19 p.
- Boirat J.M., 1995b : Amélioration de la qualité de l'eau potable : étude complémentaire de l'aquifère des captages du Montet et Chambon, ANTEA A04537, 111 p.
- Boirat J.M., 1995c : Origine et vulnérabilité de la ressource en eau qui alimente les captages du Montet et de Chambon, Note de synthèse relative aux investigations réalisées sur l'aquifère du Montet et de Chambon entre juillet et novembre 1995, ANTEA A05001, 8 p.
- CHAMBRE D'AGRICULTURE DE L'INDRE, 2004 : Année culturale 2003-2004 – Suivi agronomique des pratiques de fertilisation azotée sur le bassin versant d'alimentation des captages du Montet-Chambon, 37 p.
- Cloarec Y. et Pillet A., 2006 : Etudes Parcelles spécifiques préalables à l'instauration des Périmètres de Protection – Captages du Montet et de Chambon – Commune de Déols (Indre), *Rapport CALLIGEE N05-36004*, 84 p.
- Codarini S., 1994 : La protection des captages d'eau potable de la ville de Châteauroux, Mémoire de stage, Institut National Agronomique Paris-Grignon, 45 p.
- G. PIERSON, 1992 : Département de l'Indre – ville de Châteauroux – Etude relative aux captages du Montet et Chambon, Bureau d'Etudes Géologiques G. PIERSON, 14 p.
- Lallemand-Barrès A. et Roux J.C., 1999 : Périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine – guide méthodologique et réglementaire, *Manuel & Méthodes n°33*, éd. BRGM, 334 p.
- Layer B. et Le Gall A., 2008 : Année culturale 2006-2007 – Suivi agronomique des pratiques de fertilisation azotée sur le bassin versant d'alimentation des captages du Montet-Chambon, Chambre d'Agriculture de l'Indre, 44 p.
- Moulin J., 1996 : Etude pédologique des vallées du ruisseau de la Malterie et de la partie aval du ruisseau de Beaumont (Communes de Déols et Montierchaume), Chambre d'Agriculture de l'Indre, 9 p.
- SAFEGE, 1993 : Captage du Montet et de Chambon, affaire F005/077, 15 p.
- SETHYGE, 1998 : Etude environnementale sur le secteur des captages de la ville de Châteauroux – captages : Montet et Chambon, Société d'Etudes Hydrogéologiques et Géologiques, 30 p.
- Vernoux J.F., Wuilleumier A. et Dörfliger N., 2008 : Délimitation des bassins d'alimentation des captages et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses, Application du guide méthodologique sur des bassins test, *BRGM RP-55875-FR*, 172 p.
- Vernoux J.F., Wuilleumier A. et Dörfliger N., 2007a : Délimitation des bassins d'alimentation des captages et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses, Guide méthodologique, *BRGM RP-55874-FR*, 70 p.
- Vernoux J.F. et al., 2007b : Méthodologie de délimitation des bassins d'alimentation des captages et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses, Rapport intermédiaire : synthèse bibliographique et analyse des études réalisées sur le bassin Seine-Normandie, *BRGM RP-55332-FR*, 284 p.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »**

La gestion qualitative et quantitative de la ressource en eau sur le territoire du SAGE de la basse vallée de l'Ain

Gaela LE BECHEC¹, Cécile HERIVAUX², Laurence GOURCY²

1. Syndicat de la basse vallée de l'Ain, sbva-glebehec@orange.fr
2. BRGM – Service Eau, BRGM c.herivaux@brgm.fr, L.Gourcy@brgm.fr

I. PRESENTATION DU SAGE DE LA BASSE VALLEE DE L'AIN

I.1 Présentation du contexte territorial

La rivière d'Ain prend sa source dans le Jura, sur le plateau de Nozeroy et se jette dans le Rhône au terme d'un parcours de 200 Km.

Dans sa partie amont, l'Ain traverse des gorges profondes (relief karstique) en passant successivement dans 5 retenues artificielles. Le barrage de Vouglans en début de chaîne est le 3^{ème} réservoir artificiel français. Il conditionne tout le fonctionnement hydrologique de la rivière d'Ain.

A partir du dernier barrage (Allement), commence la « basse vallée de l'Ain ». A ce niveau, la rivière coule dans une vaste plaine alluviale avec une pente assez faible. Elle s'étend sur environ 53 Km jusqu'à la confluence avec le Rhône. On retrouve d'ailleurs sur ce secteur des faciès caractéristiques d'un écosystème eaux courantes : une morphologie active caractérisée par un changement fréquent de formes. Cette dynamique crée une diversité de milieux qui regroupent les zones humides comme les bras morts, alimentés par les nappes, et des forêts alluviales. Cette diversité a mené à la création d'un site Natura 2000 « Milieux alluviaux de la basse vallée de l'Ain » qui s'étend tout le long de la basse rivière d'Ain.

Le SAGE de la basse vallée de l'Ain commence donc au barrage d'Allement, et s'étend jusqu'à la confluence avec le Rhône, sur 602 Km², soit 16% de la surface totale du bassin versant de l'Ain.

La basse vallée de l'Ain possède un potentiel en eau souterraine très important, essentiellement situé dans la nappe alluviale de l'Ain. L'utilisation de cette ressource en eau est actuellement diversifiée avec une part importante pour l'irrigation et l'eau potable.

La richesse des milieux et des paysages, et la situation géographique privilégiée à proximité de la région lyonnaise font de la vallée de l'Ain une zone touristique d'importance. La richesse du patrimoine naturel génère un tourisme axé vers les loisirs nautiques et la pêche.

La basse vallée de l'Ain est globalement peu urbanisée, mais la proximité de Lyon crée une pression démographique grandissante sur le secteur. L'activité dominante reste cependant l'agriculture (SAU = 45% du territoire en 2000), tournée vers les grandes cultures, et notamment la culture intensive de maïs irrigué. Le bassin compte également un pôle industriel bien développé (Le Parc Industriel de la Plaine de l'Ain).

I.2 Historique de l'élaboration du SAGE

En 1987, suite à plusieurs épisodes de mortalités piscicoles observées sur la rivière d'Ain, une cellule d'alerte, pilotée par l'Etat, est mise en place. C'est le début d'un processus de concertation centré sur une thématique précise : la qualité piscicole.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Entre 1990 et 1993, le conseil général et l'agence de l'eau financent une « étude de définition d'un schéma global de gestion sur la basse vallée de l'Ain » qui permet d'initier l'idée d'un SAGE à partir de 1992.

Le périmètre du SAGE est délimité en 1995 et la Commission Locale de l'Eau (CLE) est créée (fig.1).

En 1997, le Président de la CLE propose aux communes du SAGE d'adhérer à un SIVU du bassin versant de la basse vallée de l'Ain.

Le SIVU est créé en 1998 par arrêté préfectoral.

En 2001, le SAGE définitif est validé par la CLE, avec cependant la suppression d'un chapitre concernant la gestion des débits.

Le SAGE de la basse vallée de l'Ain est actuellement en révision afin d'être en cohérence avec le nouveau SDAGE 2010-2015 et la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006 qui introduit un règlement dans les SAGE.

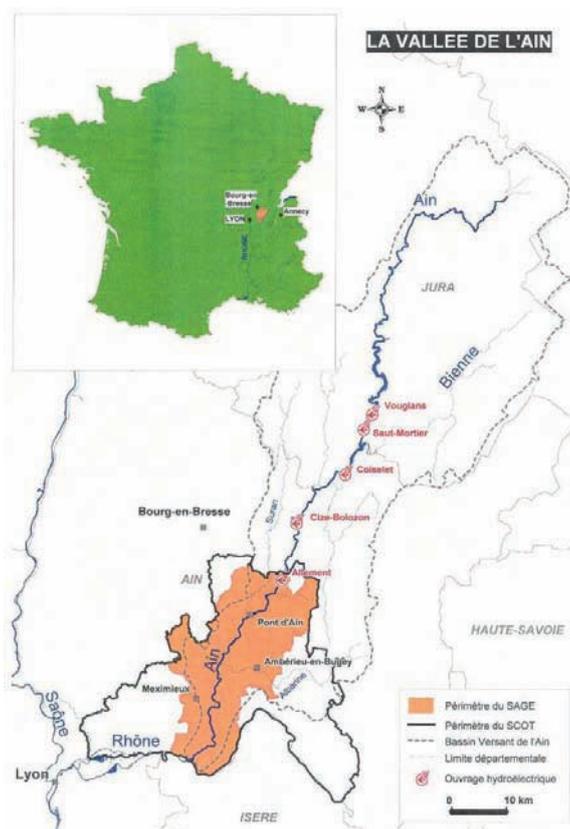


Figure 1 – Localisation du SAGE de la basse vallée de l'Ain

I. 3 Les problématiques de qualité et quantité sur le territoire du SAGE

La morphologie de la basse plaine de l'Ain est liée à l'activité fluvio-glaciaire de l'ère quaternaire dont les périodes successives ont développé les terrasses alluviales actuellement présentes. Ces terrasses emboîtées d'altitudes différentes correspondent aux différents épisodes glaciaires d'avancées (dépôts morainiques) et de retraits des glaciers (dépôts fluvio-glaciaires) sur la période récente du Würm. Ce remplissage d'alluvions fluvio-glaciaires en terrasses correspond à un matériau bien lavé composé de galets, graviers et sables, conférant ainsi une capacité aquifère importante à ces formations. Les épaisseurs sont variables de 2 à 30 m

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

environ (Burgeap, 2005). Les alluvions récentes forment souvent une bande étroite de part et d'autre des rivières.

Les formations les plus anciennes présentes dans la basse vallée de l'Ain correspondent aux dépôts morainiques subsistant sous forme de collines boisées, subdivisant la plaine alluviale. Assez hétérogènes, ces formations souvent très argileuses et peu perméables sont épaisses de 5 à 15 mètres environ et tapissent parfois le fond de la plaine.

La nappe alluviale de la plaine de l'Ain est très peu protégée par une couverture superficielle. De ce fait, elle apparaît très vulnérable aux pollutions.

La plaine de l'Ain, siège d'une intense activité agricole, présente des valeurs très variables en nitrates (6 à 80 mg/L) et pesticides (1,2 µg/L) dépassant souvent les normes de conformité (Calipseau, 2008) (fig.2).

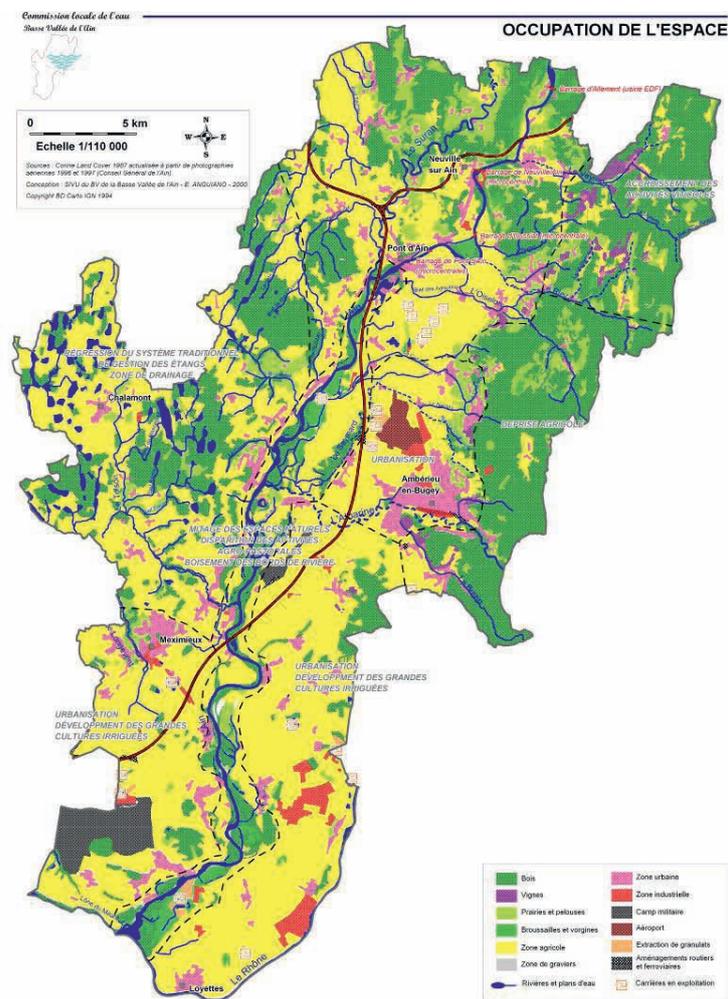


Figure 2 – Occupation du sol en basse vallée de l'Ain (SAGE, 2003)

On rencontre des teneurs élevées en nitrates et pesticides surtout dans les nappes de terrasses où l'activité agricole est importante.

La nappe d'accompagnement de la rivière d'Ain présente des valeurs relativement faibles. Deux zones atypiques du territoire possèdent de faibles teneurs en nitrates et pesticides. Elles sont identifiées dans le SAGE comme « zones sanctuaires » pour l'AEP.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

Par ailleurs, la basse vallée de l'Ain possède un fonctionnement hydrologique également perturbé par la présence de barrages hydroélectriques. Ainsi, la gestion quantitative de la ressource sur notre territoire n'est pas sans conséquence sur les activités du haut bassin.

I. 4 L'intégration de la DCE dans la révision du SAGE et les programme d'actions

Le SAGE n'a pu, dans sa version approuvée en 2003, intégrer tous les aspects, principalement à cause d'un périmètre non adapté pour aborder les questions quantitatives. Le SDAGE 2009 a pourtant identifié en déséquilibre quantitatif la masse d'eau de la basse vallée de l'Ain.

Pour être en conformité avec la législation et le nouveau SDAGE, le SAGE de la basse vallée de l'Ain doit être révisé. Cette révision doit permettre, en outre, de réintégrer la question de la gestion quantitative des ressources sur notre territoire, et d'intégrer les objectifs de bon état des masses d'eau de la DCE.

En ce qui concerne la basse vallée de l'Ain, en terme d'eau superficielle, l'Ain a un objectif de bon état à l'échéance 2015, et environ la moitié des affluents ont un objectif repoussé à 2021.

En eau souterraine, les alluvions de la plaine de l'Ain ont un objectif de bon état quantitatif fixé à 2015, et chimique repoussé à 2021.

Pour concourir aux objectifs d'atteinte du bon état fixé par la DCE, en plus du SAGE, un programme d'actions a été mis en place à travers le contrat de bassin, signé en 2006 pour une durée de 5 ans. Ce contrat a d'ores et déjà permis de réaliser des travaux permettant l'amélioration de la qualité des eaux, via des programmes de construction/rénovation de stations d'épuration, d'études de réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires, des actions d'amélioration des milieux aquatiques et de leurs annexes.

II. GESTION QUANTITATIVE : ETUDE DE DETERMINATION DES VOLUMES MAXIMUMS PRELEVABLES

II. 1 Contexte de l'étude

Une étude a été lancée par la DIREN de bassin au moment de l'élaboration du SAGE pour étudier les différents scénarios de gestion quantitative proposés au SAGE. Cette étude avait pour objectif d'évaluer les conséquences sur l'amont et l'aval du bassin des différentes préconisations, et de proposer des scénarios susceptibles de répondre aux attentes de l'amont et l'aval. Suite à cette étude, un comité technique s'est créé pour établir une « boîte à outils débits » dans la quelle a été recensé l'ensemble des actions déjà expérimentées ou à expérimenter dans le cadre de la cellule d'alerte sur la basse vallée de l'Ain.

Le SAGE a cependant été validé sans le chapitre concernant la gestion des débits.

En 2005, le conseil général de l'Ain lance une étude de modélisation de la nappe alluviale de la plaine de l'Ain, dont l'objectif est d'aider à la mise en place de scénarios de gestion quantitative de la ressource en eau souterraine. Le modèle permet en effet, à l'échelle du territoire, d'évaluer les effets de projets de pompages, ou de scénarios de réductions des prélèvements sur les niveaux piézométriques de la nappe, mais également sur les échanges nappe/rivière.

Par ailleurs, 2 instances existent :

- la cellule d'alerte : instance de concertation chargée de surveiller l'état écologique de la rivière d'Ain en période d'étiage. Cette instance, sous l'égide du préfet, peut demander des actions telles que lâcher d'eau depuis le barrage de Vouglans, afin de prévenir ou d'enrayer des épisodes de stress et mortalité piscicole.

- le comité de gestion de l'étiage : chargé de surveiller les niveaux des cours d'eau du département de l'Ain (à l'exception de la rivière d'Ain) et de faire appliquer des restrictions selon un arrêté cadre. Seules les nappes d'accompagnement des cours d'eau (15 m de part et d'autre du cours d'eau) sont prises en compte.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

La nappe alluviale de la plaine de l'Ain n'est pas intégrée à ce dispositif. Pour autant, les suivis réalisés sur le territoire sont portés à la connaissance de ce comité, et des restrictions peuvent être décidées par le Préfet.

La basse vallée de l'Ain a été identifiée comme zone en déséquilibre quantitatif sur laquelle des actions relatives aux prélèvements, et plus largement à la modification anthropique du régime hydrologique et hydrogéologique, ont été identifiées dans le programme de mesures du SDAGE comme étant nécessaires à l'atteinte du bon état et du bon potentiel.

II. 2 Objectifs

L'étude des volumes maximums prélevables a pour objet la détermination, à l'échelle d'une année hydrologique, des volumes maximums prélevables et des débits d'objectifs pour les masses d'eau souterraine et superficielle classées en déficit quantitatif, et les propositions en terme de gestion quantitative pour la révision du SAGE, qui seront ensuite discutées en CLE et dans une instance de concertation entre l'Ain et le Jura.

II. 3 Déroulement – phasage

L'étude comporte plusieurs phases :

- Phase 1 : caractérisation des sous-bassins et aquifères et recueil de données complémentaires
- Phase 2 : bilan des prélèvements existants et analyse de leurs évolutions
- Phase 3 : impact des prélèvements et quantification des ressources existantes
- Phase 4 : détermination des débits minimum biologiques et objectifs de niveau de nappe

Cette phase vise à définir un Débit minimum biologique, qui ici sera traduit en régime biologique minimum afin de tenir compte des saisonnalités d'évolution de la ressource en eau et des cycles biologiques des différentes espèces cibles de la rivière d'Ain. Des niveaux piézométriques d'alerte et niveaux piézométriques de crise renforcée seront proposés. Des débits d'objectif d'étiage et débit de crise renforcée seront également proposés. L'ensemble de ces valeurs sont amenées à être discutées en comité de pilotage et en CLE afin de concilier les besoins des milieux aquatiques et les usages liés aux activités humaines.

- Phase 5 : détermination des volumes prélevables
- Phase 6 : proposition de répartition des volumes entre les usages et en fonction des enjeux territoriaux.

II. 4 Les particularités territoriales

La difficulté sur notre territoire réside dans le périmètre de l'étude. En effet, la détermination des volumes prélevables devra se faire sur les masses d'eau de la basse vallée de l'Ain, cependant, l'hydrologie et l'hydrogéologie sont en partie influencées par l'amont du bassin et les aménagements hydroélectriques. Cette particularité amène à reconsidérer les débits naturels reconstitués en l'absence des barrages, et ainsi à définir les prélèvements liés à l'activité hydroélectrique (déplacement de masse d'eau dans le temps).

Par ailleurs, la rivière d'Ain et sa nappe d'accompagnement sont intimement liées, et les échanges nappe/rievière jouent un rôle prépondérant sur l'écologie de la rivière, et la gestion en période de fort étiage (les zones de résurgences phréatiques constituent des zones refuges pour les poissons, et apportent de la fraîcheur à la rivière).

Du fait des mortalités observées ces dernières années (durant les années chaudes et sèches) sur la rivière d'Ain et des faibles précipitations de printemps amenant des niveaux de nappe plutôt bas, malgré une bonne réactivité et recharge de celle-ci, des tensions existent entre les différents usagers de la ressource en eau. Notamment avec l'agriculture, forte consommatrice d'eau en période d'étiage pour les besoins en irrigation du maïs, bien qu'une partie de l'eau utilisée sur le sud du territoire provienne d'un prélèvement au Rhône, et non dans la nappe alluviale.

II. 5 L'intégration au SAGE

Les résultats de cette étude seront utilisés dans le cadre de la révision du SAGE. Les propositions de répartition des volumes prélevables serviront de base à la discussion en CLE afin de fixer, dans la concertation, des règles de gestion quantitative de la ressource en eau qui puisse concilier l'ensemble des usages et de tenir compte des contraintes du bassin amont.

III. GESTION QUALITATIVE : CARACTERISATION DE L'INERTIE DES SYSTEMES AQUIFERES VIS-A-VIS DES APPORTS DIFFUS D'ORIGINE AGRICOLE : APPLICATION A L'AQUIFERE DE LA PLAINE DE L'AIN

III. 1 Contexte de l'étude et partenariats

La surveillance accrue de la qualité des eaux souterraines depuis plusieurs années a mis en évidence, en France, des contaminations significatives des aquifères par les nitrates et/ou les produits phytosanitaires d'origine agricole.

Le principal objectif fixé par la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) est que les masses d'eau présentent, d'ici 2015, un bon état quantitatif et qualitatif. La Directive impose ainsi aux Etats Membres, non seulement de caractériser le niveau de contamination des eaux souterraines, mais aussi d'étudier les tendances d'évolution des concentrations des polluants. Les Etats Membres doivent aussi mettre en place un programme d'actions afin d'atteindre le bon état. Au sein du bassin RMC, 20% des masses d'eau sont classées en risque de non atteinte du bon état écologique (RNABE) pour des raisons de pollutions diffuses d'origine agricole (nitrates, pesticides). Aux difficultés de mise en œuvre de programmes d'actions permettant de retrouver une qualité des eaux convenable, se surimpose le problème de l'inertie des hydrosystèmes comprenant une composante « eaux souterraines » significative. En effet, même si les pressions anthropiques redevenaient nulles dès à présent, l'existence d'un stock de solutés (nitrates, phytosanitaires) dans les sols, la zone non saturée et les aquifères, ne permettrait pas un retour instantané à une eau de bonne qualité (tant au sein des aquifères concernés qu'au sein des eaux de surface alimentées par ces aquifères).

Un verrou et une question scientifique majeure auxquels il convient de répondre est donc la détermination du temps de réponse des hydrosystèmes à des modifications des pratiques (programmes d'actions et de mesures notamment), en particulier pour les hydrosystèmes comprenant une composante souterraine significative. Cette quantification du temps de réponse requiert, outre la quantification des stocks au sein de ces différents compartiments (sols, zone non saturée, aquifères), l'évaluation des flux et de la vitesse de transfert de l'eau et des solutés associés en leur sein.

Deux approches complémentaires, utilisation des CFCs et modélisation, ont été mises en œuvre pour permettre, outre l'amélioration des performances des modèles hydrogéologiques, la validation de l'utilisation de ces nouveaux traceurs dans différents contextes hydrogéologiques.

La question de l'acceptabilité (et de fait de la faisabilité) des mesures envisagées, notamment par la profession agricole, requiert le couplage de ces approches hydrogéologiques avec une méthodologie d'évaluation socio-économique de cette question.

Le projet de recherche financé par le BRGM et l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse s'est doté d'un comité technique de pilotage comportant le SBVA, l'ASIA, la chambre d'agriculture de l'Ain et Rhône-Alpes, le Conseil Général de l'Ain, Arvalis, DREAL Rhône-Alpes, Agridev et DDT de l'Ain.

III. 2 Objectif de l'étude

L'objectif général de ce projet est de développer et appliquer une méthodologie intégrée visant à évaluer l'efficacité environnementale des différentes mesures envisagées dans les programmes d'action DCE de lutte contre les pollutions diffuses d'origine agricole concernant les aquifères alluviaux/fluvio-glaciaires. Cette méthodologie est développée sur la partie sud de l'aquifère de la plaine de l'Ain, zone la plus affectée par les pollutions diffuses exercées par les nitrates.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

La méthodologie proposée repose sur le couplage de deux approches :

- Une approche hydrogéologique basée sur la caractérisation géochimique des eaux et une modélisation quantitative et qualitative.
- Une approche économique visant à construire des scénarios tendanciels de l'agriculture de la plaine de l'Ain, à sélectionner des programmes de mesures coûts-efficace de lutte contre la pollution diffuse par les nitrates (scénarios d'action) et à évaluer leur acceptabilité.

Il est également nécessaire de permettre la mise en place d'une méthodologie transposable sur d'autres territoires et d'être en mesure d'apprécier l'impact sur la connaissance des phénomènes de la dégradation de l'information.

III. 3 Pourquoi le choix de l'aquifère de la plaine de l'Ain ?

Les aquifères alluviaux/fluvio-glaciaires sont bien représentés au sein du district RM&C. Du fait de leurs caractéristiques géomorphologiques et pédologiques, ils sont soumis, de longue date, à de fortes pressions agricoles. Parmi ceux-ci, l'aquifère de la plaine de l'Ain dispose d'un état de connaissances important. Il a notamment fait récemment l'objet d'une modélisation hydrogéologique quantitative. Par ailleurs, il dispose d'une structure de gestion dédiée (SBVA) et a fait l'objet d'un SAGE.

III. 4 Les différentes phases du volet hydrogéologique

Ce volet comporte les principales phases suivantes :

1) Réflexion sur l'architecture générale du projet et l'introduction d'une composante socio-économique ; synthèse et interprétation des données existantes, révision du modèle conceptuel de l'aquifère (quantité, qualité), orientations en terme d'acquisition de données complémentaires et de modélisation et reprise des données du modèle quantitatif développé par le Burgéap sous MODFLOW et intégration sous MARTHE, logiciel BRGM permettant notamment d'aborder le transfert de polluants. Cette phase s'est déroulée en 2008.

2) Acquisition de données hydrogéochimiques et en terme de datation des eaux par traçage CFC, SF₆ et tritium.

Cette étape consiste à connaître l'état chimique et dynamique de l'aquifère par des prélèvements d'eau et des mesures physico-chimiques à un moment donné. Les études hydrogéochimiques permettent d'obtenir d'autres informations utiles comme les temps de résidence des eaux, temps de transferts et échanges au sein du système aquifère. Ces outils sont d'abord chimiques (éléments dissous majeurs et quelques éléments traces) qui sont nécessaires à l'évaluation de la qualité générale de la nappe et permettent une première estimation des processus géochimiques qui ont lieu au sein de l'aquifère ou en relation avec la rivière et des variations aux changements de concentrations en polluants. Mais l'estimation des tendances et donc des temps de transferts des solutés nécessite, en l'absence de modèles de transports, une bonne estimation des temps de résidence des eaux souterraines ou la datation des eaux souterraines et des solutés associés. Etant données les vitesses de renouvellement de la ressource en eau, les méthodes de datation des eaux « jeunes » sont nécessaires. Les méthodes de datation des eaux d'une tranche 0-50 ans (eaux jeunes) se basent sur des éléments radioactifs (³H) et des gaz dissous dans l'eau (CFC, SF₆).

Cette estimation de la qualité des eaux avec un échantillonnage dense sur la partie sud de l'aquifère alluvial de la plaine de l'Ain a été effectuée en période d'irrigation des cultures (été 2008 et 2009) et a inclus des analyses classiques des paramètres physico-chimiques (NO₃, NO₂, NH₄) et l'estimation des teneurs en certains pesticides par méthode immunoenzymatique dit tests « ELISA ».

3) Acquisition d'autres types de données nécessaires à la reconstruction du modèle hydrodynamique sous MARTHE et à la modélisation pour la période 2002-2005 afin de comparer les résultats. Acquisition de nouvelles données et extension de la période de simulation (période 2002-2008) afin d'améliorer la

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

calibration de ce modèle. Le nouveau modèle hydrodynamique 2D a été présenté au COPIL en 2009 pour validation avant son utilisation pour l'estimation des transferts de nitrates.

4) Développement et réalisation d'une modélisation couplée quantité-qualité : développement d'un couplage du modèle 2D de la zone saturée (MARTHE) avec le modèle global BICHE de calcul d'excédents de nitrates et de leur transfert à travers la zone non saturée (un modèle BICHE par zone homogène de culture et d'épandage). Le couplage des modèles simulant le transfert et les processus bio et géochimiques de solutés tels que les nitrates et des modèles hydrodynamiques simulant l'écoulement de l'eau et des solutés (nitrates par exemple) est un procédé en développement actuellement dans plusieurs laboratoires. Cette méthode basée sur une double modélisation nécessite un nombre important de données actuelles et historiques, pas toujours disponibles ou de qualité et quantité pas toujours suffisantes. Pour le modèle BICHE des données actuelles et historiques relatives aux intrants de produits azotés, types et extension des cultures, pratiques agricoles (période de fertilisation, calendrier de semis) et minéralisation du sol seront également collectées. Cette phase de l'étude a demandé un travail important de collecte de l'information sur les pratiques agricoles et sur les concentrations historiques en nitrate sur la plaine de l'Ain. Pour la calibration du modèle BICHE il est nécessaire d'obtenir les chroniques les plus longues possibles. Sur la plaine de l'Ain les données sont disponibles à partir du début des années 1980. Il existe peu de données antérieures qui nous permettraient de caler la période sensible du début de l'utilisation intensive des fertilisants azotés. D'autre part des secteurs (point de Loyettes par exemple) ne disposent pas de données enregistrées en continu sur une période significative. Le couplage BICHE-MARTHE a été automatisé afin de faciliter les multiples simulations. La vérification de la qualité du modèle a été réalisée par comparaison avec deux grandes campagnes de mesures des concentrations en nitrates des eaux souterraines réalisées en 1999 et 2008. La variabilité spatiale des concentrations en nitrates étant hétérogène et la modélisation ne prenant en compte que 9 secteurs considérés comme homogènes, le calage ne peut se faire qu'à l'échelle de la plaine de l'Ain (fig.4). Cette opération a été achevée fin septembre 2010.

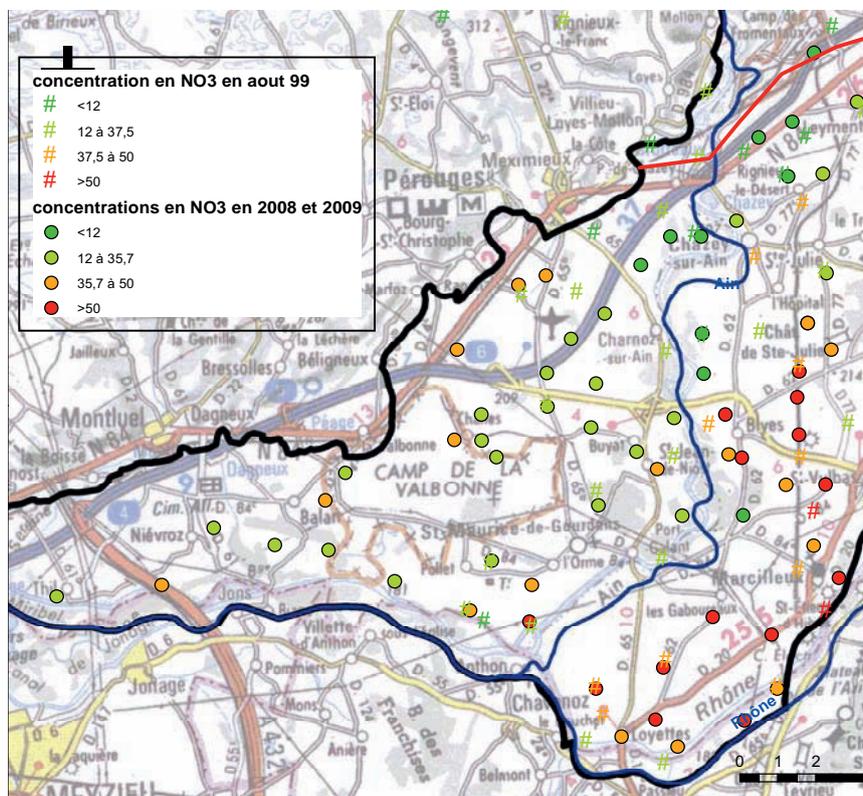


Figure 4 – Distribution spatiale des concentrations (en mg.L^{-1}) en nitrates des eaux souterraines dans la plaine de l'Ain (données 2008, 2009, août 1999)- Fond IGN (BRGM)

III. 5 Les différentes phases du volet économique

La démarche méthodologique du volet économique est structurée en trois principales étapes : la première consiste à construire des scénarios tendanciels d'évolution de l'agriculture de la plaine de l'Ain de manière à simuler l'évolution tendancielle de la qualité de la nappe ; la seconde étape consiste à identifier et analyser les coûts et l'efficacité de mesures de réduction de la pollution exercée par les nitrates ; enfin la dernière étape consiste à sélectionner et évaluer l'acceptabilité de programmes de mesures les plus coût-efficaces pour atteindre le bon état.

Etape 1. Scénarios tendanciels, déviations possibles et simulations de base

Cette première étape a pour objectif de simuler l'évolution future de la qualité de la nappe en l'absence de mise en œuvre de programme de mesures DCE aux horizons 2015, 2021 et 2027. Deux types de scénarios ont été simulés : deux scénarios tendanciels contrastés et deux scénarios simplifiés théoriques.

Les **scénarios tendanciels** contrastés (Hérivaux et Surdyk, 2010) décrivent les évolutions que l'agriculture est susceptible de connaître en absence de mesures volontaristes visant à maîtriser les pollutions diffuses d'origine agricole. Ces scénarios ne sont pas uniquement construits sur la base d'une prolongation des tendances passées, ils intègrent également les effets anticipés de l'évolution future de facteurs comme la réforme de la PAC, l'évolution du prix de l'énergie, etc. Dans un contexte où de nombreuses incertitudes existent sur les facteurs de changements (l'évolution de la PAC à partir de 2013, l'évolution des cours mondiaux des céréales et oléoprotéagineux, l'évolution de la disponibilité des ressources en eau pour l'irrigation, etc.), il est apparu essentiel de considérer que l'agriculture de la plaine en 2030 ne pouvait pas se résumer à une seule vision possible de poursuite des tendances. Deux évolutions tendanciennes de l'agriculture assez contrastées ont été construites, de manière à englober une grande partie des futurs possibles de l'agriculture de la plaine de l'Ain. La construction de ces scénarios contrastés s'est basée sur une revue de bibliographie, la collecte et l'analyse de données statistiques et la mobilisation d'experts locaux lors d'un atelier « Quelle agriculture sur la plaine de l'Ain en 2030 ? » (février 2010).

Les **scénarios simplifiés théoriques** correspondent à une vision totalement virtuelle de l'agriculture : le scénario « zéro culture » qui suppose un arrêt total des apports de nitrates d'origine agricole (mais pas forcément un arrêt des pertes de nitrates vers la nappe) et permet d'évaluer quelle est la durée minimum nécessaire à l'amélioration de la qualité de la nappe et le scénario « poursuite à l'identique des pratiques actuelles ». Contrairement aux deux précédents, ces scénarios théoriques ne reposent sur aucune analyse économique.

Ces quatre scénarios d'évolution de l'agriculture ont été traduits spatialement en termes de changements d'occupation du sol (part de la SAU dans la superficie totale, types de successions culturales), changement de la part des superficies irriguées, à partir d'une analyse des données 2008 à l'îlot du Registre Parcellaire Graphique (convention ASP-BRGM). Ces modifications sont ensuite traduites en termes agronomiques de changement d'application d'azote, de besoins des plantes, de minéralisation de l'azote du sol et des résidus végétaux après récolte (juillet 2010).

L'évolution de la concentration en nitrates dans la nappe selon ces différents scénarios a été simulée par l'utilisation du modèle couplé BICHE-MARTHE (septembre/octobre 2010). Ces simulations permettront de dire s'il est possible d'atteindre le bon état, sous quel délai minimum (scénario 0 culture) et d'évaluer les efforts à fournir en termes de réduction de pressions polluantes pour atteindre les objectifs réglementaires.

Etape 2. Identification des mesures, efficacité et coûts unitaires

La seconde étape a pour objectif d'identifier les mesures pouvant permettre de réduire les pressions polluantes exercées par les nitrates. Une typologie des mesures sera proposée, accompagnée de leurs coûts unitaires de mise en œuvre et d'une évaluation des surfaces sur lesquelles ces mesures peuvent techniquement être mises en œuvre. L'efficacité de chaque mesure sera évaluée en réalisant des simulations

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

avec le modèle couplé BICHE-MARTHE. L'efficacité sera mesurée soit en termes de réduction de la concentration en nitrates dans les eaux de lessivage, soit en termes d'amélioration de la qualité de la nappe, de manière à pouvoir calculer pour chaque mesure un ratio coût-efficacité.

Etape 3. Evaluation économique des mesures

Il s'agit dans cette étape de sélectionner les combinaisons de mesures les plus coût-efficaces pour atteindre le bon état. Ces différentes combinaisons seront discutées d'un point de vue de leur faisabilité, de leur acceptabilité, et des bénéfices engendrés par l'atteinte du bon état. La faisabilité et l'acceptabilité des mesures pourront faire l'objet d'une discussion ou débat avec les professionnels de l'agriculture. L'évaluation des bénéfices se fera sur la base d'une revue de la littérature (pas d'analyse économique du type évaluation contingente envisagée) et les résultats pourront être mis en perspective avec les coûts estimés ; ils pourront aussi alimenter le débat avec la profession agricole.

6) résultats et synthèse du projet. Publications scientifiques. 2010-2011

III. 6 Intérêt de ce programme de recherche pour les gestionnaires du territoire

Cette étude permettra de connaître les tendances d'évolution des polluants et les risques de non atteinte du bon état sur la plaine de l'Ain pour les gestionnaires de ce territoire.

Elle permettra en outre d'aider à la localisation des secteurs sur lesquels doivent porter les efforts pour l'amélioration de la qualité des eaux, et d'y mettre en place des mesures efficaces pour atteindre les objectifs. Elle va également permettre une meilleure communication auprès des acteurs du territoire pour expliquer l'intérêt des mesures choisies et les gains que l'on peut en espérer, à la fois en terme de résultat qualitatif et de temps par rapport à l'atteinte de ces résultats.

Références bibliographiques :

- Commission locale de l'Eau, Semelet J, mars 2003, Le SAGE de la basse vallée de l'Ain, *pp 212*.
- Costaz I., août 2005, Modélisation de la nappe alluviale de la basse plaine de l'Ain et de ses milieux annexes – Phase 1, BURGEAP, *pp 30*.
- Gourcy L., Surdyk N., thiéry D., Winckel A., Cary L., Amraoui N., décembre 2008, caractérisation de l'inertie des systèmes aquifères vis-à-vis des apports diffuse d'origine agricole – application à l'aquifère de la plaine de l'Ain – rapport final phase 1 (CAPLIPSEAU), BRGM, *pp 103*.
- Pigeon J-L., WOERTHER S., Garros H., mars 2003, Etude sur l'optimisation de la gestion des débits de la rivière d'Ain – rapport technique de phase 1, COYNE et BELLIER, *pp147*.
- Syndicat de la basse vallée de l'Ain, avril 2010, cahier des charges « étude de détermination des volumes maximums prélevables », *pp34*.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »**

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

LA DCE 10 ANS APRES :
une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines.
Avancées techniques et scientifiques

Dix septièmes Journées Techniques du Comité Français
de l'Association Internationale des Hydrogéologues

25-27 novembre 2010
CIAS, Toulouse, France

POSTERS

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »**

Identification et cartographie des zones à risque élevé pour la présence d'éléments traces dans les eaux : Moteur de connaissance de la qualité des eaux dans les DOM

J. Lions, A. Brenot, L. Chery, B. Aunay, A. Dumon, M. Parizot, B. Vittecoq
BRGM, Service EAU, Services Géologiques Régionaux
j.lions@brgm.fr

I. CONTEXTE DE LA DCE

La Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) et sa directive fille de décembre 2006 (2006/118/CE) imposent aux Etats Membres d'évaluer l'état de leurs masses d'eau souterraine et de surface. L'évaluation du bon état chimique des masses d'eau nécessite de bien connaître les fonds géochimiques naturels de manière à distinguer les éléments traces naturellement présents dans le milieu de ceux résultant des activités humaines. En effet, un certain nombre d'éléments traces posent problème pour l'utilisation de la ressource pour l'usage « alimentation en eau potable » (AEP) par la présence, localement, de teneurs supérieures aux seuils imposés par la réglementation. Il est donc important d'apprécier les niveaux des fonds géochimiques naturels pour ces éléments, tels arsenic, sélénium, zinc,... à la fois pour les eaux souterraines mais aussi pour les eaux de surface.

II. MISE EN ŒUVRE DE LA DEMARCHE DANS LES DOM

Un premier projet d'identification des zones à risque de fond hydrogéochimique élevé en éléments traces a été mené sur le territoire métropolitain en 2006 [[1],[2][3]. Pour ce faire, une démarche pour la mise en œuvre de ces études a été élaborée afin d'établir les cartographies de manière similaire pour l'ensemble du territoire [[3]. Afin de disposer d'éléments communs à tout le territoire français, ce travail a été poursuivi entre 2007 et 2009 dans les DOM (Guadeloupe, Martinique, Réunion, Guyane) [[4][5][6][7].

Cette démarche a consisté en une synthèse bibliographique des données existantes ; à l'extraction de l'ensemble des données qualité bancarisées dans les bases de données ADES et DDASS pour les eaux de surface et les eaux souterraines. Ces données ont été au préalable validées et corrigées si nécessaires (généralement des erreurs d'unité) puis un traitement statistique des données brutes a été réalisé. L'ensemble des informations collectées a été ensuite croisé sur des supports cartographiques pertinents. Ainsi ont été identifiées des unités géologiques pouvant présenter des caractéristiques comparables en termes d'occurrence et de mobilisation des éléments majeurs et traces vers les eaux souterraines et les eaux de surface. Une délimitation des zones à risque de fond géochimique élevé a été faite en attribuant pour chaque zone un niveau de confiance (faible, moyen et élevé) rendant compte de la disparité des données disponibles. Pour les zones où le niveau de confiance est clairement insuffisant, des recommandations concernant la définition de futurs programmes pertinents d'acquisition de données ont été formulées.

La mise en œuvre de la démarche dans les DOM a dans un premier temps nécessité de recenser l'ensemble des données qualités (éléments inorganiques) disponibles pour les eaux souterraines et les eaux de surface. Cette étape s'est retrouvée vite confrontée aux manques de données d'une part bancarisées et d'autre part au faible nombre de points de prélèvement ou de paramètres analysés dans les DOM. Cette difficulté a été toute particulière pour la Guyane où certaines masses d'eau ne présentent qu'un point de prélèvement pour des

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

superficiés de plusieurs milliers de km² (Fig. 1). En outre, le nombre d'analyses pour une station est souvent limité, ainsi, les occurrences en éléments traces sont rarement répétées pour une station donnée. Par ailleurs, les seuils de quantification de certains éléments sont parfois trop élevés pour évaluer le fond géochimique.

Ainsi, la délimitation des zones à risque de fond géochimique a dû s'appuyer sur une approche de type prédictive basée sur l'analyse des formations géologiques plutôt que sur l'interprétation de données qualité.

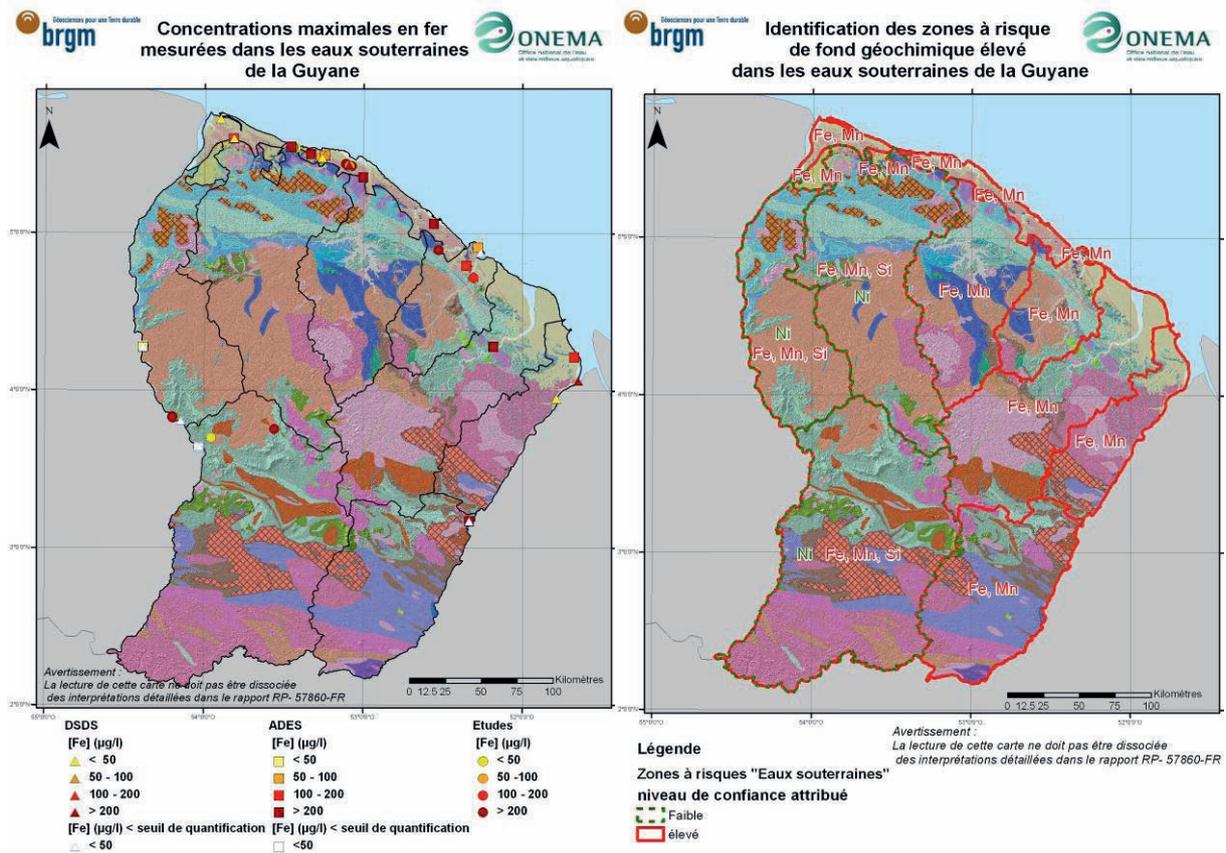


Figure 1 – Concentrations en fer en (à g.) et cartographie des zones à risque (à d.) pour les eaux souterraines de la Guyane

Globalement dans les zones littorales, l'influence des intrusions salines sur le fond hydrogéochimique a été le plus souvent identifiée (Fig. 2). Les contextes volcaniques des îles sont également souvent favorables à un fond hydrogéochimique élevés en fer, manganèse et parfois aluminium selon la nature des formations volcaniques et leur degré d'altération (Fig. 1 et 2). Ces éléments sont dans ces contextes principalement mobilisés sous formes colloïdales. Pour les zones volcaniques, les phénomènes hydrothermaux sont fréquents et localement des zones de risque de fond hydrogéochimique élevé ont pu être délimitées pour les éléments associés à ces mécanismes comme le fluor ou l'arsenic.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

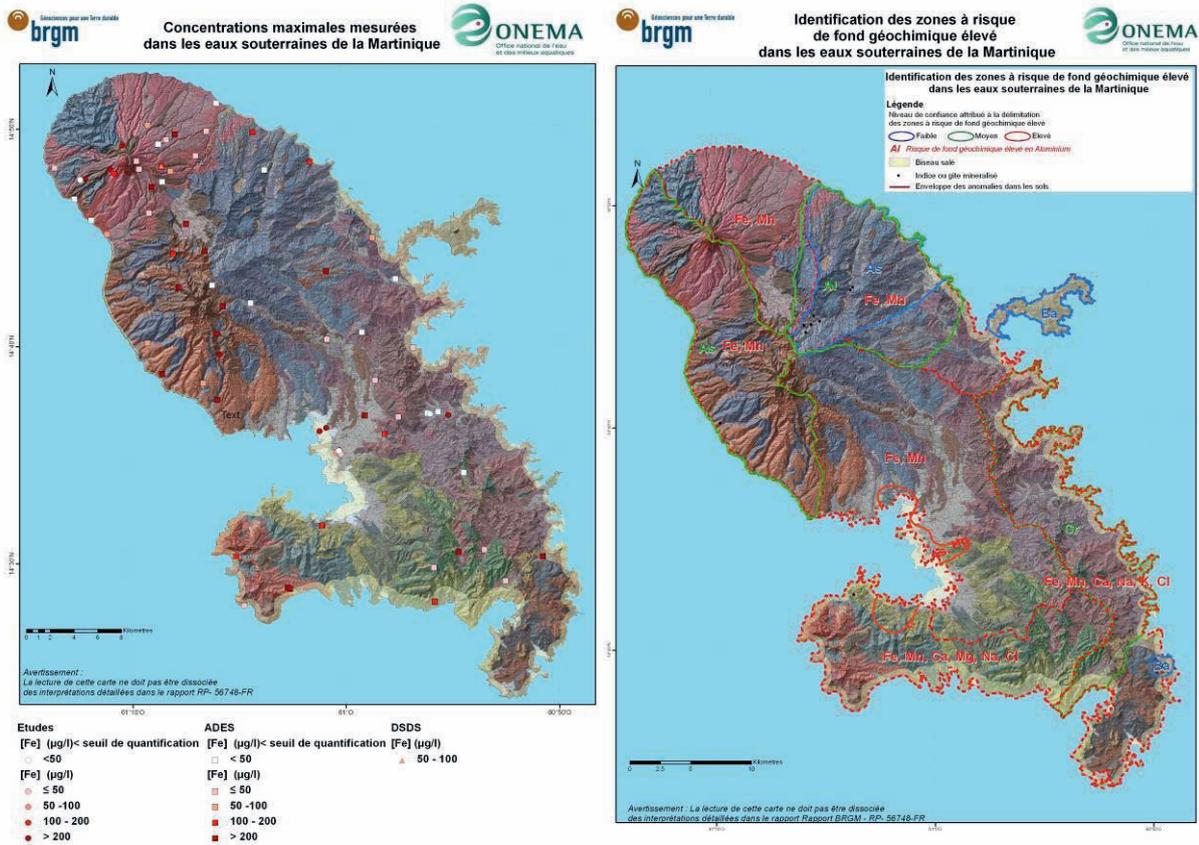


Figure 2 – Concentrations en fer en (à g.) et cartographie des zones à risque (à d.) pour les eaux souterraines de la Martinique

III. PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS

Pour les DOM, la disparité des données disponibles et des niveaux de confiance attribués aux zones à risque de fond géochimique élevé montre clairement la nécessité de compléter et d'améliorer les connaissances.

Suivant le niveau de confiance (ou connaissance) attribué à chaque zone identifiée comme présentant un fond géochimique élevé, les futurs programmes d'acquisition de données notamment pour les éléments traces répondront à différentes finalités : identifier (niveau de confiance faible), préciser (niveau de confiance moyen) ou estimer (niveau de confiance élevé) le fond géochimique. Les recommandations concernant les futurs programmes d'acquisition de données qui ont pu être formulées sont issues des travaux du laboratoire Aquaref [[8]. Celles-ci concernent notamment le choix des supports à analyser pour les eaux de surface et les eaux souterraines, la période et la fréquence d'échantillonnage, le protocole d'échantillonnage et le protocole analytique.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Références bibliographiques :

- [1] Brenot A., Blum A., Chery L. (2006). – Identification des zones à risque de fond géochimique élevé en éléments traces dans les cours d'eau et les eaux souterraines du bassin Rhône – Méditerranée et Corse. Rapport de phase 3. Définition d'un programme d'acquisition de données. *Rapport BRGM RP-54663-FR*, 45 p, 3 ann.
- [2] Brenot A., Gourcy L., Allier D. et al. (2007). – Identification des zones à risque de fond géochimique élevé en éléments traces dans les cours d'eau et les eaux souterraines. *Rapport BRGM RP-55346-FR*, 5 volumes.
- [3] BRGM (2006) – Guide technique – Qualité naturelle des eaux souterraines – Méthode de caractérisation des états de référence des aquifères français. BRGM Editions, 248p.
- [4] Lions J., Allier D., Pinson S., Vittecoq B. (2008a) - Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines en Martinique. *Rapport BRGM RP-56748-FR*, 122 p.
- [5] Brenot A., Allier D., Dumon A. (2008) - Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines en Guadeloupe. *Rapport BRGM RP-55709-FR*, 109p.
- [6] Lions J., Pinson S., Parizot M. (2009) - Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines de la Guyane. *Rapport BRGM RP-57860-FR*, 119 p.
- [7] Lions J., Pinson S., Aunay B. (2008b) - Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines de la Réunion. *Rapport BRGM RP-56856-FR*, 126 p.
- [8] Ghestem J.P., Crouzet C., Girardot N. (2008), Estimation des fonds géochimiques en éléments traces des eaux de surface continentales et des eaux souterraines : cahier des charges pour l'analyse et le prélèvement. Version 0, *BRGM/RP-56835-FR*, 38 p.

Modélisation des pollutions diffuses (pesticides, nitrates) dans la nappe des calcaires de Champigny

S.Bellier¹, P.Viennot¹, E.Ledoux¹, C.Schott², P. Péré²

1-Centre Géosciences, Mines ParisTech, Unité SHR, 35 Rue Saint - Honoré, 77305 Fontainebleau

2- INRA, Unité ASTER – Mirecourt, 662 avenue Louis Buffet, 88500 Mirecourt,
sandra.bellier@mines-paristech.fr,pascal,viennot@mines-paristech.fr,emmanuel.ledoux@mines-
paristech.fr,celine.schott@mirecourt.inra.fr

La nappe des calcaires de Champigny alimente en eau potable plus d'un million de franciliens. Les captages exploités se concentrent principalement dans la fosse de Melun et dans la basse vallée de l'Yerres. Certains ont été identifiés comme stratégiques et donc prioritaires dans le cadre de la LEMA (Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques) et dans le cadre du Grenelle de l'environnement ou par le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) Seine Normandie. La nappe des calcaires de Champigny fait partie de la masse d'eau souterraine 3103 dont le bon état écologique imposé par la Directive Cadre Européen sur l'Eau (DCE) doit être atteint en 2027.

Du fait de leurs proximités, les champs captants ont des zones d'alimentation pouvant être considérées comme confondues. Une phase d'étude préliminaire de détermination du bassin d'alimentation des captages (BAC) a montré que la zone d'intérêt était très étendue (plus de 2000 km²), englobant notamment les bassins de l'Yerres et de l'Ancœur. Les BAC se situent en partie dans la Brie Française et Centrale où plus de 50% des terres sont exploitées par une agriculture intensive.

Au niveau des pollutions diffuses d'origine agricole, la fosse de Melun reste à ce jour relativement peu contaminée avec des teneurs moyennes en nitrates de 25mg/l en comparaison des 50 mg/l mesuré vers Provins, où l'épaisseur du recouvrement marneux est faible voire inexistant (zones d'affleurement).

Concernant les contaminants phytosanitaires, les plus fréquemment mis en évidence dans la formation aquifère sont les triazines et certains de leurs sous-produits (à des concentrations dépassant encore 0,1 µg/l), mais ces substances ne se prêtent plus à des actions de prévention auprès des utilisateurs. Des éléments bibliographiques font cependant état, dans certains captages, de la présence de diuron, de bentazone, de prométryne, et d'AMPA (AQU'Brïe, 2008) ou encore de glyphosate.

Dans ce contexte, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et les trois producteurs d'eaux concernés (Veolia, Eau Sud Parisien et le SEDIF) financent une thèse dont l'objectif est de réaliser un outil opérationnel simulant la production et le transport des pollutions diffuses (nitrates, pesticides) pour reconstituer l'évolution passée et actuelle de la pollution diffuse au sein des formations aquifères de la zone étudiée et en particulier sur les secteurs contribuant à l'alimentation des captages. La durée des chroniques de simulation (les trente dernières années) permet de caler les paramètres du modèle et d'obtenir un état initial de la pollution pour des scénarios futurs.

A partir de ce modèle calé sur le temps présent, l'étude de divers scénarii de pratiques agricoles (même pratiques actuelles, insertion de Cultures Intermédiaires Pièges A Nitrates(CIPAN) dans les rotations, diminution des intrants, substitution de cultures, ...) et de comportements urbains (désherbage sans produits phytosanitaires, amélioration de l'assainissement collectif ou industriel) sur les secteurs contribuant à l'alimentation des captages permettra d'en estimer les bénéfices à en attendre. Il servira alors d'outil de dialogue entre les différents acteurs du projet et mener à la réalisation d'actions de prévention.

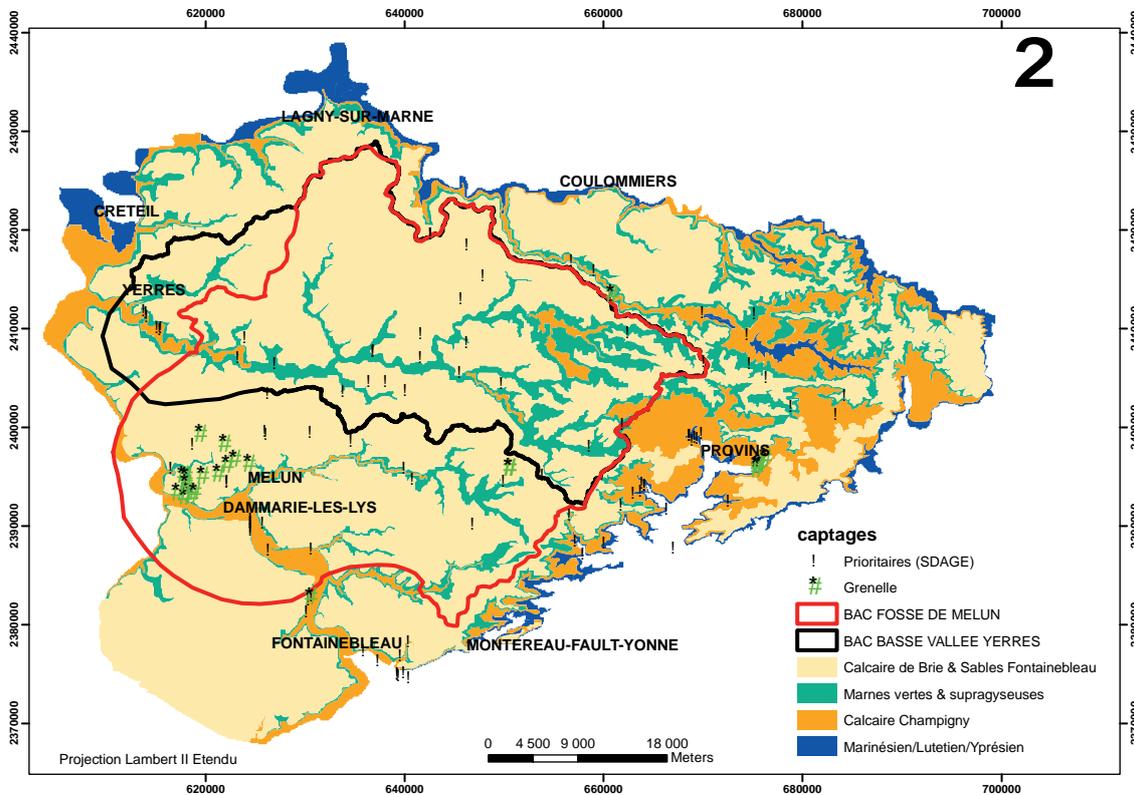


Figure 1 – Localisation des captages prioritaires (SDAGE, Grenelle), des bassins d'alimentations des captages de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres et des formations géologiques présentes sur le secteur d'étude.

Cet outil sera le résultat du couplage d'un modèle agronomique (STICS) qui génère les polluants d'origine agricole (nitrates, pesticides) dans les sols cultivés à un modèle hydrogéologique (MODCOU).

En parallèle de ce travail, une étude financée par les trois producteurs d'eaux doit permettre de faire un état des lieux sur les BAC, de quantifier territorialement les pressions d'origines anthropiques (industries, agricoles, assainissement) exercées sur la nappe et l'ensemble des milieux aquatiques superficiels. Dans un deuxième temps, des propositions de programmes d'actions seront soumis à la concertation locale. Ces deux travaux doivent permettre aux producteurs d'eaux de proposer et de mettre en place des actions vis à vis des pollutions diffuses sur les BAC avant 2012 pour répondre aux exigences qu'impliquent les forages classés comme prioritaires par le Grenelle mais aussi pour atteindre à plus long terme l'objectif fixé par la DCE.

I. MODELE HYDROGEOLOGIQUE

Le modèle hydrogéologique est le vecteur hydraulique de la dissémination des pollutions diffuses mais il est aussi un outil de compréhension et de gestion pour la ressource. Celle – ci est très sensible aux variations météorologiques puisque sa recharge s'effectue essentiellement dans la région de Provins où les calcaires affleurent. Son exploitation intensive et ses conséquences attendues (rabattements excessifs, baisse des débits d'étiage de certains cours d'eau, etc.) sont observées depuis les années 1970. Depuis 2005, les arrêtés sécheresse qui permettent de protéger la ressource sont récurrents. L'importance des restrictions dépend du seuil atteint par les niveaux piézométriques mesurés à Montereau sur le Jard et à Saint Martin Chennetron.

Le modèle hydrogéologique MODCOU [1] développé à Mines Paristech permet de simuler de façon couplée les écoulements de surface et en nappes dont le principe général est détaillé sur la figure 2. Ce modèle utilise

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

la méthode des différences finies pour résoudre les équations régissant les écoulements souterrains en milieu poreux. Le bilan hydrique en surface est réalisé grâce à une modélisation paramétrique. Le modèle est calé sur les dix-sept dernières années de manière à reproduire les chroniques piézométriques et les débits aux stations hydrométriques. Cependant il tournera sur les quarante dernières années pour permettre de reproduire par la suite la migration des nitrates à travers la zone non saturée.

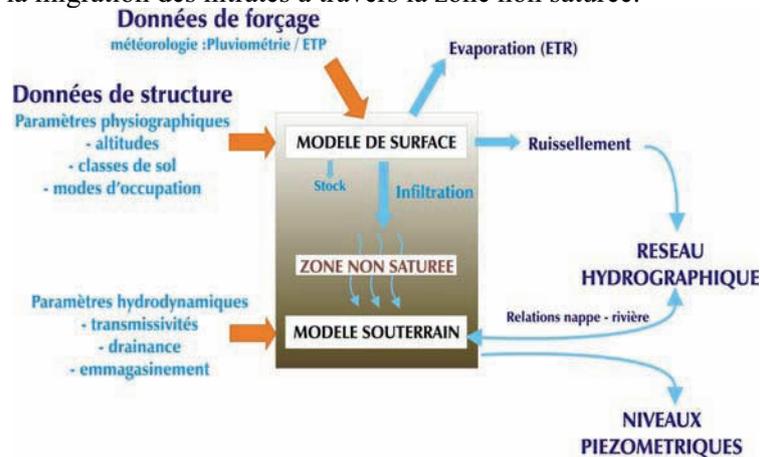


Figure 2 - Principe général du modèle couplé MODCOU

L'extension du modèle développé dans le cadre de cette étude couvre une zone comprise entre le Grand Morin au nord, la limite des affleurements tertiaires à l'est, la Seine et la Marne à l'ouest. Il intègre les formations géologiques du Tertiaire allant des calcaires de Brie aux formations du Lutétien-Yprésien (Fig. 1). Le domaine étudié est discrétisé en mailles carrées emboîtées, formant une structure multicouche avec une couche de surface et cinq couches souterraines représentant les formations suivantes :

- les calcaires de Brie et les Sables de Fontainebleau (Stampien)
- les marnes vertes et supragypseuses (Stampien et Ludien supérieur)
- les calcaires de Champigny (Ludien supérieur)
- les marnes infraludiennes (Ludien inférieur)
- le calcaire du St-Ouen (Marinésien) / les formations du Lutétien et de l'Yprésien

Le modèle permet de reproduire les spécificités du secteur modélisé c'est-à-dire les pertes en rivières et les secteurs agricoles fortement drainés. Dans le modèle les relations nappe-rivière peuvent s'effectuer dans le cas où la rivière est connectée (situation 1) ou non (simulation 2) hydrauliquement avec la nappe (Fig.3). Dans le cas de la situation 1 le débit échangé (QNAP) dépend de la différence de charge entre la nappe et la rivière et du coefficient de transfert nappe-rivière. Si on est dans la situation 2 le débit s'infiltrant dans la rivière est limité par un débit limite (Q_0) imposé. Le débit échangé est limité dans tous les cas par la capacité d'infiltration du lit de la rivière ainsi que par le volume disponible dans la rivière.

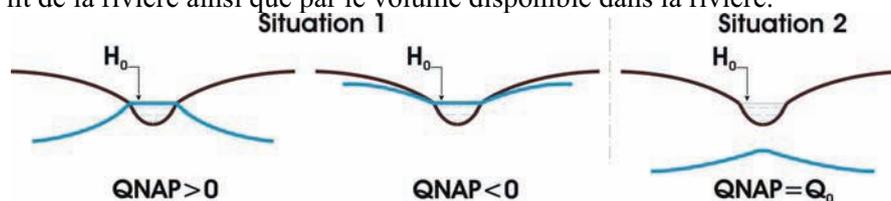


Figure 3 - Les différents cas hydrauliques entre la nappe et la rivière

Les zones de pertes en rivières peuvent ainsi être localisées précisément. On remarque, sur la partie aval de l'Yerres, des zones où la rivière alimenterait particulièrement la nappe (vers Combs la ville) et des tronçons où les échanges sont variables (vers Brunoy)(Fig.4). A partir du modèle, l'évolution des échanges nappe-rivière au cours du temps peut aussi être tracée (Fig.5). Cette localisation et quantification des zones de pertes permet de cibler plus particulièrement les zones d'entrées de contaminants dans la nappe par les eaux superficielles.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

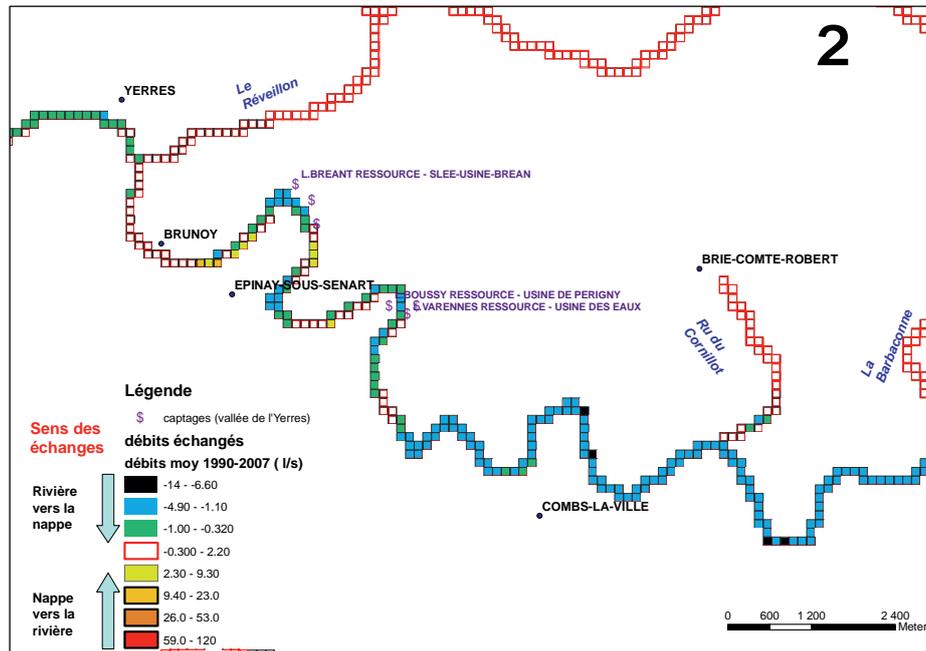


Figure 4 - Débits moyens échangés entre la nappe et la rivière sur le tronçon aval de l'Yverres entre 1990-2007

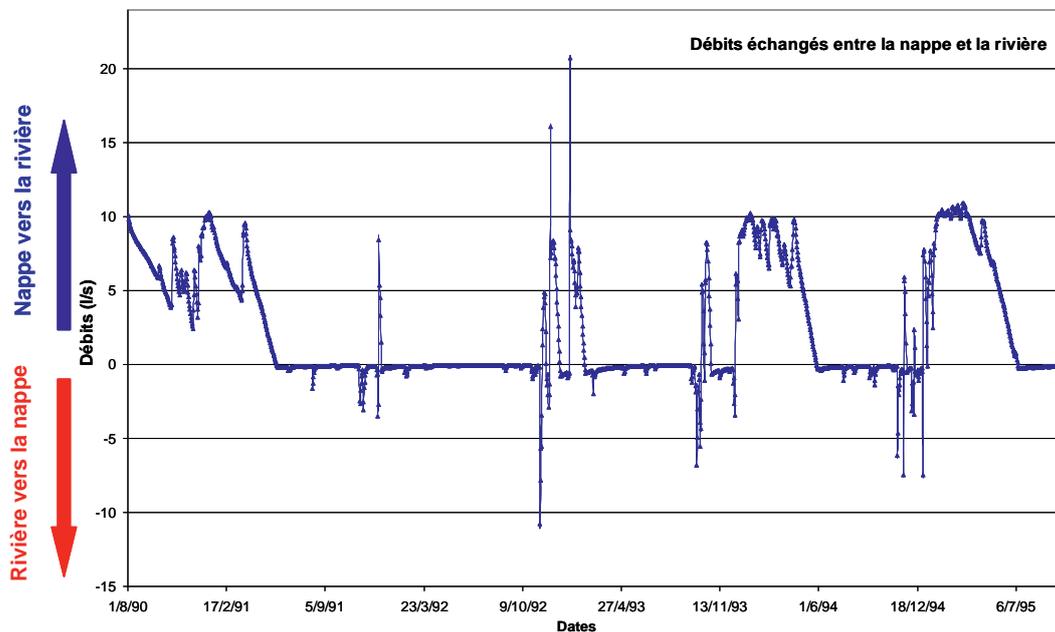


Figure 5 - Evolution du débit échangé sur une maille rivière (celle entourée en marron sur la figure 4) avec la nappe entre 1990-1995

Le bilan hydrique des formations aquifères calculé en régime permanent (période 1990-1997) permet d'estimer que les pertes en rivières représentent que 13% de l'alimentation directe des calcaires de Champigny.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

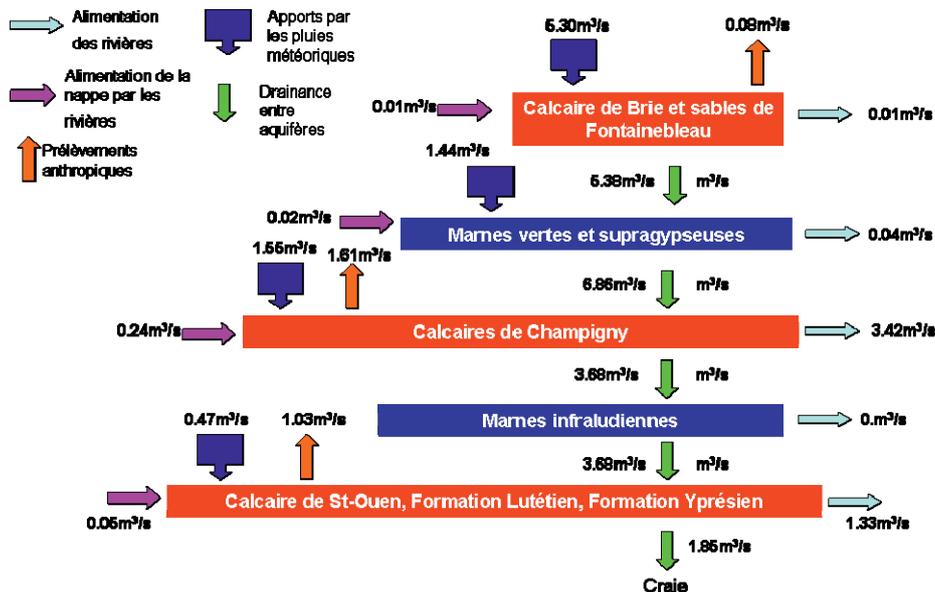


Figure 6 - Bilan hydrique global des formations aquifères en régime permanent (1990-1997) avec prise en compte des prélèvements

La pression relative des prélèvements anthropiques (rapport prélèvements/apports) sur les calcaires de Champigny représente 18% de la ressource. La part des prélèvements anthropiques sur le Calcaire de Brie est plus faible (au maximum 2%) mais on estime que les volumes prélevés sur cette nappe sont mal connus.

II. MODELISATION DES POLLUTIONS DIFFUSES DANS LA NAPPE : COUPLAGE STICS-MODCOU

STICS (Simulateur multIdisciplinaire pour les Cultures Standard) est un modèle de simulation du cycle agronomique des cultures ainsi que de leurs bilans hydrique, azoté et carboné. Il permet de simuler au pas de temps journalier, le comportement du système d'échange sol- plante au cours de plusieurs années successives d'exploitation. La simulation du flux de nitrates à la base sous racinaire des plantes nécessite de connaître les pratiques agricoles (succession de cultures, séquences techniques ...). Une base de données spatialisées des pratiques agricoles et son évolution depuis les années 1970 est en cours de réalisation par l'INRA de Mirecourt.

Le principe général du couplage STICS-MODCOU est présenté sur la figure 7. STICS calcule au pas de temps journalier les flux d'azote à la base du système sous racinaire. Ceux-ci peuvent ensuite être lessivés et être entraînés vers le réseau hydrographique ou être entraînés dans les eaux d'infiltration alimentant les nappes. Après le couplage de STICS avec MODCOU, la quantification des concentrations en nitrates dans la nappe de Champigny pour une période donnée sera possible. Cette même méthode a déjà été appliquée sur la Seine [2 et 3] et sur la Basse-Normandie dont les teneurs en nitrates dans les aquifères pour l'année 2009 ont pu être reproduites (Fig.8) et confrontées aux mesures (Fig.9 et 10).



Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

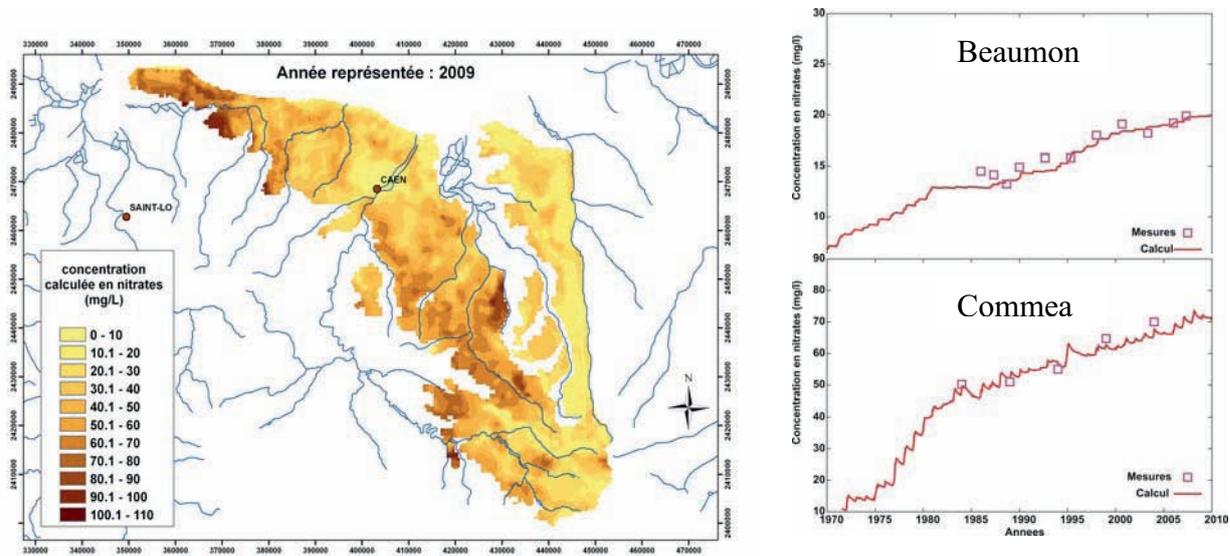


Figure 8, 9 et 10 - A gauche est représentée la concentration calculée en nitrates dans les formations du Bajocien/Bathonien et du Cénomarien/Oxfordien en 2009. Les deux figures à droite représentent les concentrations en nitrates calculées à Commeaux et à Beaumont depuis 1970 jusqu'à nos jours et les valeurs mesurées.

Après avoir reproduit la dynamique d'évolution de pollution depuis près de 30 ans et l'état actuel du milieu, différents scénarii de pratiques agricoles pourront être testés. La mise en place de conseil en fertilisation auprès des agriculteurs pour réduire les intrants dans l'écosystème, l'implantation de bandes enherbées, la mise en place d'inter-cultures de type CIPAN dans les rotations culturales ou la substitution de cultures sont des choix possibles de scénarii. On pourra ainsi estimer ceux les plus pertinents pour réduire la concentration en nitrates dans les aquifères. On peut aussi envisager des scénarii avec des pratiques agricoles identique à l'actuel pour estimer l'augmentation des concentrations en azote. L'amélioration de l'assainissement collectif, privé et industriel serait aussi à envisager comme scénario car le modèle prend en compte aussi la contamination azotée provenant des activités anthropiques (données issues d'une étude financée par les producteurs d'eaux).

Concernant les pesticides, les molécules les plus fréquemment retrouvées dans les eaux souterraines et superficielles de la zone d'étude sont les herbicides et leurs métabolites que ce soit en termes de fréquence ou de concentration. Dans un premier temps on se limitera à la reconstitution de l'historique de la contamination par les triazines et en particulier de l'atrazine dans les formations aquifères. Cette molécule ayant été mesurée depuis une dizaine d'année dans les ouvrages des champs captants. Cela permettrait de tester ou de mettre en œuvre certains outils aujourd'hui disponibles ou en cours d'élaboration qui simulent les processus de percolation des pesticides dans les sols. On s'appuiera en outre sur des outils en cours de développement dans le programme Piren-Seine (plate forme de modélisation Eau'Dysseé et de STICS-Phytodel). Une modélisation opérationnelle de l'impact des pratiques agricoles à cette échelle, portant à la fois sur les nitrates et les pesticides n'a jamais été encore mise en œuvre.

Références bibliographiques :

- [1] Ledoux. E. (1980), Modélisation intégrée des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. Ph.D. thesis, Ecole des Mines de Paris
- [2] Ledoux E. ; Gomez E. ; Monget J.M. ; Viavattene C.; Viennot P. ; Ducharne A. ; Benoit M. ; Mignolet C. (2007). Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *Science of the Total Environment*, 375/1-3 : 33-47pp.
- [3] Viennot P., Ledoux E., Monget J.-M., Schott C., Garnier C., Beaudoin N., 2009. La pollution du bassin de la Seine par les nitrates. Plaquette du programme PIREN-Seine, Agence de l'Eau Seine-Normandie ,43 pp.

Effet filtre des berges, un système dynamique en termes de biogéochimie et hydrogéologie : évolution spatiale des zones réduites dans un aquifère alluvial

Monika Kedziorek⁽¹⁾ et Alain Bourg⁽²⁾

¹Dépt. HSE (Hygiène, Sécurité, Environnement), IUT, Université de Bordeaux1, 15 rue Naudet, CS 10207, 33175 Gradignan Cedex

²Laboratoire HydroGéochimie et Environnement, Dépt. Géosciences, Université de Pau et des Pays de l'Adour, BP 1155, 64013 Pau Cedex
alain.bourg@univ-pau.fr

I. INTRODUCTION – LE PROBLEME

En Europe, une partie importante de la ressource en eau potable provient des nappes alluviales (fig.1). Les champs captants implantés dans ce type d'aquifère présentent deux avantages, la faible profondeur des ouvrages et la recharge importante par la rivière voisine. Le transit de l'eau de rivière vers les puits à travers la berge et les sédiments de l'aquifère à une action épuratrice connue sous le vocable d'effet filtre des berges.

La dégradation de la matière organique dissoute qui s'infiltré avec l'eau de surface peut provoquer l'apparition de zones dites réduites dans l'aquifère (Fig. 2). Ce phénomène a deux effets, l'un bénéfique car il provoque une dénitrification, l'autre néfaste car il peut induire une solubilisation de manganèse, voire de fer, à partir de leurs oxydes et hydroxydes naturellement présents dans les alluvions.

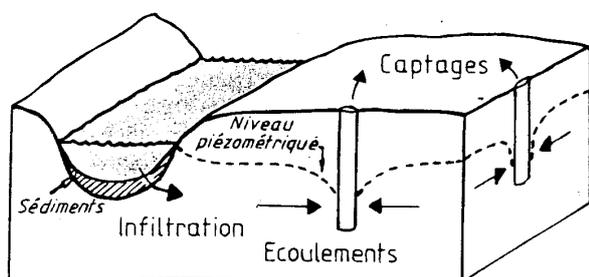


Figure 1 – Le champ captant en bordure de rivière

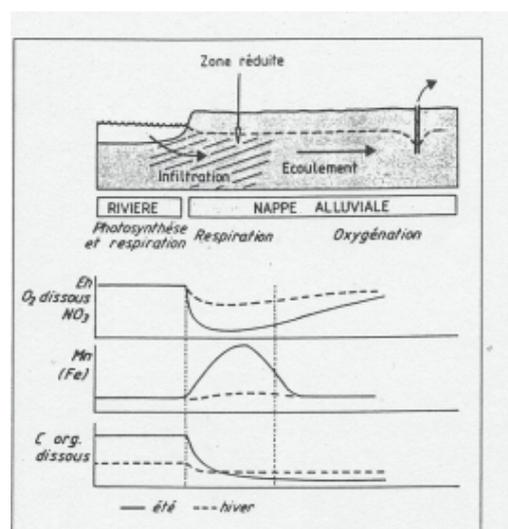


Figure 2 – Processus hydrobiogéochimiques lors de l'infiltration d'eau de rivière à travers la berge vers l'aquifère : formation d'une zone réduite (privée d'oxygène)

II. LE SITE D'ETUDE – LE CHAMP CAPTANT DE CAPDENAC-GARE (Aveyron)

Un champ captant en nappe alluviale en bordure du Lot a été étudié pendant plus de 3 ans. En écoulement naturel, l'eau souterraine dans la nappe libre coule des coteaux vers la rivière (Figure 3a). L'origine de l'eau prélevée dans les différents puits du champ captant en pompage (rivière ou aquifère des coteaux – voir Figure 3b) peut être identifiée de manière quantitative en utilisant les chlorures comme traceur naturel de mélange [1]. Durant la période de l'étude, des puits ont été fermés et d'autres mis en place provoquant de nouvelles circulations d'eau dans le système. Dans certains puits et piézomètres la chimie de l'eau varie de manière saisonnière suite à la dégradation de la matière organique induite par l'activité microbiologique. Une zone réduite se forme alors, identifiée sur ce site par la dissolution du manganèse (Fig.2).

Cette zone réduite évolue spatialement avec le temps. Trois hypothèses sont testées pour expliquer ce phénomène. (1) Les variations saisonnières en carbone organique dissous dans le Lot ne produisent pas de variations semblables dans les ouvrages en bordure de la rivière. (2) Dans certains cas, les conditions sont encore réductrices mais les alluvions sont appauvries en manganèse disponible pour dissolution. (3) Dans d'autres cas, les variations en chimie de l'eau sont provoquées par les variations dans la circulation de l'eau souterraine après la mise en place d'une nouvelle stratégie de pompage, impliquant alors des zones d'appel d'eau différents dans l'aquifère.

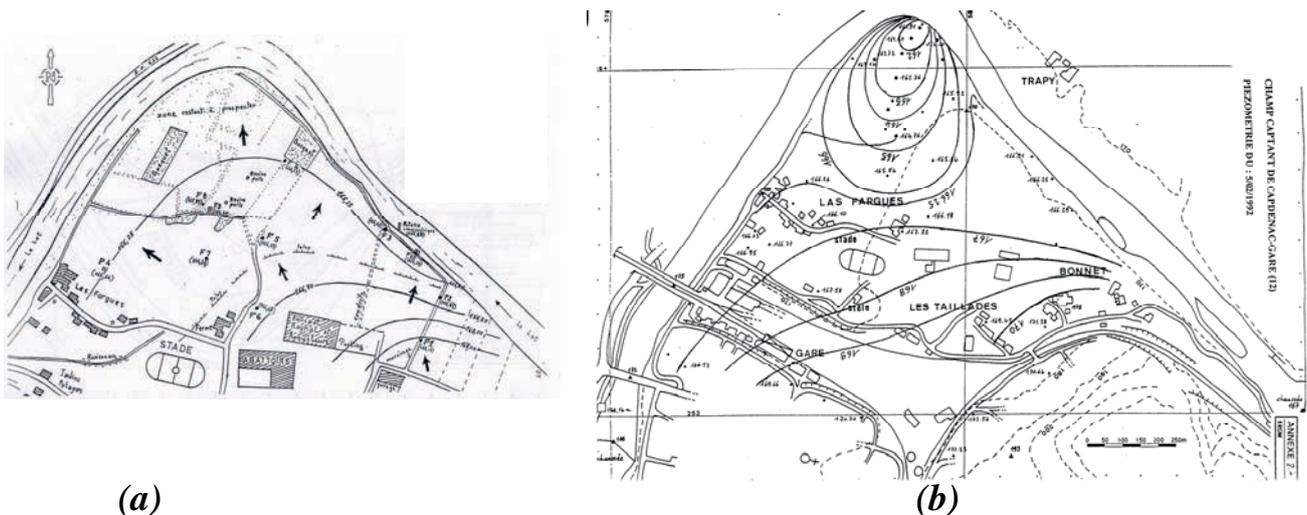


Figure 3 – Les écoulements dans la nappe alluviale (a) isopièzes en écoulement naturel), (b) isopièzes en écoulement forcé (champ captant en opération)

III. APPREHENDER LE DEPLACEMENT DE LA ZONE REDUITE DANS L'ESPACE

Dans le champ captant de Capdenac-Gare sur trois années de campagnes quasi mensuelles la composition des eaux évolue dans certains ouvrages, cette variation peut être soit saisonnière, soit à tendance à plus long terme. En particulier il semble que la zone de l'aquifère où les conditions sont réductrices évolue avec le temps. Notre objectif est l'identification des causes possibles pour ce déplacement de la zone réduite, information indispensable à la bonne gestion d'un champ captant et qui peut aussi avoir des incidences sur la mise en place de nouveaux puits.

Pour être plus spécifique sur cette variation spatio-temporelle de la zone réduite, examinons le cas du manganèse. On observe une évolution significative des concentrations dans divers puits (Tabl. 1 et Fig. 4). Pourquoi le pic observé sur FE3 à l'été 1992 n'est plus retrouvé dans lors deux étés suivants ? Pourquoi le

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

pic automnal annuel en FE4 augmente t'il dans le temps (doublement de la concentration en 3 ans) ?
Pourquoi le pic automnal en FE5 augmente t'il lentement mais régulièrement ?

Mn (μM)	1992	1993	1994
FE3	1,5	0,3	0,3
FE4	1,2	1,3	2,5
FE5	0,1	0,2	0,8

*Tableau 1 - Pic annuel de Mn dissous (observé lors des campagnes mensuelles)
(Rappel : la norme de potabilité est de 50 $\mu\text{g/L}$, soit environ 1 μM)*

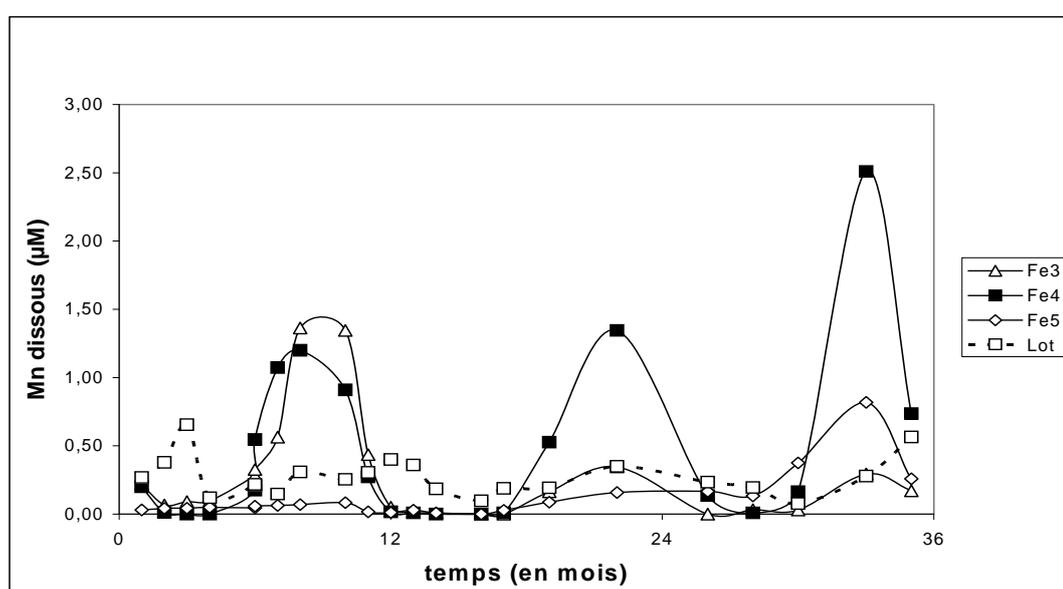


Figure 4 - Le manganèse dissous en fonction du temps

La zone réduite se déplace t'elle avec le temps durant la vie d'un champ captant ? Quelles pourraient être les causes de ces variations de concentrations dans le temps ? Ceci est l'objet de notre investigation.

Plusieurs hypothèses sont à envisager et elles seront examinées successivement ici :

le contenu en matière organique de la rivière a évolué,

le manganèse présent dans les alluvions a été solubilisé et donc éliminé du circuit hydrogéo-chimique, et la circulation de l'eau dans le champ captant a été modifiée.

Les puits discutés ici sont à alimentation très majoritaire par l'eau de la rivière infiltrée à travers les berges (Tabl. 2).

	FE3	FE2	FE4	FE5	FE6
Distance à la rivière (m)	10	40	15	54	130
Minimum d'eau de rivière (%)	93	90	38	93	87
Maximum d'eau de rivière (%)	100	100	88	100	98

Tableau 2 - Pourcentage d'eau de rivière pompée dans les ouvrages

Nous testons ici différents scénarios.

III. 1 Hypothèse 1 - Le contenu en matière organique de la rivière a évolué

Le contenu en carbone organique dissous (COD) du Lot présente une double tendance : (1) un maximum annuel en été-automne qui correspond à une production biologique de matière organique estivo-automnale car à cette époque de l'année la photosynthèse prédomine sur la respiration dans la rivière ; (2) en plus de cette variation saisonnière, on note une nette tendance générale à la diminution de la concentration en COD (de 0,38 à 0,16 mmole $C_{organique}/L$ sur 3 ans pour les maxima d'été-automne). Notons que cette variation de concentration en COD n'est pas due aux fluctuations du débit de la rivière [2], ce qui indiquerait que COD serait régulé non pas par des apports externes mais par des processus internes à la rivière.

Les variations saisonnières du COD dans le Lot se retrouvent, même si seulement très atténuées, dans les puits voisins de la berge. Cependant la tendance à long terme dans la rivière n'est pas observée dans l'aquifère.

III. 2 Hypothèse 2 - Le manganèse présent dans les alluvions a été solubilisé et donc éliminé du circuit hydrogéo-chimique

Comparons le manganèse dissous extrait lors des pompages dans un puits donné au stock de manganèse solide dans les alluvions au voisinage de l'ouvrage.

Pour le puits FE3, la concentration moyenne de Mn dissous observée en 1992 est de 24 $\mu g/L$, le débit moyen prélevé est de 19 m^3/h et la durée d'exploitation journalière est de 13 h. La quantité totale de Mn extrait est donc de 2 164 g. Pour les 3 années d'étude, la concentration moyenne de Mn devient 15,5 $\mu g/L$ et la quantité totale de Mn extrait est de 4 192 g.

Pour le puits FE2, la concentration moyenne de Mn dissous observée pendant son exploitation (qui cesse en mai 1993) est de 1143 $\mu g/L$, le débit moyen prélevé et la durée d'exploitation journalière sont toujours de 19 m^3/h et 13 h, respectivement. La quantité totale de Mn extrait est donc de 103 kg pour 1992 ou de 146 kg pour les 17 mois d'exploitation.

FE3 est situé à 10 m de la berge. Ce puits est alimenté quasiment exclusivement par l'eau de la rivière (*Tableau 2*). La zone d'appel d'eau depuis la berge peut être assimilée à un demi - cercle de rayon 10 m (*Figure 5*). La puissance de l'aquifère est d'environ 5 m [3]. Si on suppose que les écoulements ont majoritairement lieu au maximum sur 2 m d'épaisseur (grave sableuse à galets située entre 5 et 7 m de profondeur) [3,4], le volume d'aquifère impliqué serait donc de 314 m^3 . Pour une porosité estimée à 30 % [3], le volume d'alluvions disponibles pour la réduction des oxyhydroxydes de Mn serait alors de 220 m^3 . FE2 est situé à 40 m de la berge. Considérant les approximations faites pour FE3, mais qu'ici la zone d'appel est bien plus vaste qu'un demi cercle de 40 m de rayon (approximativement 3 fois plus large) (*Figure 5*), le volume d'aquifère impliqué dans l'écoulement serait ici de 15 072 m^3 avec 10 550 m^3 d'alluvions disponibles pour la réduction des oxyhydroxydes de Mn.

Si on suppose une densité de 1,5 kg/dm^3 (la densité des alluvions variant entre de 1.4 à 1.7), une concentration minimaliste pour le Mn solide de 0,023 % (valeurs observées de 0,023 à 0,123 %) et que seulement 10 % de ce Mn est accessible/utilisable par les bactéries (présent à la surface des grains) la masse de manganèse dans les alluvions concernée par la dissolution réductrice serait de 7,6 kg pour FE3 et 364 kg pour FE2. Ces valeurs sont à rapprocher des quantités extraites lors des pompages soit 2,6 kg en 1992 pour FE3 (4,2 kg pour les 3 années) et 146 kg pour FE2 lors des 17 mois d'exploitations. Si les valeurs dissoutes sont bien réelles, celles solides ne sont que les résultats d'estimation. Cependant pour chaque puits ces valeurs sont du même ordre de grandeur ; ce qui indiquerait que l'épuisement du stock de manganèse solide est une hypothèse très vraisemblable après un certain temps de fonctionnement, si les conditions sont bien évidemment assez réductrices.

III. 3 Hypothèse 3 - La circulation de l'eau dans le champ captant a été modifiée

Suite à la présence de fortes concentrations en Mn dans les puits FE2 et FE6 (jusqu'à 25 et 12 μM , ou 1400 et 650 $\mu\text{g/L}$, respectivement), les pompages dans ces deux ouvrages ont été arrêtés en Juin 1993 pour être remplacés par des prélèvements dans trois nouveaux puits (A, B, et C). Ceci a bien évidemment modifiés les écoulements dans le champ captant (*Figure 5* pour 1992 et *Figure 6* pour 1994).

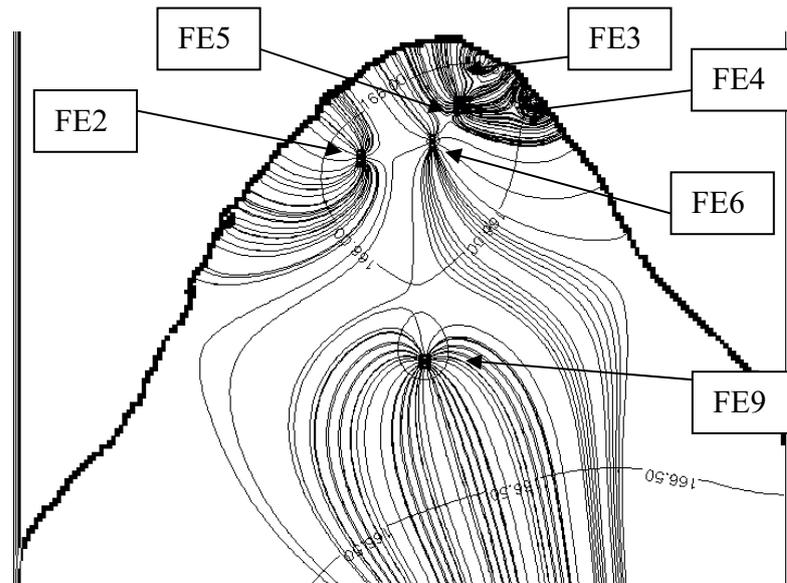


Figure 5 - Ecoulements en 1992 (modélisation avec le code PMWIN-MODFLOW)

100 m

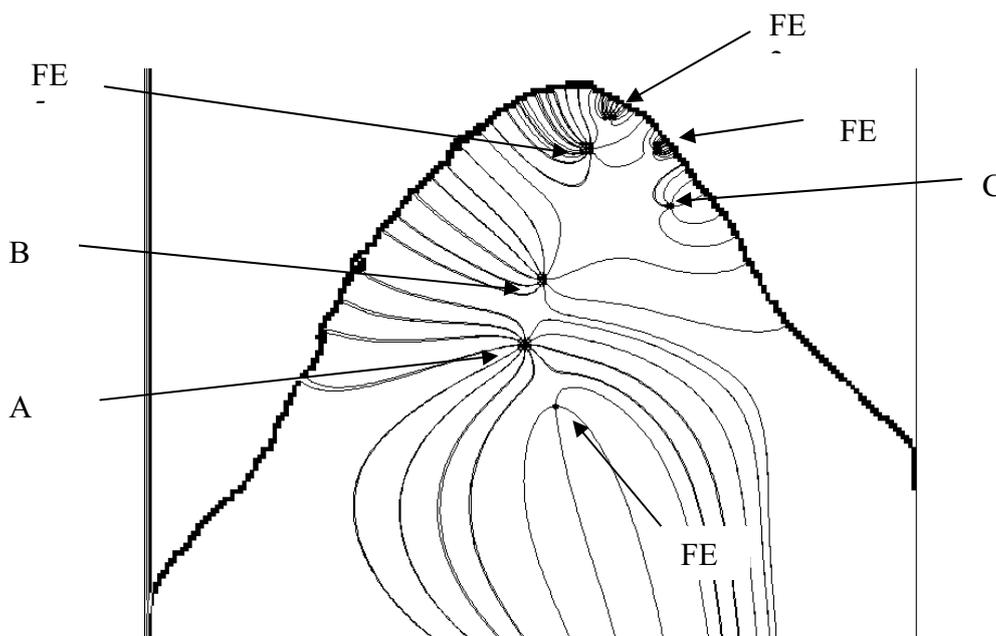


Figure 6 - Ecoulements après l'arrêt des pompages en FE2 et FE6 et durant le fonctionnement des puits A, B et C (modélisation avec le code PMWIN-MODFLOW)

III. 4 Conclusion

Si on reprend les observations de la *Figure 4* (le Mn dissous dans l'eau pompée en FE3, FE4 et FE5), on peut maintenant expliquer les variations de teneurs en Mn dissous selon les hypothèses 2 ou 3 décrites plus haut. L'évolution des teneurs en Mn dissous dans FE3 n'est due ni à la décroissance du COD dans le Lot, ni aux variations des écoulements (inchangés au voisinage de ce puits), mais très certainement à un épuisement du stock de Mn solide disponible dans les alluvions (hypothèse 2).

Pour FE4 la croissance significative du pic automnal en 1994, de 1,3 à 2,5 μM , provient du fait qu'à mi-parcours de l'étude (juin 1993), les écoulements étant modifiés, une partie de l'eau précédemment drainée par ce pompage s'écoule maintenant vers le puits C (entre 0,02 et 0,45 μM). Cette zone d'appel de C étant moins productrice de Mn, il en résulte une eau plus riche en Mn pour FE 4 (hypothèse 3).

Dans le cas du FE5, la croissance du pic automnal en Mn dissous provient aussi de la modification des écoulements à partir de juin 1993, l'eau drainée par ce pompage provient alors d'une zone plus vaste qui englobe la précédente zone d'appel du FE6 (riche en Mn et avec des conditions favorables à sa solubilisation) (hypothèse 3).

La composition de l'eau dans différents secteurs (correspondant à l'alimentation des puits) d'un champ captant en nappe alluviale est le résultat de la combinaison phénomènes hydrauliques, biologiques et hydrogéochimiques :

la circulation des eaux dans des secteurs susceptibles ou non de solubiliser du Mn,

la disponibilité du Mn dans les alluvions (stock suffisant ou épuisé), et

la dégradation de la matière organique induite par la microflore endogène (qui se traduit par une évolution de la chimie des eaux, et principalement par des réactions d'oxydo-réduction).

Remerciements :

Les résultats présentés ici font partie d'une étude plus vaste sur « La matière organique comme moteur des réactions redox en nappe alluviale », étude financée par le Conseil Régional d'Aquitaine, l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, l'Agence Nationale de la Recherche et le Conseil Général des Pyrénées Atlantiques.

Références bibliographiques :

[1] Bourg A.C.M., Bertin C., 1993 - Biogeochemical processes during the infiltration of river water into an alluvial aquifer *Environ. Sci. Technol.*, 27, 661-666

[2] Kedziorek M.A.M., Geoffriau S., Bourg A.C.M., 2008 - Organic matter and modeling redox reactions during river bank filtration in an alluvial aquifer of the Lot River, France, *Environ. Sci. Technol.*, 42, 2793-2798

[3] Bel F., 1987 - Execution de 6 forages d'exploitation dans les alluvions du Lot pour l'AEP de Capdenac-Gare (12). *BRGM Rapport 87 MPY 39*

[4] Bourg A.C.M., Bertin C., 1994 - Seasonal and spatial trends in manganese solubility in an alluvial aquifer *Environ. Sci. Technol.*, 28, 868-

La "Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers" : Caractérisation hydrogéologique, géochimique et isotopique - CARISMEAU 2.

MALCUIT E.^(1,2), NEGREL Ph.⁽¹⁾, PETELET-GIRAUD E.⁽¹⁾, ATTEIA O.⁽²⁾, FRANCESCHI
M.⁽²⁾, SCHMIDT S.⁽³⁾

¹ BRGM, ² Institut EGID - Bordeaux 3, ³ EPOC-CNRS - Université Bordeaux 1.

*SGR Aquitaine, 24 avenue Léonard de Vinci, 33600 PESSAC, e.malcuit@brgm.fr

RESUME

Au nord du Bassin Adour-Garonne, la ressource en eau principalement exploitée pour l'alimentation en eau potable est l'aquifère Eocène (masse d'eau 5071). Le projet de recherche CARISMEAU 2, initié début 2009 s'inscrit étroitement dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau. Il vise à mieux comprendre les hétérogénéités et les interconnexions au sein de la masse d'eau 5071. En effet, cet aquifère présente des teneurs anormales en sulfates et fluor qui induisent des difficultés d'exploitation de la ressource. L'origine de ces minéralisations excessives, réparties de façon hétérogène, n'est pas encore connue.

Le projet CARISMEAU 2, auquel est associée la thèse « Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers », met en application une approche couplée hydrogéologique, géochimique et isotopique. Les objectifs sont de mieux connaître l'origine de la salinité et de définir les circulations de ces eaux minéralisées dans l'aquifère Eocène, lui-même compris au sein du système aquifère multicouche du Bassin aquitain.

Afin de mieux caractériser cette masse d'eau, une cinquantaine de points ont été suivis fin 2009. Des méthodes de géochimie et de géochimie isotopique classiques sont utilisées, mais aussi des méthodes isotopiques innovantes et/ou expérimentales.

Les premiers résultats des analyses géochimiques et multi-isotopiques sont présentés dans l'objectif de mieux comprendre l'origine de ces éléments, leur comportement et leur migration dans les aquifères.

I. INTRODUCTION

Le projet de recherche CARISMEAU¹ (2006-2009) avait comme objectif de mieux caractériser les différentes masses d'eau souterraines profondes d'âge Eocène du district Adour-Garonne en termes de connaissance des hétérogénéités et des interconnexions entre les aquifères. Dans le cadre de ce projet, une boîte à outils (outils isotopiques) a été développée. Le projet CARISMEAU a permis de mettre en évidence la spécificité de chacun des outils dans l'étude des grands systèmes aquifères, mais aussi leurs limites respectives, qui peuvent être partiellement ou totalement levées en couplant deux ou plus de ces outils.

Le projet de recherche CARISMEAU 2 et de la thèse associée « Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers », commencés début 2009, constituent une suite à CARISMEAU. Leur objectif est de caractériser les eaux souterraines minéralisées des aquifères Oligocène, Eocène et Crétacé du secteur de l'Entre-deux-Mers de la Gironde. Le secteur d'étude de CARISMEAU 2 correspond à la partie nord de CARISMEAU. Certains

¹ CARISMEAU : CARactérisation Isotopique et géochimique des Masses d'EAU dans le bassin Adour-Garonne (<http://carismeau.brgm.fr/>).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

points suivis lors de CARISMEAU (2006-2009) ont donc pu être ajoutés aux points suivis de CARISMEAU 2. De plus, les outils développés lors de CARISMEAU sont mis en œuvre dans le cadre de ce projet.

II. LA ZONE D'ETUDE ET LES POINTS SUIVIS

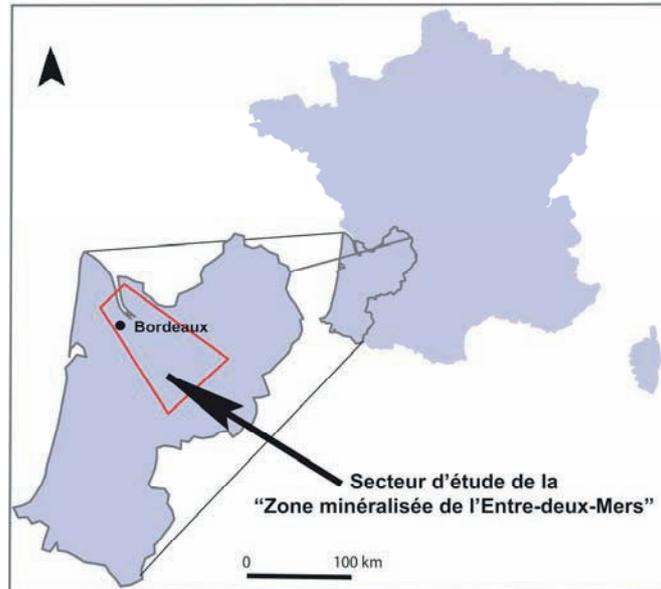


Figure 1 – Le secteur d'étude de la « Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers »

II. 1 La Problématique

Au nord du Bassin aquitain, l'aquifère de l'Eocène est l'une des deux principales ressources en eau exploitées pour l'Alimentation en Eau Potable (Figure 2).

L'eau de cet aquifère présente des teneurs en sulfates et fluor supérieures aux normes de potabilité, elles sont réparties de façon hétérogène et l'origine est mal connue. Cette minéralisation excessive induit des difficultés d'exploitation de la ressource en eau.

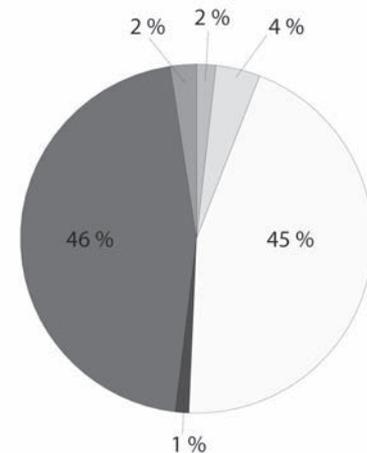
Les **objectifs** de ce projet de recherche sont de définir :

- Quelle est l'origine de la minéralisation : apport latéral ou vertical ?
- Quelles sont les circulations de ces eaux minéralisées (Figures 3 et 4)?
- Quelles sont les méthodes de gestion envisageables ?

Le BRGM et l'Institut EGID (Université de Bordeaux 3) réalisent conjointement ce programme de recherche sur l'origine de la minéralisation et son impact sur l'exploitation à long terme de ce réservoir éocène. Ils mettent en œuvre leurs moyens analytiques et co-encadrent une thèse associée.

Le projet de recherche CARISMEAU 2, initié début 2009, s'inscrit donc parfaitement dans le cadre et les objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau.

VOLUMES D'EAU PRELEVES EN GIRONDE POUR L'ALIMENTATION EN EAU POTABLE EN 2008 (%)



AQUIFERES SOLLICITES



Figure 2 – Répartition des volumes d'eau prélevés en Gironde pour l'Alimentation en Eau potable en 2008.

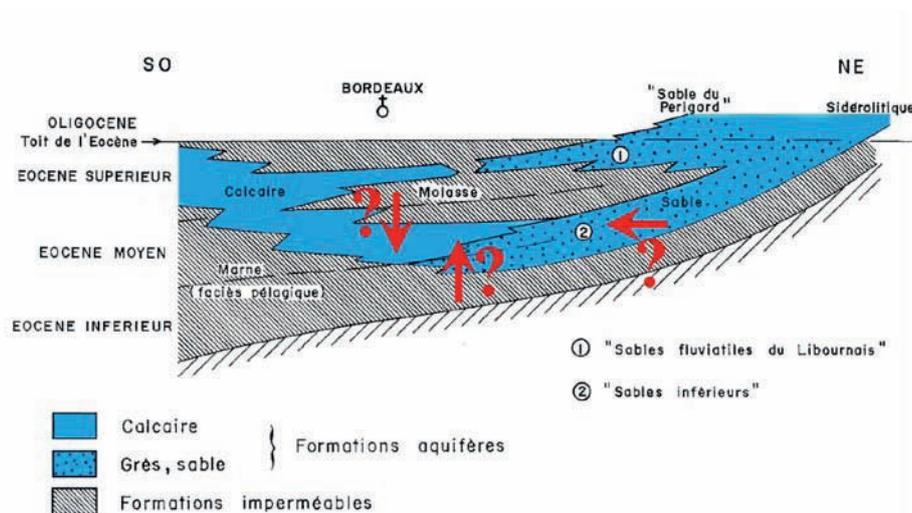


Figure 3 – Coupe schématique NE - SW de la zone d'étude à l'Eocène moyen. Les hypothèses des circulations des eaux minéralisées sont matérialisées par les flèches.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

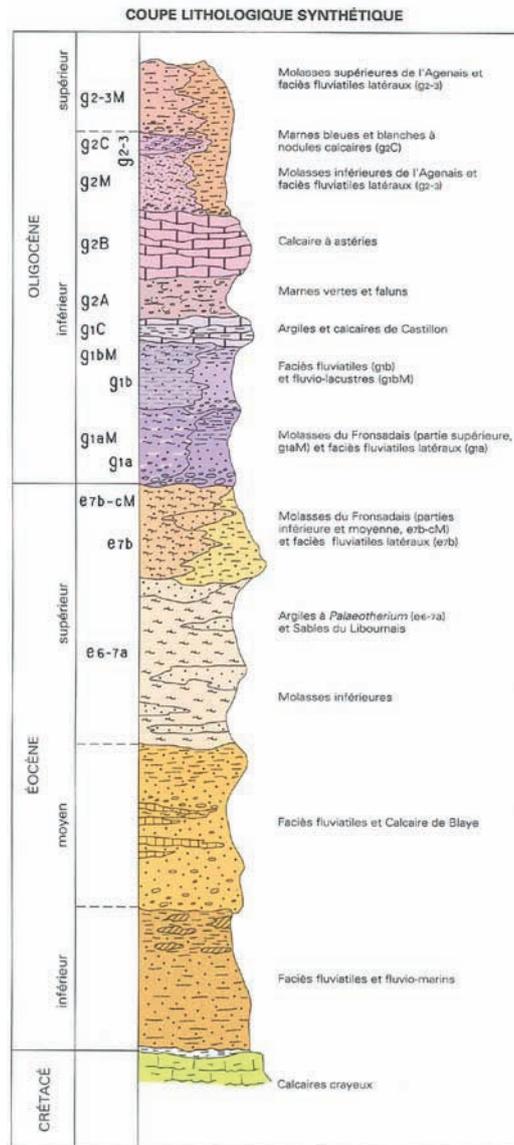


Figure 4 – Coupe lithologique synthétique de la carte géologique de Libourne

Les outils géochimiques et isotopiques usuels (isotopes de l'oxygène et de l'hydrogène de l'eau, du soufre et de l'oxygène des sulfates), novateurs (isotopes du strontium) et potentiels (isotopes du bore) testés lors du projet CARISMEAU (<http://carismeau.brgm.fr/>) sont utilisés dans le cadre de ce projet. Un travail de marquage des eaux souterraines au moyen du radium est également réalisé en collaboration avec S. Schmidt d'EPOC - CNRS.

De plus, l'intérêt de ce sujet est partagé par l'ensemble des co-financeurs (Conseil Général de Gironde, Agence de l'Eau Adour Garonne, Région Aquitaine).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

II. 2 Les points suivis

La première campagne de terrain de septembre - octobre 2009 regroupe un total de 51 sites suivis. A ces derniers s'ajoutent les 17 points de CARISMEAU correspondant au secteur d'étude de la « Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers ». La localisation de l'ensemble des points est illustrée Figure 5.

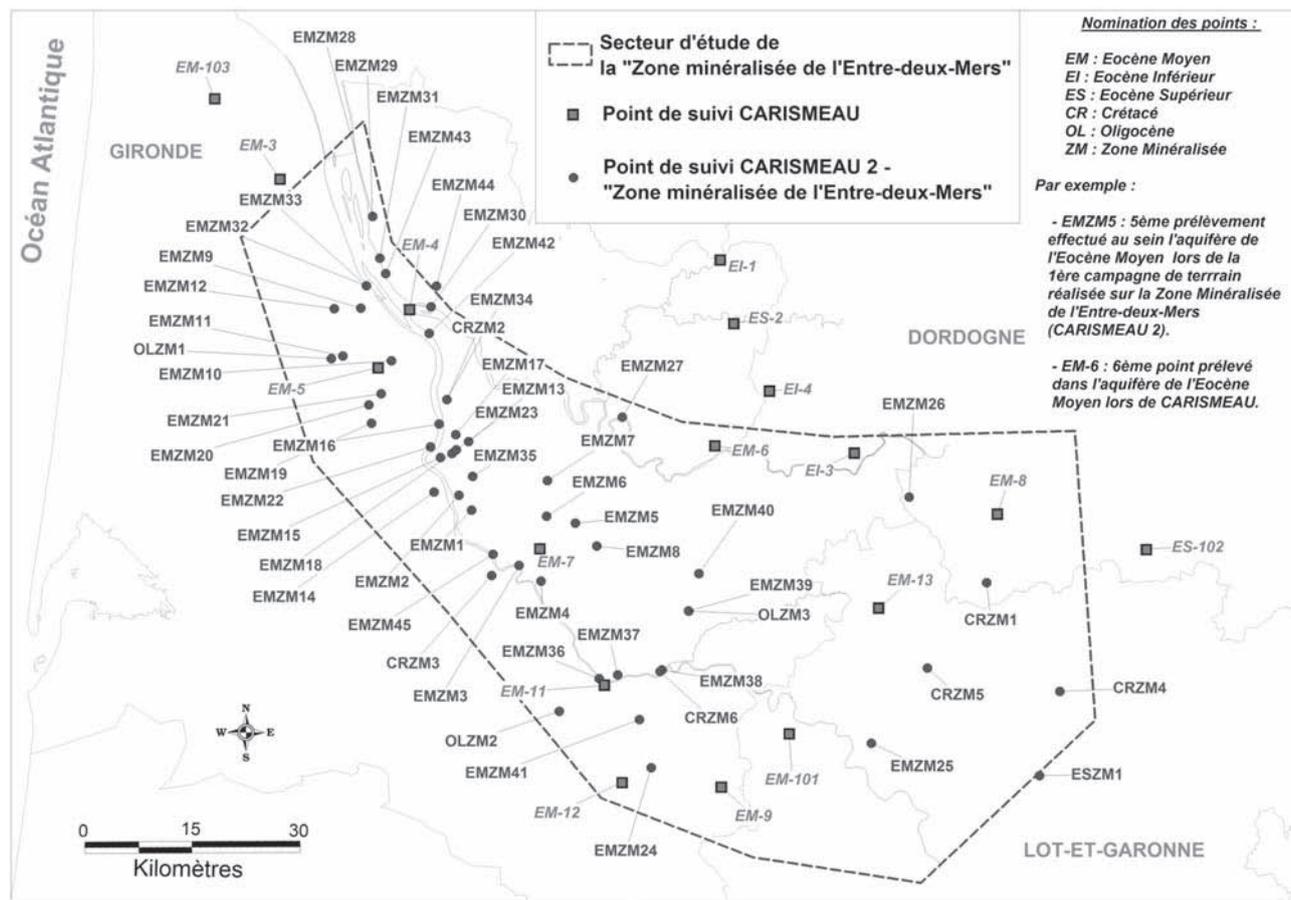


Figure 5 – Carte de localisation des points de suivi CARISMEAU 2 et CARISMEAU pour le secteur d'étude de la « Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers »

III. RESULTATS ET INTERPRETATION

III. 1 Géochimie des eaux et répartition spatiale

Le faciès géochimique majoritaire pour le secteur d'étude est bicarbonaté-calcique. Néanmoins, étant donné le travail de sélection effectué en amont pour choisir les ouvrages à suivre pour focaliser sur la problématique de la zone minéralisée, il en résulte un nombre de points aussi important présentant un faciès sulfaté-calcique que ceux qui ont un faciès bicarbonaté-calcique.

Le diagramme de Piper (Figure 6) met en évidence pour les eaux de l'Eocène moyen l'importance de la concentration en sulfate. La quasi-totalité des points de l'Eocène se répartissent entre le faciès bicarbonaté-calcique et le faciès sulfaté-calcique. Selon leur concentration en sulfates, les eaux évoluent d'un faciès $\text{HO}_3\text{-Ca}$ vers un faciès $\text{SO}_4\text{-Ca}$.

Les autres aquifères prélevés, où le nombre de points échantillonnés est moindre, ne montrent pas a priori de tendance particulière. Les eaux de l'aquifère du Crétacé ont un faciès soit bicarbonaté-calcique soit bicarbonaté-sodique.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Seuls les points échantillonnés dans l'aquifère de l'Eocène moyen montrent une évolution avec un enrichissement en sulfates, ce qui implique aussi pour un certain nombre d'entre eux le dépassement de la norme de potabilité pour les sulfates (250 mg/l).

Si on s'intéresse à la répartition géographique de ces faciès géochimiques (Figure 7), il n'y a pas à priori de répartition spatiale particulière.

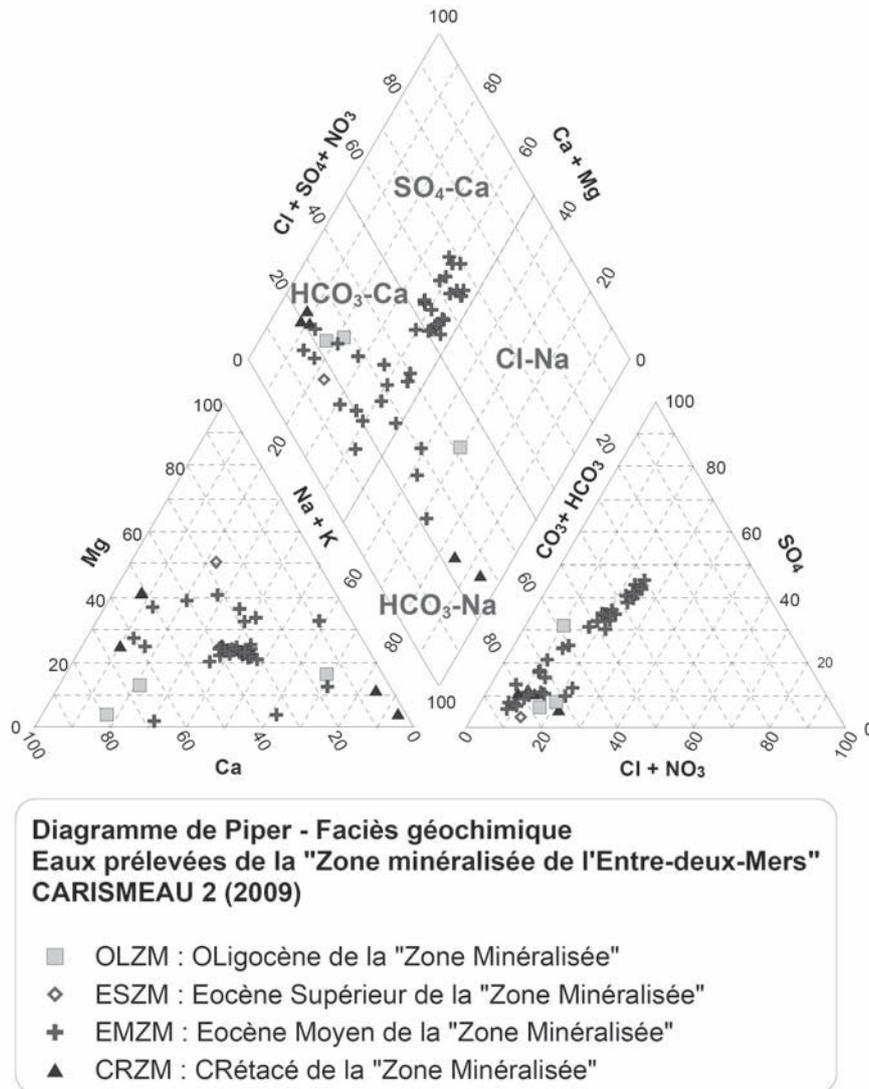


Figure 6 – Diagramme de Piper des eaux de la « Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers »

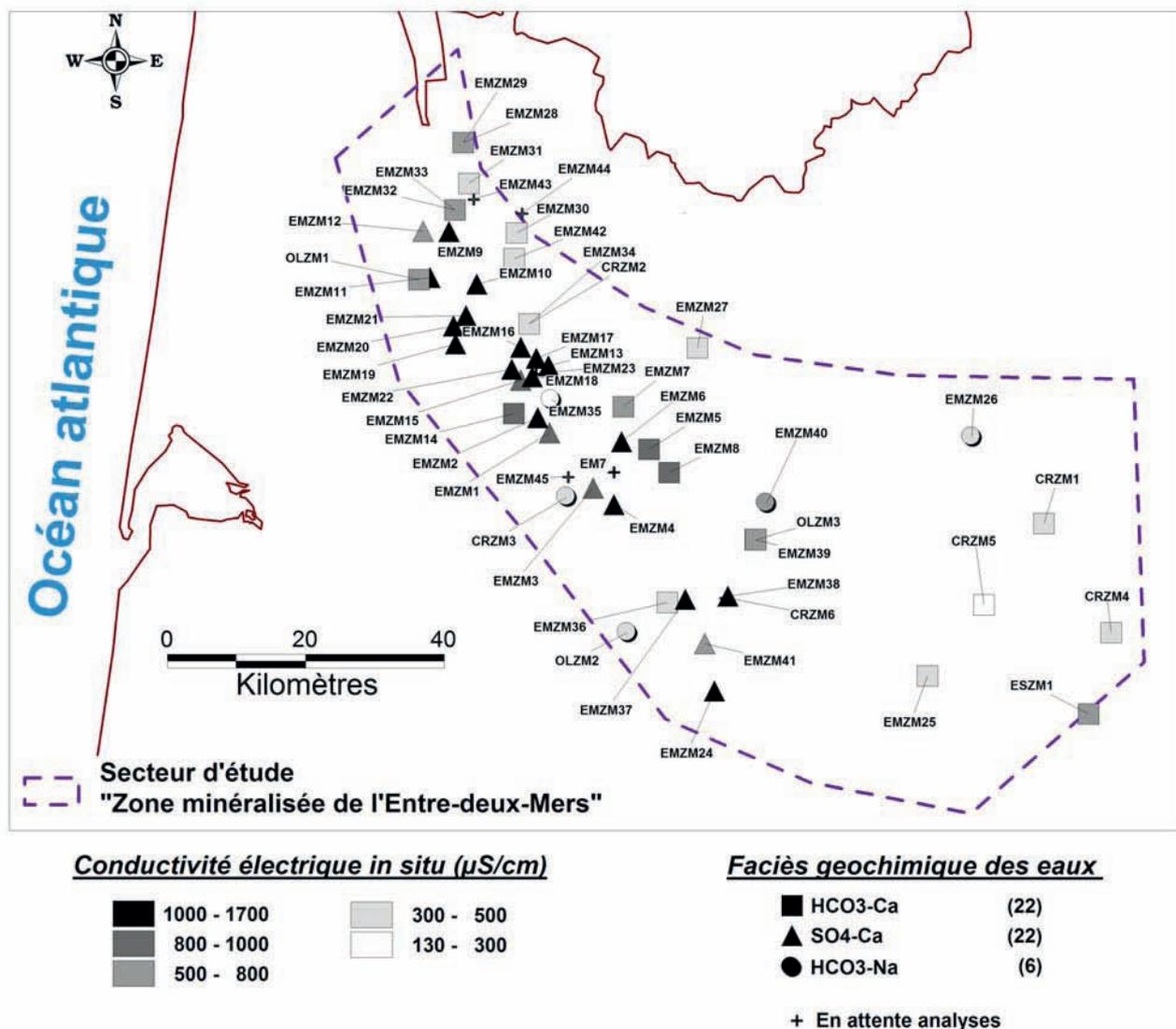


Figure 7 – Répartition spatiale des faciès géochimiques et de la conductivité électrique in situ

III. 2 Evolutions temporelles

III. 2. 1 Evolutions de la qualité des eaux en fonction des volumes prélevés et de la piézométrie

48 captages situés dans le secteur d'étude ont été pris en compte. Ces 48 points sont constitués de 47 forages et d'une source ; mais aussi si on regarde d'un point de vue de leur usage : de 47 points pour l'Alimentation en Eau Potable et un point correspondant à un forage « thermal » qui alimente en eau la piscine universitaire de Talence.

Les ouvrages d'Alimentation en Eau Potable de l'Entre-deux-Mers présentent des variations qualitatives significatives. Des tendances contrastées ont pu être mises en évidence.

Un seul exemple est illustré ici (Figure 8 ; Malcuit, 2010b).

Le premier résultat des évolutions obtenues est l'absence de relation directe au pas de temps annuel entre les volumes annuels prélevés et les fluctuations des teneurs en sulfates, en chlorures et en fluorures, ainsi que les fluctuations de la conductivité électrique. Cette remarque est aussi valable entre l'évolution des

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

niveaux piézométriques et les fluctuations de la composition chimique des eaux, observée au pas de temps annuel.

Certains ouvrages, comme EMZM8, ont une composition chimique stable indépendante des volumes annuellement prélevés. Pour d'autres, comme EMZM9, les chroniques montrent une baisse régulière des concentrations en sulfates et chlorures ainsi que de la conductivité électrique. Le fluor semble avoir un comportement indépendant des autres paramètres.

Au contraire, certains ouvrages, comme EMZM12 et EMZM14 indiquent une augmentation des concentrations en sulfates et chlorures qui se traduisent aussi sur la conductivité électrique des eaux. Là aussi le comportement du fluor semble indépendant.

Et enfin pour le point EMZM38 (Figure 8) on peut constater d'une part l'absence de relation entre la baisse de la piézométrie constatée sur ces 30 dernières années et la qualité de l'eau, et d'autre part l'absence de relation entre les volumes annuels prélevés et la qualité des eaux. La première valeur de qualité sur l'ouvrage, datant de 1977, est celle de l'analyse réalisée lors de la création de l'ouvrage. Les données disponibles en ligne sous ADES débutent en 1993.

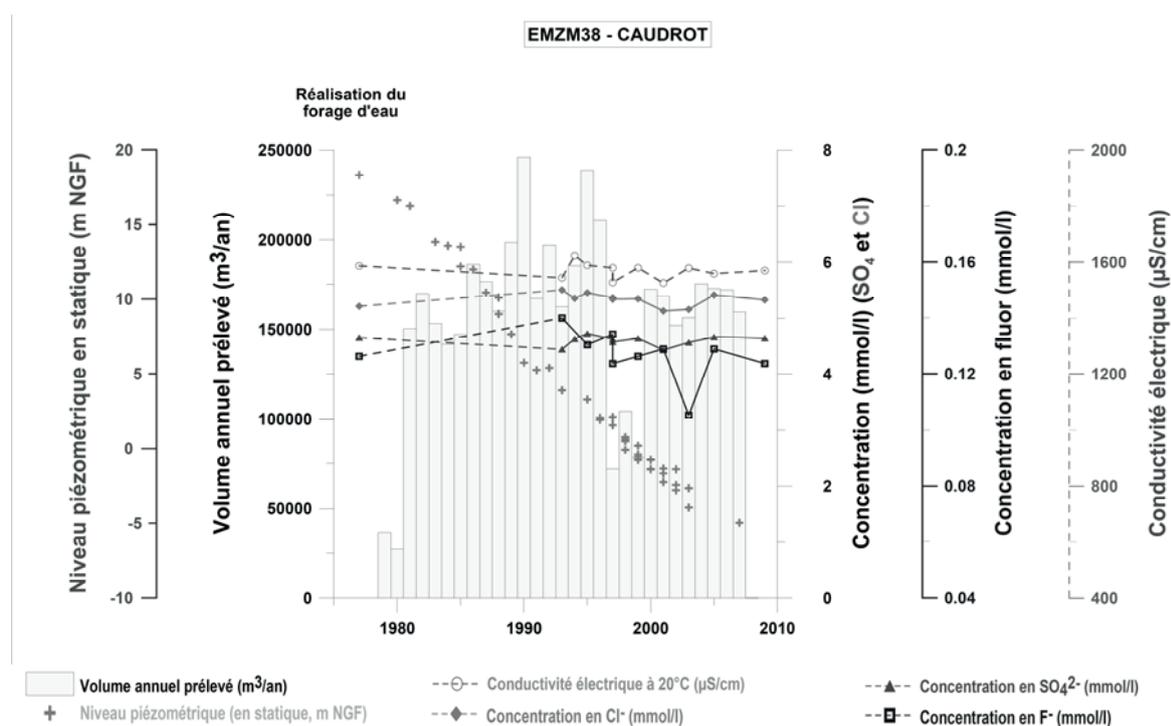


Figure 8 – Evolution temporelle de la qualité des eaux en fonction des volumes d'eau prélevés par an et de la baisse de la piézométrie ces 30 dernières années.

En première conclusion, les évolutions ne semblent donc pas répondre à une logique particulière. Diverses tendances sont constatées suivant les points de suivi pris en compte.

Au pas de temps annuel, les variations de la chimie des eaux ne semblent pas être en relation directe avec les volumes annuels d'eau prélevés, ni avec les variations de niveaux piézométriques. Certains ouvrages montrent une composition chimique stable dans le temps, d'autres des baisses ou des hausses régulières des concentrations en sulfates et chlorures, et enfin d'autres points montrent des fluctuations très erratiques dans le temps.

Dans tous les cas, le comportement du fluor semble indépendant des concentrations en sulfates et chlorures, des volumes prélevés et de l'évolution piézométrique au pas de temps annuel.

III. 2. 2 Relations inter-éléments : diagrammes binaires

Les données "qualité" d'une quarantaine de forages d'eau sur les 30 dernières années ont été prises en compte. Ces ouvrages sont majoritairement les points suivis de CARISMEAU 2 auxquels s'ajoutent quelques points particuliers de la " Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers ".

Afin d'observer, pour les points de la zone d'étude captant l'Eocène inférieur à moyen, les relations inter-éléments sur les 30 dernières années, des diagrammes binaires inter-éléments ont été tracés. Les fluctuations des concentrations en sulfates, chlorures, fluorures et calcium y sont illustrées par l'ensemble des données disponibles (Figure 9). Les données qualité d'un même point de suivi y sont représentées avec le même figuré. De plus, les deux normes de potabilité pour les sulfates (2.60 mmol/l) et pour les fluorures (0.0785 mmol/l) ont été représentées par des droites en pointillés sur les graphiques.

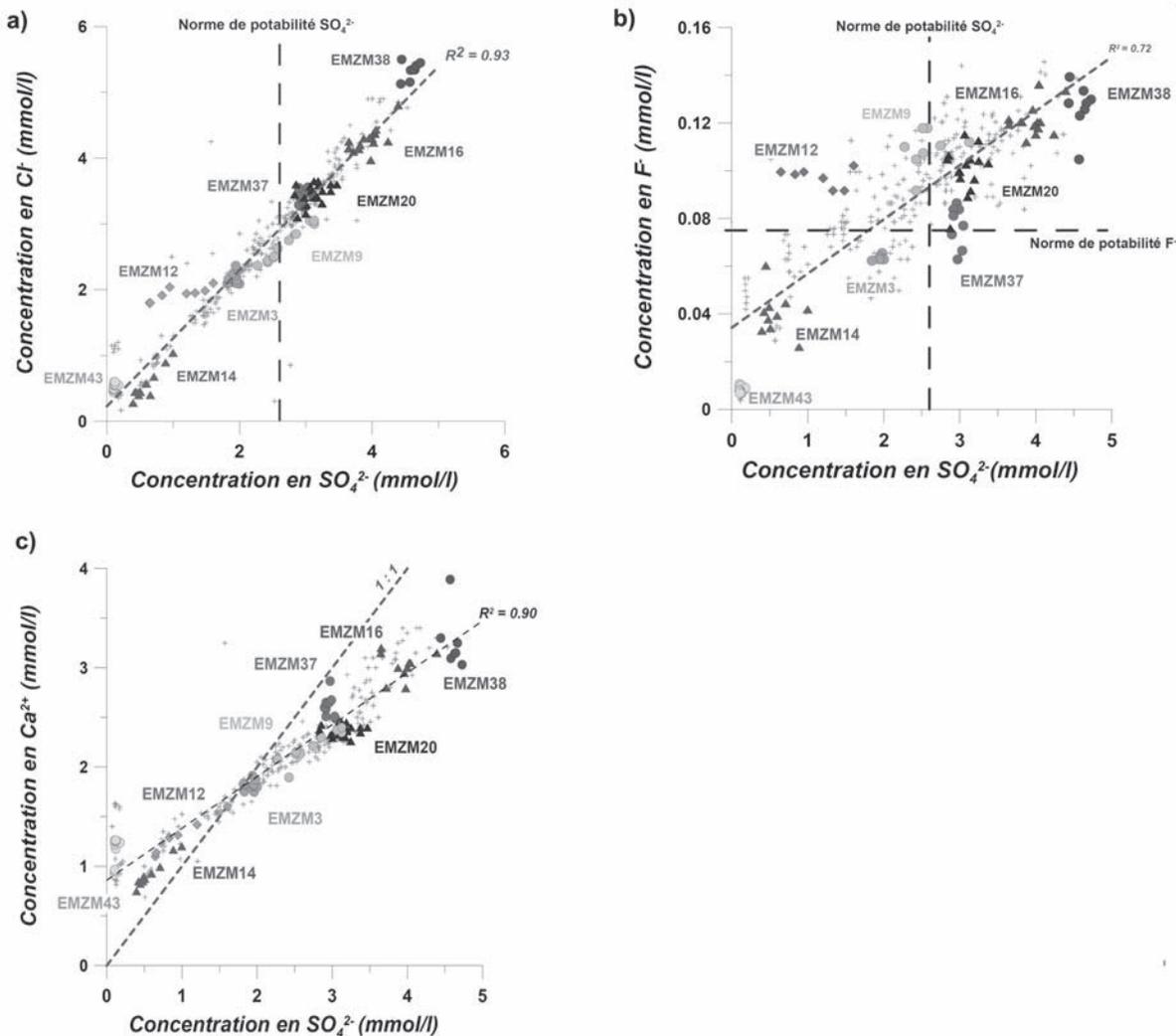


Figure 9 – Graphiques binaires inter-éléments pour les eaux de forages d'Alimentation en Eau Potable de la "Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers" captant l'Eocène moyen à inférieur - évolution sur les 30 dernières années - a) SO₄²⁻ versus Cl⁻, b) SO₄²⁻ versus F⁻, c) SO₄²⁻ versus Ca²⁺

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Relation sulfates - chlorures (Figure 9 a)

Ce graphe illustre les données pour 35 forages de 1981 à 2007.

Il existe une relation entre les concentrations en chlorures et sulfates. Les points évoluent de façon linéaire, de points comme EMZM43, proche des zones d'affleurement ou EMZM14, faiblement minéralisé par rapport à la moyenne à des points beaucoup plus minéralisés et hors norme de potabilité vis - à vis des sulfates, comme EMZM38, au centre de l'Entre-deux-Mers et EMZM16, situé à Bordeaux.

De plus, les points indiquent des tendances différentes dans le temps, certains, comme EMZM12, montrent un enrichissement en sulfates avec une teneur en chlorures relativement stable. D'autres points comme EMZM9 et EMZM14 indiquent une augmentation proportionnelle des concentrations en SO_4^{2-} et Cl^- .

Relation sulfates - fluorures (Figure 9 b)

La première observation est qu'il existerait a priori une relation entre les concentrations en fluorures et les concentrations en sulfates, bien que le coefficient de régression soit relativement faible ($R^2=0.72$). Tous les points étudiés sont situés en continuité de 0 à 5 mmol/l de sulfates de part et d'autre de la droite de régression, des points, comme EMZM43, peu minéralisés situés en zone d'affleurement de l'Eocène moyen, au point le plus minéralisé EMZM38.

De plus, cette faible corrélation entre l'ensemble des points n'est pas confirmée point par point. Les relations entre SO_4^{2-} et F^- semblent plus complexes. Certains points, comme EMZM37 et EMZM38, indiquent des variations en F^- avec une concentration stable en SO_4^{2-} et l'inverse est aussi visible avec par exemple le point EMZM14. Des cas intermédiaires sont aussi observables.

Relation sulfates - calcium (Figure 9 c)

La tendance globale illustre une bonne corrélation entre SO_4^{2-} et Ca^{2+} pour l'ensemble des points.

Les points évoluent de façon linéaire, de points situés en zones proches d'affleurement (EMZM43) ou faiblement minéralisées (EMZM14), où la teneur en Ca^{2+} est supérieure à SO_4^{2-} , à des points beaucoup plus minéralisées, où alors la concentration en Ca^{2+} est inférieure à la concentration en SO_4^{2-} . Ce comportement semble indiquer un système dans un premier temps à l'équilibre avec les carbonates, puis dans lequel il y aurait dissolution d'évaporites de type gypse ou anhydrite (CaSO_4).

Ces 3 graphiques inter-éléments montrent donc qu'il existe des relations entre l'ensemble des eaux de l'Eocène moyen de la " Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers ", que ces eaux soit faiblement à fortement minéralisées. Des évolutions contrastées se distinguent pour certains points sur ces 30 dernières années. Par ailleurs, là encore, le fluor semble avoir un comportement différent des autres éléments comme les sulfates, chlorures et le calcium.

IV. PERSPECTIVES

Outre la finalisation des analyses pour certains points, l'équipement en continu de 3 ou 4 sites destinées à l'AEP pour l'acquisition en continu des paramètres de production (débit, volumes, niveau piézométrique), des paramètres physico-chimiques (Conductivité, Eh, pH, concentration en F⁻), est en cours. Ces forages retenus qui captent l'Eocène moyen indiquent sur ces 30 dernières années des fluctuations remarquables en fluor et/ou sulfates.

Un travail important visant à approfondir la connaissance de la géologie et de la minéralogie aussi bien des formations aquifères que des formations hétérogènes constituant les épontes de ce système multicouche nord aquitain est en cours.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Références bibliographiques :

- BRGM, ELF, ESSO-REP, SNPA (1974) - Géologie du bassin d'Aquitaine - Atlas de 27 cartes et commentaires.
- Corbier P., Platel J.P., Fondin A., Grabenstaetter L., Caperan F., Mazurier C., Abou.Akar A. (2008) - Contrôle qualité et gestion des nappes d'eaux souterraines en Gironde - Etat des connaissances à fin 2006. Rapport final. *Rapport BRGM/RP-55893-FR*.
- Corbier, P., Winckel, A., Mazurier, C., Mauroux, B., Platel, J.P., Benhammouda, S., Dufour, P. (2005). Contrôle qualité et gestion des nappes d'eaux souterraines en Gironde. Année 2004. Investigations préalables à la mise en place d'un réseau qualité sur la nappe de l'Eocène inférieur à moyen du domaine minéralisé. *Rapport final. BRGM/RP-53973-FR*
- Chery, L. (1993) - Interprétation des résultats des analyses isotopiques. Etude de la salinité verticale de l'Eocène moyen dans la zone bordelaise (Gironde). *BRGM/RR-37732-FR, 36 p., 1 annexe*.
- Chery L., Dusseau P., Sourisseau B. (1994) - Diagnostic de l'accroissement de la salinité des nappes profondes de l'Eocène moyen en Gironde. Programmes de la Communauté Urbaine de Bordeaux (CUB) et du Fond National de développement de l'Assainissement et de l'Eau (FNDAE). *BRGM/RR-37998-FR, 56 p., 38 fig., 8 tabl., 28 annexes*.
- Dubreuilh J. (1987) - Synthèse paléogéographique et structurale des dépôts fluviaux tertiaires du nord du bassin d'Aquitaine. Passage aux formations palustres, lacustres et marines. Thèse de Doctorat d'Etat. *BRGM n°172. 393 pages*.
- Housse B., Maget P. (1977) - Potentiel géothermique du Bassin Aquitain. BRGM SNEA ELF. Compte rendu de fin de contrat d'une étude financée par la Délégation Générale à la Recherche Scientifique et Technique. *167 pages, 4 annexes, 38 planches*.
- Malcuit E. (2009) - CARISMEAU 2 - Thèse « Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers ». Rapport d'avancement. Août 2009. *Rapport BRGM/RP-57604-FR, 21 pages, 1 illustration, 2 annexes*.
- Malcuit E. (2010a) - CARISMEAU 2 - Projet de recherche et thèse associée : « Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers ». Rapport d'étape - Janvier 2010. *Rapport BRGM/RP-58062-FR, 45 pages, 26 illustrations, 5 annexes*.
- Malcuit E. (2010b) - CARISMEAU 2 - Projet de recherche et thèse associée : « Zone minéralisée de l'Entre-deux-Mers ». Rapport d'étape - Juillet 2010. *Rapport BRGM/RP-58819-FR, 59 pages, 49 illustrations, 4 annexes*.
- Malcuit E., Négrel P., Petelet-Giraud E., Gandolfi J.M., Pédrón N., Brenot A. (2008) - Caractérisation isotopique et géochimique des masses d'eau dans le Bassin Adour-Garonne : interconnexions et hétérogénéités - CARISMEAU. Rapport final. Tome 2: Approche couplée hydrogéologique et géochimique isotopique des Sables Infra-Molassiques du Bassin Adour-Garonne. *Rapport BRGM/RP-56737-FR, 136 pages, 74 illustrations, 3 annexes*.
- Moussié B. (1972) - Le système aquifère de l'Eocène moyen et supérieur du Bassin Nord-Aquitain. Influence du cadre géologique sur les modalités de circulation. Thèse, Université de Bordeaux, *100 pages*.
- Négrel P., Colin A., Petelet-Giraud E., Brenot A., Millot R., Roy S. (2006) - CARISMEAU : Caractérisation isotopique et géochimique des masses d'eau dans le bassin Adour Garonne : interconnexions et hétérogénéités. Rapport de phase 1. *Rapport BGRM/RP-55069-FR, 128 pages, 62 illustrations*.
- Négrel P., Petelet-Giraud E., Brenot A., Millot R., Innocent C. (2008) - Caractérisation isotopique et géochimique des masses d'eau dans le bassin Adour-Garonne : interconnexions et hétérogénéités - CARISMEAU. Rapport final. Tome 1 : Les outils isotopiques appliqués à la gestion des ressources en eau. Exemple de la masse d'eau des Sables Infra-Molassiques. *Rapport BRGM/RP-56291-FR, 194 pages, 44 illustrations*.
- Négrel P., Roy S., Petelet-Giraud E., Brenot A., Millot R., Dutartre Ph., Fournier I. (2008) - Application des outils de diagraphie chimique à la caractérisation des masses d'eau. Techniques - Sciences - Méthodes. *20 pages*.
- Vigneaux M. (1975) - Aquitaine occidentale. - Guides géologiques régionaux. - Masson, Paris, *223 pages*. N° ISBN : 2-225-41118-2.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »**

La modélisation des flux de nitrates par lixiviation sous parcelles agricoles: un outil de diagnostic et de gestion dans le cadre des études de Bassin d'Alimentation de Captage

Thibaut Constant, Guillaume Py, Meryll Pasquet, Antoine Poupart

Union InVivo

tconstant@invivo-group.com, gpy@invivo-group.com, mpasquet@invivo-group.com, apoupart@invivo-group.com

RESUME

La plupart des méthodes proposées dans le cadre des Diagnostics Territoriaux des Pressions Agricoles (DTPA) de Bassin d'Alimentation de Captage (BAC) à enjeu nitrates se basent sur des indicateurs de pression (doses d'azote totales par cultures, solde azoté au mieux). Ces diagnostics aboutissent ensuite à des propositions de contractualisation de MAE (Mesures Agro-Environnementales), basées, pour la plupart, sur des objectifs de moyens et non de résultats (diminution de la dose d'azote totale par exploitation par exemple). Les diminutions de pression d'azote n'étant pas linéairement corrélées aux diminutions des concentrations en nitrates des lames d'eau drainante, nous proposons une méthode de diagnostic basée sur un indicateur de résultat modélisé : la modélisation des flux de nitrates par parcelle. Cette méthode a été déployée en partenariat avec les coopératives agricoles Sèvre et Belle, Corea et Capfaye lors de l'étude du BAC du champ captant de Saint Maxire-Echiré qui s'étend sur une superficie de 24 190 ha dans les Deux-Sèvres. La surface agricole, qui représente près de 70% du BAC, se répartit en trois zones d'importance identique (zone de grande culture, zone de polyculture-élevage et zone mixte). Nous disposons des données de traçabilité des pratiques agricoles et des caractéristiques pédologiques sur 55% de la SAU du BAC, sur 4 années et à l'échelle parcellaire). La modélisation que nous avons réalisée afin de quantifier les flux de nitrate se base sur les estimations de l'Outil d'Aide à la Décision (OAD) de plan de fumure Epiclès. Cet outil a été développé par le Département des Services de la Division Agrofournitures d'InVivo depuis 1999 et est l'OAD de plan de fumure le plus utilisé actuellement en France (1,7 million d'ha, soit environ 15 % de la SAU en céréales et colza). **La quantification des flux de nitrate permet lors du diagnostic d'expliquer le niveau de contamination de la nappe.** Le Reliquat Entrée Drainage (RED) correspond au pool d'azote minéral du sol à l'entrée de la période de drainage hivernal. Il est stable et très élevé sur les 4 années enquêtées, d'environ 90 kgN/ha en moyenne. La fraction d'azote lixiviée, calculée par le modèle de Burns, est de 65% en moyenne sur les 4 hivers, signe d'une forte vulnérabilité des sols du BAC au lessivage des nitrates. Le calcul des concentrations en nitrates des lames d'eau drainante sortant des surfaces agricoles est très élevé en moyenne sur les 4 hivers : 70 mg/l. Ce calcul est en adéquation avec l'état de pollution de la nappe calcaire du supra-toarcien (70 mg/l). La quantification des flux de nitrates permet également de **spatialiser l'aléa de pollution en nitrates à l'échelle du BAC.** Ainsi 17 % de la SAU est caractérisée par des concentrations en nitrates lixiviés inférieures à 50 mg/l, 22% entre 50 mg/l et 75 mg/l, 23 % entre 75 mg/l et 100 mg/l, 34 % entre 100 mg/l et 150 mg/l, et 10 % supérieures à 150 mg/l. **Il est également possible de hiérarchiser les sources de pollutions.** En terme de flux azoté, 93% serait dû à l'agriculture, et seulement 6% correspondrait à la contribution de l'assainissement autonome et collectif, 1% viendrait des forêts. **La quantification permet également d'objectiver et de hiérarchiser les modifications de pratiques** en fonction de leur incidence environnementale. Les principales causes expliquant ces forts RED sont : un écart aux conseils de fertilisation de 10 à 30 U en moyenne hormis pour le tournesol, des apports organiques trop importants et surtout des apports organiques d'automne, des rotations courtes à base de blé et maïs et des

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

monocultures de maïs. **La méthode propose également un objectif et un indicateur de résultat** : les actions proposées dans le programme d'actions doivent, tenant compte de la dilution des zones non agricoles, permettre une diminution du RED de 45% pour atteindre des RED d'environ 45 kgN/ha permettant d'atteindre les objectifs de qualité en nitrates fixés par le syndicat d'alimentation en eau potable (40 mg/l). **L'optimisation de l'allocation des moyens par rapport aux résultats** attendus permet **une adhésion plus grande des agriculteurs** grâce à la dimension **pédagogique**, puisque l'agriculteur peut discerner l'impact quantitatif de ses pratiques sur l'état du milieu et optimiser son système cultural en y intégrant l'impact environnemental de ses propres pratiques.

I. INTRODUCTION

I. 1 La pollution des masses d'eaux en nitrates

Les campagnes d'analyse des eaux souterraines et de surface montrent fréquemment une contamination par les nitrates. Le réseau de surveillance de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) permet de caractériser 177 des 187 secteurs hydrographiques que compte la France. Vingt et un d'entre eux présentaient, en 2007, une concentration moyenne en nitrate supérieure à 30 mg/l et trois étaient au-delà de 40 mg/l dans les cours d'eau. De plus, 13 des 1 628 points de prélèvements présentaient des concentrations moyennes en 2007 supérieures à 50 mg/l (seuil réglementaire de potabilité). Pour les eaux souterraines, les résultats des analyses de 2007 ont montré des teneurs en nitrate élevées dans le nord-ouest et le centre-nord de la France (concentrations moyennes dépassant 40 mg/l dans 15 des 182 secteurs hydrographiques diagnostiqués, et 50 mg/l dans 7 d'entre eux). A l'échelle du territoire français, la pollution en nitrates dans les cours d'eau est restée stable sur ces dix dernières années (même si la situation est plus contrastée localement). Pour les eaux souterraines, la tendance est à une lente dégradation de la qualité depuis les années soixante-dix (CGDD, 2010).

I. 2 Le contexte réglementaire

La Directive 2000/60/CE, établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, fixe des objectifs ambitieux en matière de reconquête de la qualité de la ressource destinée à l'eau potable. Les États membres doivent assurer la protection des captages, afin de prévenir la détérioration de leur qualité et réduire le degré de traitement nécessaire à la production d'eau potable. Ils peuvent, à cette fin, établir des zones de protection des captages. A cet effet, la France a complété son corpus législatif par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques du 30 décembre 2006. L'article 21 de cette loi, précisé par le décret relatif « aux zones soumises à certaines contraintes environnementales (ZSCE) », a renforcé les dispositifs de gestion de la ressource, en créant des zones de protection quantitative et qualitative des Bassins d'Alimentation des Captages (BAC), pour lutter notamment contre les pollutions diffuses et ponctuelles. La loi Grenelle 1 (2009) a quant à elle focalisé sur la problématique des pollutions diffuses en identifiant 507 captages prioritaires, menacés par des pollutions en nitrates et en produits phytosanitaires. Par ailleurs, afin de mieux définir les programmes d'actions, de cibler et hiérarchiser les territoires d'action au sein du BAC, il est nécessaire de définir et cartographier les zones les plus vulnérables aux pollutions diffuses. Ce zonage est complété par un diagnostic territorial multi-pressions (i.e. l'ensemble des facteurs de dégradation des ressources ou des milieux), notamment des pressions agricoles (pollutions diffuses et ponctuelles) mais aussi des sources de pollutions non agricoles (assainissement, industries, artisanats et usages de phytosanitaires par les collectivités par exemple...). Des programmes d'action spécifiques, financés notamment par les agences de l'eau, le Ministère en charge de l'Agriculture et des crédits européens, doivent être mis en place d'ici 2012. Ces programmes, visant à modifier les pratiques agricoles sont mis en œuvre sur la base d'une action volontaire et contractuelle. Ils peuvent cependant devenir d'application obligatoire par arrêté préfectoral, si les résultats obtenus sur la base d'une action volontaire ne s'avèrent pas suffisants.

I. 3 Problématique

La plupart des méthodes proposées dans le cadre des Diagnostics Territoriaux des Pressions Agricoles (DTPA) se basent sur des indicateurs de pression (doses d'azotes totales par cultures, solde azoté au mieux). Ces diagnostics aboutissent ensuite à des propositions de contractualisation de MAE (Mesures Agro-Environnementales), basées pour la plupart sur des objectifs de moyens et non de résultats (diminution de la dose d'azote totale par culture par exemple). Etant convenu que les diminutions de pression d'azote ne sont pas linéairement corrélées aux diminutions des concentrations en nitrates des lames d'eau drainante, nous proposons dans cet article une méthode de diagnostic basée sur un indicateur de résultat simulé : la modélisation des flux de nitrates par parcelle. Cet indicateur de résultat possède plusieurs avantages pour l'agriculteur et les maîtres d'ouvrage. Tout d'abord, la quantification des flux de nitrates permet lors du diagnostic, de comprendre et d'expliquer la problématique environnementale (concentration en nitrates au captage) et de hiérarchiser les sources de pollutions (agricoles et non agricoles). La quantification permet également d'objectiver et de hiérarchiser les modifications de pratiques en fonction de leur incidence environnementale. L'optimisation de l'allocation des moyens par rapport aux résultats attendus permet une adhésion plus grande des agriculteurs grâce à la dimension pédagogique, puisque l'agriculteur peut discerner l'impact quantitatif de ses pratiques sur l'état du milieu et optimiser son système cultural en y intégrant l'impact environnemental de ses propres pratiques. Enfin, la méthode propose également un objectif et un indicateur de résultat permettant d'atteindre le bon état de la qualité des eaux.

Les problématiques auxquelles nous nous sommes intéressées sont les suivantes : **Comment quantifier les flux de nitrates à l'échelle de la parcelle agricole ? Comment interpréter ces résultats parcellaires à l'échelle du BAC ?**

La modélisation permet de représenter mathématiquement un phénomène ou un système afin de l'étudier plus aisément. Les Outils d'Aide à la Décision (OAD) sont des systèmes informatiques (modèles) conçus pour assister l'utilisateur dans la prise de décisions particulières. Les modèles de gestion environnementale apportent une aide précieuse dans la phase de connaissance approfondie des systèmes en jeu et de leurs composantes. Ils permettent de synthétiser un nombre important d'informations en fournissant une évaluation globale des risques potentiels de contamination. Utilisés de pair avec des investigations de terrain, ces outils permettent de réaliser rapidement l'étude environnementale de différents systèmes (Jego, 2008). De nombreux modèles informatiques de simulation plus ou moins complexes permettant de représenter la dynamique environnementale des systèmes agricoles existent à ce jour. On distingue tout d'abord les modèles de recherche, comme SOILN (Johnsson et al., 1987) et LEACHM (Wagenet et Hutson, 1989), dont l'objectif est de donner une représentation la plus proche de la réalité. Cependant, ces modèles très performants ont le défaut de nécessiter beaucoup de paramètres, dont plusieurs sont difficiles à mesurer. A l'opposé, des modèles empiriques ont été élaborés afin d'intégrer de façon simplifiée un ensemble de processus. Afin d'être utilisé en gestion environnementale, un modèle doit être basé le plus possible sur la représentation de processus reconnus dans la littérature, représenter le plus efficacement possible la réalité et utiliser un minimum de paramètres. Parmi les modèles empiriques intégrant la lixiviation de nitrates, on connaît le modèle AgriFlux (Banton et al., 1997), ou Lixim (Mary et al., 1999) qui intègre l'algorithme du modèle de Burns. De nombreux logiciels se sont spécialisés dans les modèles d'optimisation de la fertilisation azotée. C'est le cas notamment des logiciels Azobil (Machet et al., 1990) et RegiFert utilisé par l'INRA, ou d'Epiclès, OAD développé par le réseau InVivo depuis 1999 qui intègre également un module d'estimation de lixiviation des nitrates.

Cet article présente la méthode de modélisation choisie dans le cadre d'un DTPA. Celle-ci s'appuie sur l'exemple concret de l'étude BAC du champ captant de Saint Maxire-Echiré (79) réalisé suite à un appel d'offre et donc dans les conditions budgétaires et temporelles représentatives des marchés publics. Cette méthode est donc a priori applicable à toute autre étude BAC présentant une problématique de pollution de la nappe en nitrates.

II. MATERIELS ET METHODE

II.1 Recueil des données

Selon les territoires, nous disposons de diverses sources de données nécessaires à la réalisation d'un diagnostic des risques de pollutions en nitrates d'un BAC. Les enquêtes individuelles d'exploitations agricoles permettent de collecter des informations concernant les pratiques culturales, les aménagements de l'espace et les contextes pédologiques à l'échelle des parcelles de l'exploitation. Ces enquêtes permettent également d'entamer un dialogue avec l'agriculteur et d'aborder un diagnostic socio-économique de l'exploitation. Une deuxième source de données est constituée par les bases de données de traçabilité des pratiques agricoles des opérateurs économiques agricoles. Les outils informatiques de traçabilité des pratiques ou les OAD (Outils d'Aide à la Décision) de plan de fumure permettent d'avoir accès à des renseignements parcellaires sur des historiques pluriannuels. Parmi les 279 coopératives sociétaires du réseau InVivo, 38 coopératives ou unions de coopératives utilisent actuellement l'OAD de plan de fumure Epiclès, certaines depuis plus de 10 ans. La base de données Epiclès couvre actuellement à 1.7 million d'hectares et contient les caractéristiques pédologiques des parcelles suivies ainsi que les enregistrements des pratiques culturales d'environ 12 000 exploitations agricoles. Cette riche base de données permet de compléter les données des enquêtes terrain lorsqu'une coopérative utilisatrice d'Epiclès ou d'un autre OAD a des adhérents dans le périmètre du BAC étudié. Le Règlement Communautaire CE n°1593/2000 a institué l'obligation dans tous les Etats Membres de localiser et d'identifier les parcelles agricoles. La France a répondu à cette exigence communautaire en organisant un système de déclaration graphique permettant de constituer le Registre Parcellaire Graphique (RPG). Les données RPG comprenant les îlots anonymés et leur occupation culturale pour chaque année sont une source d'informations indispensables pour les études BAC et notamment pour spatialiser les risques de pollutions. Les RPG sont récupérés sous forme de métadonnées en Lambert 2 étendu auprès des DDT (Direction Départementale du Territoire) concernées. Enfin, les données météorologiques de la station Météo France la plus proche permettent de renseigner les précipitations et l'ETP (Evapotranspiration Potentielle) pour le calcul des lames d'eaux drainantes.

II.2 Présentation de l'OAD Epiclès

Présentation de l'outil. Epiclès est une démarche informatisée d'optimisation du plan de fumure prenant en compte les contraintes logistiques, budgétaires, réglementaires et environnementales de l'agriculteur en se basant sur des règles agronomiques. Cet outil a été développé par le Département des Services de la Division Agrofouritures d'InVivo depuis 1999 et est l'OAD de plan de fumure le plus utilisé actuellement en France. Il se base sur un modèle sol – culture. L'élaboration du plan de fumure azoté est établit d'après la méthode du bilan azoté de masse prévisionnel appliqué entre deux dates à une parcelle. Il a été conçu pour fonctionner sur 90 cultures, prendre en compte les itinéraires techniques, et représenter le plus efficacement possible la réalité. Le nombre limité de paramètres permet de faciliter son utilisation. Epiclès s'appuie sur les normes et les règles de décision validées par le Pool Fertilisation du réseau InVivo Agrofouritures, par ARVALIS Institut du végétal, par le CETIOM (Centre Technique Interprofessionnel des Oléagineux Métropolitains), par le COMIFER (Comité Français d'Etude et de Développement de la Fertilisation raisonnée), par le CORPEN, par l'INRA, par l'ITB (Institut Technique de la Betterave) et l'ITPT (Institut Technique de la Pomme de Terre).

Dans le cadre des conseils en fertilisation mais également lors des études BAC, il est important de conserver un faible nombre de paramètres à l'échelle de la parcelle, permettant une collecte et une actualisation de l'information aisée tout en gardant une précision nécessaire aux calculs. Les variables d'entrées d'Epiclès sont les suivantes : surface de la parcelle et surface épanachable, textures, % de cailloux et épaisseurs du sol et du sous-sol, profondeur d'enracinement, analyse de terre (avec variables mesurées), nom de la culture précédente, devenir des résidus de culture précédente (enfouis/enlevés), rendement réalisé et objectif de rendement du précédent, irrigation du précédent (oui/non), dose d'azote minéral sur précédent, azote organique sur précédent (nature, date, dose), nature et vigueur de l'interculture, date de destruction de l'interculture, culture en place ou prévue (variété utilisée ou destination de la culture), devenir des résidus

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

(enfouis/enlevés), rendement objectif, date de semis, irrigation (oui/non), interculture post-récolte (oui/non), apports organiques prévus (nature, date, dose).

Fonctionnement de l'outil. A partir de ces données parcellaires, le modèle Epiclès calcule les masses d'azote minéral lessivable du sol sur le principe des bilans du cycle de l'azote, distinguant 4 périodes : le reliquat d'azote minéral du sol en sortie hiver sur précédent, le reliquat à la récolte du précédent, le reliquat entrée drainage et le reliquat sortie hiver. A partir des apports totaux azotés sur la culture précédente et des rendements du précédent obtenus, Epiclès calcule un Reliquat Post Récolte (RPR) qui correspond de façon simplifiée au bilan entre les apports azotés efficaces et les exportations azotées par la culture précédente. Epiclès permet ensuite de déterminer le Reliquat Entrée Drainage (RED) qui correspond à la quantité d'azote présent dans le sol avant la période de drainage hivernal. Ce reliquat est calculé tel que :

$$\text{RED} = \text{RPR} + \text{Mh} + \text{Mr} + \text{Mo} - \text{Nabs} + \text{AOa}$$

Avec : Nabs : Azote absorbé par la culture en place ou par une interculture, Mh : Minéralisation automnale de l'humus du sol, Mr : Minéralisation des résidus de récolte, Mo : Arrières effets des apports organiques, AOa : Effet direct des apports organiques d'automne.

La minéralisation automnale de l'humus s'appuie sur une approche cinétique (Laurent et al., 1995). La vitesse de minéralisation est fortement corrélée à l'Azote Potentiellement Minéralisable (APM). Afin d'estimer l'APM, le Pool Fertilisation du département Agronomique du réseau InVivo s'est appuyé sur les travaux de Gianello et Bremner (1988). Des travaux de recherche appliquée, réalisés par InVivo ont permis de corréliser la vitesse de minéralisation à des valeurs d'APM. Une étude réalisée en 1994 a permis d'identifier les facteurs de variation de l'APM. Ces facteurs sont principalement la région, les apports organiques sur la culture, le pH de l'eau, le type de sous-sol, les anciennes prairies, le type de sol, la régularité des apports organiques, la teneur en matière organiques du sol, le type et la conduite azotée du précédent, et la nature du précédent. Ils sont donc tous intégrés dans Epiclès pour l'estimation de l'APM. Le nombre de jours de minéralisation normalisé est estimé en fonction de la température et de l'humidité de l'horizon de surface, calculé soit par mesures, soit par estimation à partir des données climatologiques et du modèle du bilan hydrique. La vitesse de minéralisation estimée multipliée par ce nombre de jours de minéralisation permet d'obtenir la minéralisation de l'humus du sol. La décomposition automnale des résidus de récolte est forfaitaire selon le devenir des résidus. Les arrières-effets des apports organiques dépendent de la date d'épandage de l'apport organique et du coefficient KM propre à chaque type d'effluent qui correspond au pourcentage d'azote organique minéralisable en 35 jours de minéralisation normalisée. Les effets directs des apports organiques d'automne correspondent à l'azote organique minéralisé durant l'automne (fonction de la date d'apport et du coefficient KM), ainsi que l'azote minéral disponible contenu dans l'apport organique d'automne. Le taux d'azote minéral d'un apport organique est propre à chaque effluent. L'azote absorbé par la culture en place est forfaitaire. Cependant, il peut être ré-estimé si l'information de la date de semis est renseignée pour les cultures de blé et d'orge d'hiver ou en fonction d'une estimation satellite, dans le cas des coopératives du réseau équipées de l'outil Farmstar. Pour les cultures de colza, la ré-estimation de cette valeur s'établit par rapport à l'estimation de la biomasse aérienne au moment de l'entrée drainage : celui-ci est établi soit par prélèvement direct et mesure du tonnage en kg/m², les références du CETIOM permettent alors de convertir ce rendement en azote absorbé ; soit par estimation qualitative, soit par estimation satellite (Farmstar). Epiclès intègre également les paramètres du système atmosphère ce qui permet de déterminer la quantité d'eau qui s'infiltre dans le sol pendant la période étudiée tel que :

$$\text{Pd} = \text{P} - \text{ETR} - \Delta\text{S}$$

avec Pd : la lame d'eau drainante, P : entrées d'eau dans le sol correspondant aux précipitations et à l'irrigation (cumul d'entrées d'eau sur la période étudiée), ETR : évapotranspiration réelle, ΔS : variation du stock d'eau dans le sol.

A partir de cela, Epiclès permet d'estimer la fraction d'azote nitrrique lixivée lors des précipitations

hivernales d'après le modèle de Burns : $f = \left[\frac{\text{Pd}}{\text{Pd} + \text{Cc}} \right]^{h \cdot \frac{w}{2}}$ (Equation du Modèle de Burns, 1975)

Avec f : fraction azote lixivée, Pd : lame d'eau drainante, Cc : capacité au champ (en mm), h : profondeur des racines (cm), w : profondeur du labour (cm).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Enfin, la quantité de nitrates lixiviée s'obtient par la formule suivante :

$$q = \text{Re} d \times f \times \frac{62}{14}$$

Avec q : quantité de nitrates lixiviée (en kg/ha), Red : reliquat d'azote minéral entrée drainage, f : fraction d'azote lixiciée.

La concentration de nitrates dans la lame d'eau drainante s'établit ensuite tel que : $\text{NO}_3^- = \frac{q}{Pd} \times 10^2$

Validation de l'outil. Epiclès est un outil recommandé dans les différents départements français dans le cadre des Directives Nitrates. Le paramétrage du logiciel est en amélioration continue grâce à une centaine d'essais annuels du Pool Fertilisation mutualisés par les coopératives du réseau InVivo. Epiclès est déployé sur 1.7 million d'hectares en France (près de 15% de la SAU = Surface Agricole Utile céréales et colza). En appliquant le modèle de calcul du drainage aux données issues des dispositifs lysimétriques de Versailles, Châlons-en-Champagne, Magneraud, St Liguairre, Rinçay et Colmar (soit 141 données élémentaires), la corrélation entre le drainage calculé et le drainage mesuré est représenté sur la *figure 1*. Le modèle est bien corrélé aux données expérimentales ($R^2 = 0.73$) et ne présente pas de biais important (pente de 0.96). Le moteur d'estimation du reliquat d'azote minéral du sol est annuellement confronté à des campagnes de mesures terrains par les coopératives agricoles utilisatrices d'Epiclès. Sur la *figure 2*, l'exemple des moyennes par situation agronomique des reliquats sorties hivers mesurés et estimés (Epiclès) sur une base de données de 4 053 reliquats sur 5 ans au niveau de la coopérative agricole Nouricia (Aube), permet de valider le calage local du modèle.

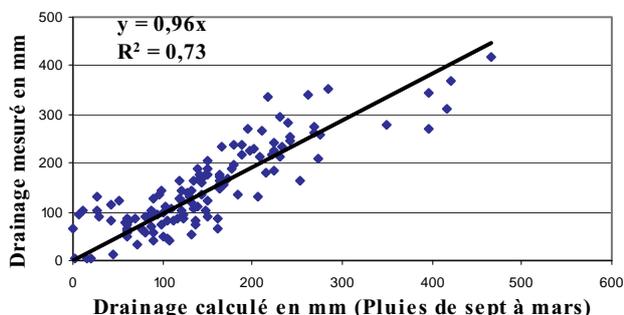


Figure 1– Validation de l'estimation du drainage

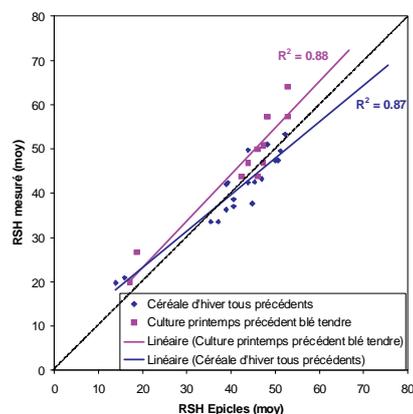


Figure 2– Validation des calculs d'azote minéral lessivable

III. EXEMPLE D'APPLICATION : DIAGNOSTIC DES FLUX DE NITRATE DU BAC DE SAINT MAXIRE-ECHIRE (79)

III. 1 CONTEXTE DU BAC DE SAINT MAXIRE

Situé à environ 5 km au nord de Niort, le champ captant de Saint Maxire-Echiré est localisé au sein d'un méandre de la Sèvre Niortaise, au droit de sa confluence avec affluent l'Egray. Le Syndicat des Eaux du Centre Ouest (SECO) produit 2,2 millions de m³ d'eau par an et alimente en eau potable 12 collectivités (38 000 habitants). L'usine est équipée de deux stations de traitements (dénitrification et charbon actif pour les phytosanitaires). Le champ captant est composé de 12 forages établis à l'intérieur et à proximité du méandre de Saint Maxire : 10 forages (F14, F15, F17, F18, F20, F21, F24, F25, F27, F28) captant la nappe supra-toarcienne (Dogger), à des débits autorisés compris entre 15 et 90 m³/h. 2 forages (F12, F16)

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

exploitant la nappe infra-toarcienne (Lias) au débit autorisé de 25 m³/h par ouvrage. Son fonctionnement est complexe, avec des mélanges d'eaux souterraines provenant des coteaux calcaires et d'eaux superficielles provenant de la Sèvre Niortaise, en proportion variable, fonction du régime d'exploitation des ouvrages et de leur éloignement par rapport à la Sèvre Niortaise. Les forages du champ captant ont des concentrations en nitrates très différentes et variables au cours du temps. Les teneurs en nitrates des eaux captées sont fonction de paramètres variés comme la concentration en nitrate de la Sèvre Niortaise, la distance à la rivière, les débits de pompage, les mélanges d'eau entre les deux aquifères infra et supra-toarcien dus aux régimes d'exploitation des forages mais également des paramètres hydrodynamiques et de l'aquifère capté (Source : GEOAQUITAINE 2009, BRGM). Une dégradation lente et progressive de la qualité des eaux du champ captant concernant le paramètre nitrate est observée sur les eaux brutes, avec notamment, sur certains ouvrages, des teneurs régulièrement supérieures à la limite de potabilité (50 mg/l), (cf. Figure 3).

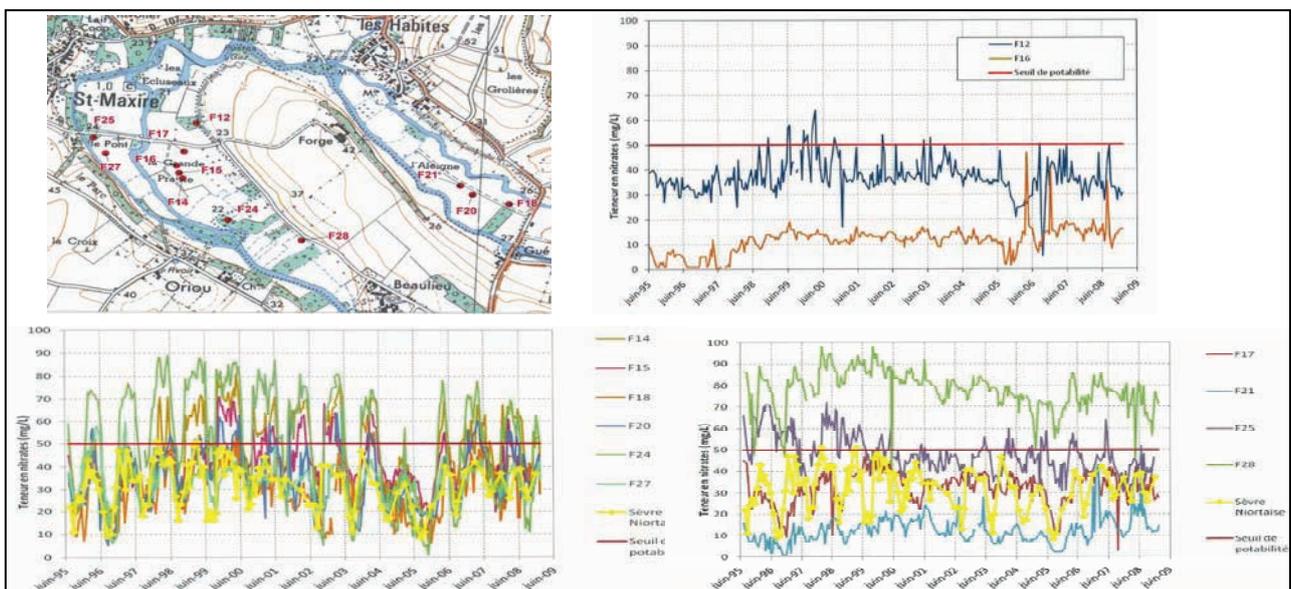


Figure 3– Validation des calculs d'azote minéral lessivable

L'aquifère infra-toarcien (F16) est bien protégé des pollutions anthropiques diffuses (nitrates, pesticides) grâce à l'éponte des marnes toarciennes. Le forage F12 présente un mélange de l'infra et du supra-toarcien via une faille. Suivant la période, les concentrations en nitrate des eaux de certains ouvrages du secteur ouest (F14, F15, F24, F27) et du secteur est (F18, F20) du champ captant sont très proches de celles de la Sèvre Niortaise, marquées en étiage par les lâchures du barrage de la Touche Poupard dont les eaux sont peu minéralisées, y compris en nitrates, en liaison avec la nature de son bassin d'alimentation (socle ancien avec ruissellement dominant). Les autres forages supra-toarciens sont peu influencés par la Sèvre Niortaise. Plusieurs raisons sont avancées pour expliquer la différence de comportement entre la rivière et ces captages : la fracturation avec mise en communication naturelle probable des nappes infra et supra-toarcienne (F17), le confinement de l'aquifère (F21) ou encore l'éloignement par rapport au cours principal de la Sèvre Niortaise (F25, F28) (SAFEGE 2010). Le BAC du champ captant représente une surface de 24 190 ha (GEOAQUITAINE 2009).

III. 2 PRATIQUES AGRICOLES DU BAC DE SAINT MAXIRE

Avec 292 exploitations agricoles, 16 197 ha de terres agricoles, l'agriculture occupe 67% de la surface du BAC. Au premier rang des acteurs de la ruralité figurent donc les exploitants dont les pratiques conditionnent en partie la qualité de l'eau, tant superficielle que souterraine. Activité importante en termes d'occupation ou d'utilisation des ressources du territoire, le développement économique agricole de la zone d'étude repose essentiellement sur le système mixte « élevage et grandes cultures ». Les données Epiclès de 62 exploitations

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

de 4 coopératives du réseau InVivo Agro (Corea, Sèvre et Belle, Terrena et Cavac) se sont ajoutées à 81 enquêtes individuelles d'exploitations agricoles. Ces deux sources de données compilées représentent 55% de la SAU (Surface Agricole Utile) du BAC réparties sur toutes les zones géographiques. De plus, la répartition des cultures de l'échantillon d'enquêtes d'exploitation est identique à celle obtenu d'après les Registre Parcellaire Graphique (RPG), gage d'une bonne représentativité de notre échantillon d'étude. Pour des BAC de plus faible superficie, nous pouvons viser 100% des parcelles enquêtées. Cela n'a pas été possible dans notre cas étant donné le nombre important d'exploitations à enquêter (292 exploitations, soit un budget d'étude excessif. D'après les données du Registre Parcellaire Graphique (RPG), trois zones sont identifiables sur le BAC (cf. Figure 4).

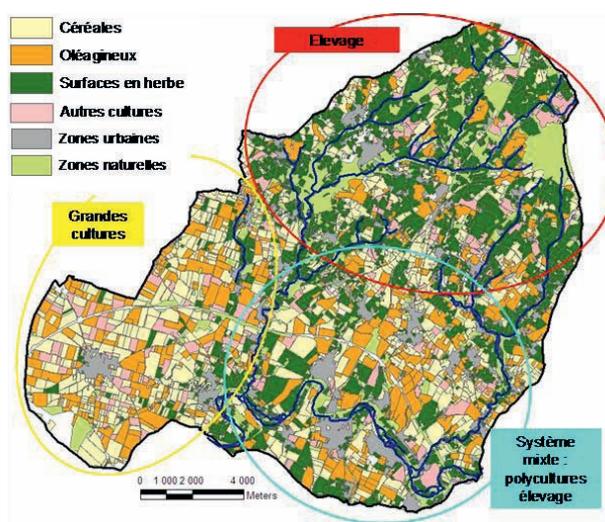


Figure 4 – Répartition des cultures du BAC

Au Sud-Ouest : une zone de grandes cultures caractérisée par des parcelles à forme rectangulaire, de grande taille et cultivées essentiellement en oléagineux et céréales. Au Nord-est : une zone d'élevage bovin essentiellement caractérisée par de petites parcelles de prairies à formes hétérogènes. Au Sud-Est : une zone intermédiaire correspondant à un système mixte de type polycultures-élevage. La répartition des cultures est la suivante (en % de la SAU totale) : blé tendre : 35%, colza : 10%, maïs : 13%, tournesol : 13%, orge d'hiver : 5%, prairies : 20%, autres : 4%. Près de 30% de la SAU est en culture de printemps (9% de la SAU non couverte l'hiver 2008-2009, précédant le 4^{ème} programme d'action de la Directive Nitrate qui rend ce couvert obligatoire dès l'hiver 2010-2011 sur les territoires à enjeux). Les cultures d'hiver représentent 50% de la SAU et les prairies (temporaires et permanentes) 20%. La SAU moyenne des exploitations est de 120 ha. 75% des parcelles sont inférieures à 5 ha. Les rotations culturelles majoritairement sont tri ou quadriennales. 30 % de la SAU hors prairies et jachères est fertilisée en azote organique. Les apports minéraux (70%) sont fractionnés en 3 à 4 apports. Les exploitants du BAC ont tendance à dépasser les conseils d'apports d'azote (comparaison avec le conseil Epiclès pour l'objectif de rendement déclaré par l'agriculteur) sur leurs parcelles de blé tendre et colza d'une dizaine d'unités en moyenne, d'une trentaine d'unité en orge d'hiver et d'une vingtaine d'unité en maïs. Seul les apports azotés sur tournesol correspondent en moyenne au conseils.

III. 3 EVALUATION DE L'ALEA D'INFILTRATION DES NITRATES

Les données de traçabilité des pratiques ont été traitées avec l'OAD Epiclès à l'échelle des 4 dernières années de la rotation, de 2005 à 2009.

Le Reliquat Post Récolte (RPR), correspondant à la quantité d'azote minéral résiduelle dans le sol à l'issue des récoltes, est en moyenne stable sur les 4 dernières années (environ 52 kgN/ha hors prairies et jachères).

Le Reliquat Entrée Drainage (RED) correspondant au pool d'azote du sol à l'entrée de la période de drainage hivernal est également stable et très élevé, d'environ 90 kgN/ha en moyenne. Sur les parcelles cultivées, seules 20% ont un RED inférieur à 50 kgN/ha, 40% ont un RED compris entre 50 et 90 kgN/ha et 40% ont un RED supérieur à 90 kgN/ha. Les parcelles présentant ces reliquats entrée drainage élevés présentent donc un risque plus important de lixiviation de nitrate vers les eaux souterraines. Les RED dépendent du type de sol : sur les sols des plaines calcaires (argilo-calcaire sur dalle calcaire, 25 cm d'épaisseur et 25% de pierrosité représentant 40% de la SAU), les RED sont plus faibles (moyenne 72 kgN/ha) que sur les sols des plateaux (limon et limons argileux sur altérite de schiste, 45 cm d'épaisseur et 5% de pierrosité en moyenne) avec une moyenne de 110 kgN/ha. Les RED dépendent également de la culture (cf. Figure 5) : ils sont plus importants sur les cultures de printemps et particulièrement sur maïs (moyenne 112 kgN/ha en maïs grain), et sont plus faibles sur colza (moyenne 63 kgN/ha). Cela s'explique par la prédominance des apports organiques sur les cultures de printemps et surtout de maïs qui ont des arrières effets non négligeables en automne, mais également par la forte capacité d'absorption d'azote du colza.

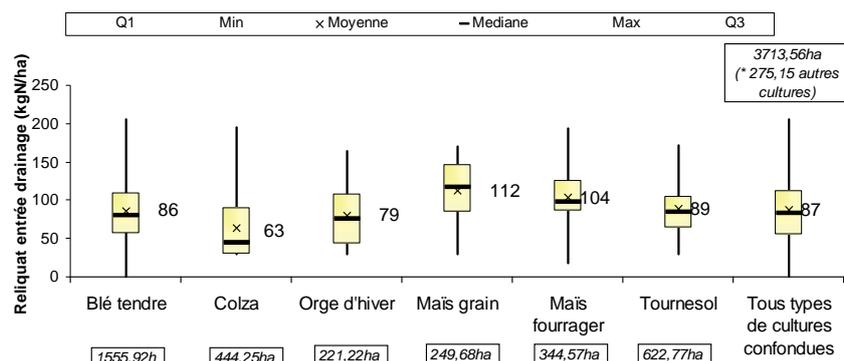


Figure 5 – Variation des RED en fonction des cultures de l'année 2009
(en place pour les cultures d'hiver et à venir pour les cultures de printemps)

Ces apports d'azote organique sur cultures d'hiver sont effectués fin été - début automne et représentent un risque de lixiviation de nitrates élevé pendant l'hiver. En effet, le RED moyen est systématiquement supérieur sur un échantillon de cultures avec apports organiques que sur tous types d'apports confondus (cf. Tableau 1).

Culture	% de SAU avec apports organique	RED moyen avec apport organique	RED moyen tous types d'apports confondus
Blé tendre	8%	136 kgN/ha	86 kgN/ha
Orge d'hiver	14%	90 kgN/ha	80 kgN/ha
Colza	51%	104 kgN/ha	63 kgN/ha

Tableau 1 – Variation du RED en fonction de la culture et des formes d'azote

Afin de prendre en compte l'effet de la rotation, nous avons calculé les RED moyen à l'échelle temporelle des rotations les plus représentées du BAC (Tableau 2).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Rotation	Nombre de parcelle	RPR Moyen (Kg/ha)	RPR Ecart type (Kg/ha)	RED Moyen (Kg/ha)	RED Ecart type (Kg/ha)	Dose d'azote totale moyenne (Kg/ha)	Dose d'azote totale Ecart type (Kg/ha)	Dose d'azote organique moyenne (Kg/ha)	Dose d'azote organique Ecart type (Kg/ha)	Ecart au conseil moyen (Kg/ha)	Ecart au conseil Ecart type (Kg/ha)
B/M	25	73	19	111	28	217	34	111	37	1	25
B/M/M	16	77	28	107	35	221	51	113	49	35	45
M	25	80	25	106	31	198	73	80	85	25	42
B/O/M/M	10	71	14	103	23	126	47	47	53	20	22
B/M/B/T	19	61	20	92	25	158	29	62	34	15	29
B/M/B/C	37	61	20	90	33	184	38	57	42	7	30
B/O/T	13	64	24	87	28	140	29	39	40	-1	18
B/B/T	14	62	19	85	23	133	20	7	26	9	18
B/T	46	56	20	84	26	119	41	36	39	12	37
C/B/O	30	51	19	78	28	167	38	28	45	16	24
C/B/B	23	48	11	76	18	172	21	17	21	5	14
B/C/O/T	13	49	19	73	23	131	23	33	29	-2	27
L	15	18	9	70	11	0	0	0	0	0	0
B/L/L/L	10	18	11	69	17	48	22	10	21	5	9
B/C/B/O	16	43	12	69	17	181	19	40	34	-4	19
B/C/B/T	123	49	19	69	23	155	34	39	39	0	34
B/C	29	45	14	67	26	173	45	32	55	3	22
B/C/B/Y	13	39	15	67	17	155	15	9	14	-15	21

Tableau 2 – Variation des résultats de modélisation par types de rotations (classement par RED décroissant)
B: Blé M: Maïs C: Colza O: Orge d'hiver T: Tournesol L: Luzerne Y: Œillette

Nous remarquons que la présence du maïs dans la rotation engendre les RED moyens les plus élevés, variant de 90 kgN/ha à 111 kgN/ha selon les rotations. A l'inverse les rotations comportant du colza ou de la luzerne présentent les RED les plus faibles (entre 67 kgN/ha et 78 kgN/ha selon les rotations).

La lame d'eau drainante se calcule sous chaque parcelle. Elle correspond à la quantité d'eau qui s'infiltre dans le sol et qui participe à l'alimentation en eau de la nappe phréatique. Elle est soumise à des variations interannuelles liées à la pluviométrie. La lame d'eau drainante moyenne la plus faible correspond à l'hiver 2005-2006 (lame d'eau drainante moyenne de 201 mm pour un cumul pluviométrique de 358 mm de septembre à février). La lame d'eau drainante moyenne la plus forte correspond à l'hiver 2006-2007 (lame d'eau drainante de 384 mm pour un cumul pluviométrique de 678 mm de septembre à février). Les lames d'eaux drainantes dépendent également des types de sols (Réserve Utile) : les argilo-calcaires superficiels drainent plus d'eau (300 mm en moyenne sur les 4 hivers) que les limons des plateaux (lame d'eau drainante de 240 mm en moyenne sur les 4 hivers).

La fraction d'azote lixiviée calculée par le modèle de Burns représente la vulnérabilité intrinsèque de la parcelle à la lixiviation d'azote. Nous remarquons une variabilité interannuelle des pourcentages de lixiviation d'azote liée à l'évolution annuelle de la pluie drainante (croissante avec l'augmentation de la pluie drainante). La fraction d'azote lixiviée moyenne sur les 4 hivers est de 65%, signe d'une forte vulnérabilité des sols du BAC au lessivage des nitrates (cf. Figure 6). Nous remarquons également une différence de vulnérabilité selon les types de sol. Les argilo-calcaires superficiels sont plus sensibles au lessivage avec une moyenne de 73% d'azote lixivié sur les 4 hivers contre 55% pour les limons des plateaux.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

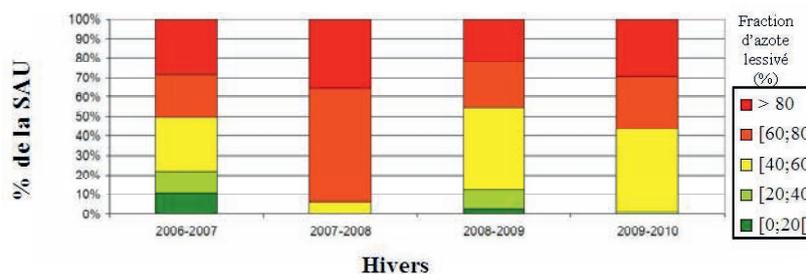


Figure 6 : Variation interannuelle des fractions d'azote lixiviée

Le calcul des concentrations en nitrate des lames d'eaux drainantes de chaque parcelle (hors prairies et jachères) définit l'aléa de lessivage des nitrates pour l'enjeu « eau potable » (cf. Figure 7). La moyenne pondérée par les SAU (hors prairies et jachères) est très élevée sur les 4 hivers : 91 mg/l. Cette étude montre des concentrations en nitrates en moyenne très élevées et une variabilité interannuelle due essentiellement aux variations de précipitations hivernales (la concentration en nitrate diminue suivant l'augmentation des lames d'eaux drainantes par effet de dilution). La figure 9 représente la répartition des concentrations en nitrates des lames d'eau drainante par pourcentage de SAU.

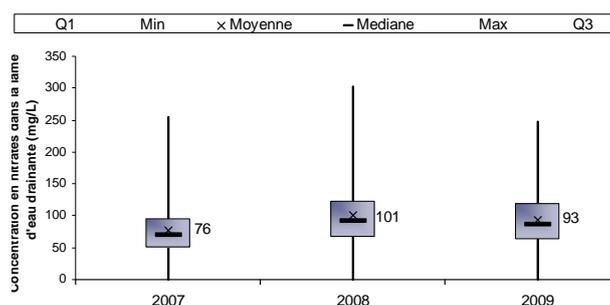


Figure 7 : Variation annuelle des concentrations en nitrate des lames d'eau drainantes en grandes cultures (Hors prairies et jachères et pondéré par les surfaces des parcelles)

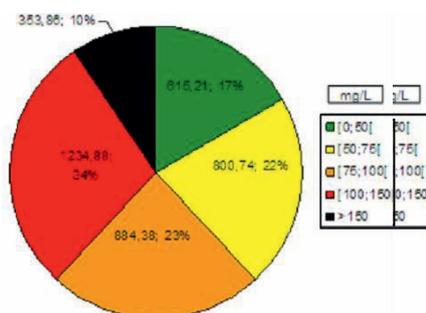


Figure 8 - Répartition des concentrations en nitrate par % de la SAU (Hors prairies et jachères)

Les concentrations en nitrate dans les lames d'eaux drainantes sont en moyenne moins élevées pour les argilo-calcaires superficiels (75 mg/l) que pour les sols des plateaux (116 mg/l). Cela s'explique par les propriétés de ce sol (forte pierrosité et faible profondeur) caractérisé par des reliquats d'azote minéral plus faibles que les autres sols et des quantités d'eau drainées plus fortes (facteur de dilution). Les concentrations dans la lame d'eau drainante varient également en fonction du type de culture en place (cf. Figure 8): elles

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

sont plus importantes avant les cultures de printemps (qui n'absorbent pas d'azote pendant l'hiver), et particulièrement pour les maïs (importance des apports organiques), et dans l'ensemble moins importantes pour le colza (qui pompe beaucoup d'azote).

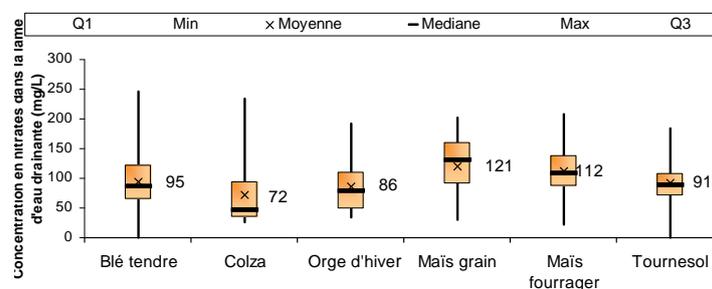


Figure 9 - Variation des concentrations en nitrate en fonction des cultures de l'année 2009
(en place pour les cultures d'hiver et à venir pour les cultures de printemps)

Nous avons également calculé la moyenne des concentrations en nitrate des lames d'eaux drainantes à l'échelle de la rotation sur 4 ans (cf. tableau 2). La hiérarchie des rotations est évidemment comparable aux résultats trouvés par le calcul des RED.

Afin de réaliser, à l'aide du RPG, une spatialisation des concentrations en nitrate des lames d'eaux drainantes (cf. Figure 10), nous avons calculé les concentrations en croisant les éléments dont nous disposons de façon spatialisée : les cultures par îlots RPG, le type de sol et la commune de la parcelle. Concernant les surfaces en prairies et jachères, nous avons retenu une valeur bibliographique de 30 mg/l (BENOIT M., 2005) et de 8mg/l pour les surfaces en forêts. Afin de combler ce manque, des analyses de reliquats d'azote minéral entrée drainage et sortie hiver vont être réalisées sur différentes typologies de prairies.

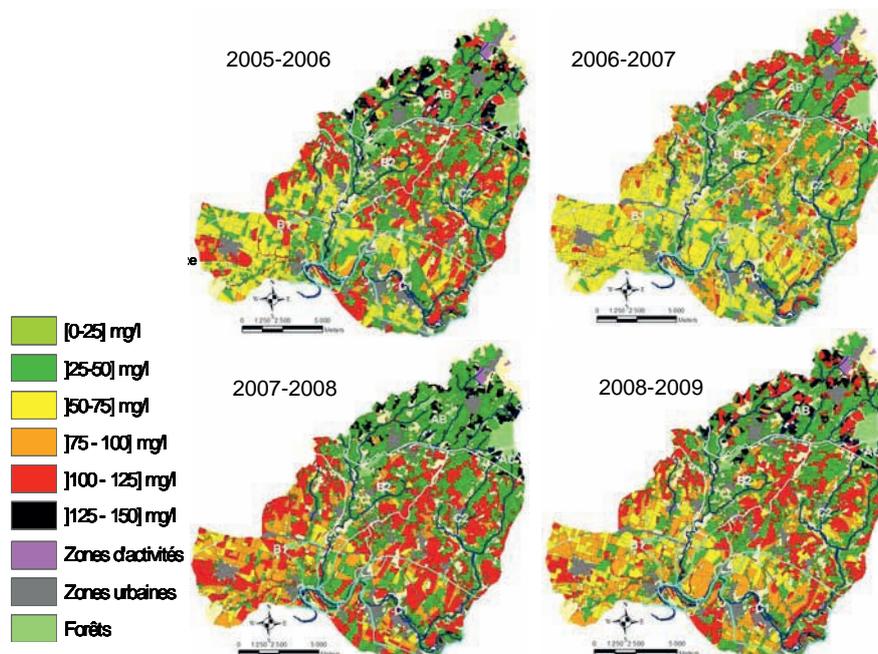


Figure 10 - Spatialisation des concentrations annuelles en nitrate des lames d'eaux drainantes

Il y a globalement un gradient croissant des concentrations en nitrates des parcelles cultivées du sud vers le nord du bassin, corrélé à un gradient croissant de présence de l'élevage et donc d'épandage d'azote

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

organique sur les parcelles cultivées. Nous remarquons une concentration en nitrates moyenne équivalente à l'échelle des différents systèmes de cultures : avec une moyenne de 70 mg/l pour la zone en grandes cultures (pour un flux de nitrate de 0.13 KgN/jour/ha en moyenne), 71 mg/l pour la zone en système mixte polyculture/élevage (pour 0.12 KgN/jour/ha) et 69 mg/l pour la zone d'élevage (pour 0.12 KgN/jour/ha). Ainsi, en zone d'élevage, les apports organiques sur les cultures engendrent des concentrations en nitrates très élevées qui compensent le bienfait supposé des surfaces en prairies. La cartographie de l'aléa de pollution diffuse en nitrates d'origine agricole est définie par la carte de la moyenne des concentrations en nitrates des 4 années enquêtées (cf. *Figure 11*). Cette cartographie doit être croisée avec la carte de vulnérabilité intrinsèque de la nappe afin d'obtenir une cartographie du risque de pollution diffuse en nitrates d'origine agricole. La concentration en nitrates de la lame d'eau drainante des surfaces en cultures, prairies et forêts est de 70 mg/l en moyenne sur les 4 dernières années à l'échelle du BAC. Cette valeur modélisée est en adéquation avec la moyenne des concentrations en nitrates du forage F28 représentatif de l'état de la nappe du supra-toarcien (alimenté à 100% par la nappe) sur la même période d'étude (70 mg/l).

Contribution des différentes sources de pollutions. Enfin, à partir des résultats d'une étude sur l'assainissement (Safege 2009), nous avons déterminé les contributions polluantes en azote des différentes sources (agriculture, forêts, assainissement). En terme de flux azoté, 93% serait dû à l'agriculture, et seulement 6% correspondrait à la contribution de l'assainissement autonome et collectif, 1 % viendrait des forêts. Cependant, il est important de préciser que les flux azotés issus de l'assainissement correspondent d'avantage à des flux de pollutions ponctuels. De plus, dans le cas des stations d'épuration, l'étude de leur fonctionnement a montré que les rejets se faisaient au niveau du cours d'eau. Ces flux ne représentent donc pas des flux d'infiltration directes et ne représenteraient donc pas directement un risque pour la nappe. Toutefois, des relations nappe-cours d'eau existent fréquemment (c'est le cas dans l'exemple de ce BAC avec une alimentation des forages partagée entre la nappe et la rivière), ces résultats sont donc à interpréter au regard de l'étude hydrogéologique qui indique si le cours d'eau contribue ou non à l'alimentation en eau du captage, et à quel degré.

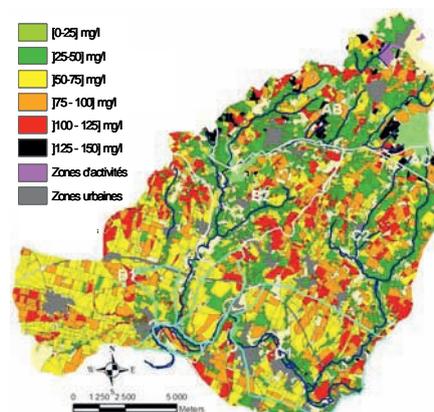


Figure 11 - Spatialisation des concentrations en nitrate des lames d'eaux drainantes moyennes à l'échelle de la rotation

III. 4 Définition des objectifs et des indicateurs de résultats

L'étude hydrogéologique du champ captant (Safege 2010) a permis d'identifier plusieurs zones prioritaires au sens où toutes les mesures prises sur ces secteurs auront un effet direct sur les teneurs en nitrate du champ captant. Les zones de priorité 1 et 2, où les plans d'actions de lutte contre l'infiltration des nitrates auront un effet direct et important sur les ouvrages F28, F14, F15 et F24 et indirect et à hauteur de 20% d'efficacité sur les autres ouvrages (puisque ceux-ci sont alimentés à hauteur de 20% par la nappe en moyenne annuel, les 80% restant représentent la part d'alimentation de la rivière), représentent une surface totale de 1 454 ha. La zone de priorité 3 contribue à l'alimentation de la Sèvre Niortaise et représente 3 072 ha. Sur cette zone, le plan d'actions permettra de limiter l'apport de nitrate à la Sèvre Niortaise. Afin de cibler les actions à mettre en place sur ces zones identifiées comme prioritaires, nous avons calculé les concentrations moyennes en

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

nitrate dans les lames d'eaux drainantes pour chaque zone de priorité. En fonction de l'occupation du sol, l'effet dilution par les zones urbaines, prairies et forêts est plus ou moins important. D'après la carte d'occupation du sol *Corine Land Cover*, nous avons pu déterminer les surfaces en prairies, en bassin urbain, en réseau routier, en forêt et en surfaces agricoles pour chaque zone de priorité et les dilutions qui s'y opèrent (cf. Tableau 3).

	Zone Priorité 1	Zone Priorité 2	Zone Priorité 3
SAU (ha)	197,77	1056,28	2146,29
Prairies (ha)	20,73	102,74	556,95
Urbain (ha)	3,09	22,21	300,94
Réseau routier (ha)		27,07	44,18
Forêt (ha)		24,26	24,31
Surface totale (ha)	221,59	1232,56	3072,67
Concentration en nitrate dans la lame d'eau drainante sous surface agricole (mg/l)	67,6	65,9	69,2
Concentration en nitrate dans la lame d'eau drainante sous l'ensemble de la zone (mg/l)	63.1	58.7	53.8
Calcul de l'effet dilution (%)	6.6	10.8	22.2

Tableau 3 - Concentrations en nitrate des zones de priorité d'action

Dans un premier temps, nous remarquons qu'après dilution par les surfaces non agricoles, la concentration en nitrate moyenne en sortie de chacune des zones prioritaires est supérieure au seuil de potabilité de 50 mg/l. L'objectif du programme d'actions est d'atteindre une concentration en nitrate de chacun des ouvrages du champ captant inférieure ou égale à 40 mg/l. Les variables de contrôle de la lixiviation sont par définition des facteurs sur lesquels l'agriculteur ne peut agir (pluviométrie et type de sol). Le stock d'azote minéral à l'entrée drainage résulte de la conjonction de nombreux facteurs et conditions liés à l'automne en cours ou issus du précédent cultural. Comme les résultats de concentrations en nitrates dans les lames d'eaux drainantes sont dépendants des conditions climatiques non maîtrisables, il est préférable de baser le programme d'actions pour chaque zone prioritaire sur les RED dépendants essentiellement des pratiques culturales, du type de sol et de la minéralisation en fixant un RED limite pour lequel l'objectif de concentrations en nitrates ne peut être dépassé en prenant compte les variations annuelles de pluie drainante de chaque type de sol. Afin de déterminer le RED maximal pour lequel la concentration en nitrate estimée reste inférieure au seuil de 40 mg/l, nous avons tracé pour chaque zone prioritaire, pour chaque type de sol et pour différents RED, l'allure des courbes de concentrations en nitrate en fonction de la pluie drainante d'après l'équation du modèle de Burns. La *figure 12* présente un exemple de résultats pour les argilo-calcaires superficiels en zone de priorité 2 où l'objectif limite de reliquat, permettant d'atteindre 40 mg/l après dilution par les zones non agricoles, est de 42 kgN/ha (intersection entre la droite horizontale de seuil de 40 mg/l après dilution, la droite verticale de moyenne des lames d'eau drainantes sur argilo-calcaires superficiels et la courbe de valeurs de reliquats qui varient en fonction des concentrations en nitrate et des lames d'eaux drainantes).

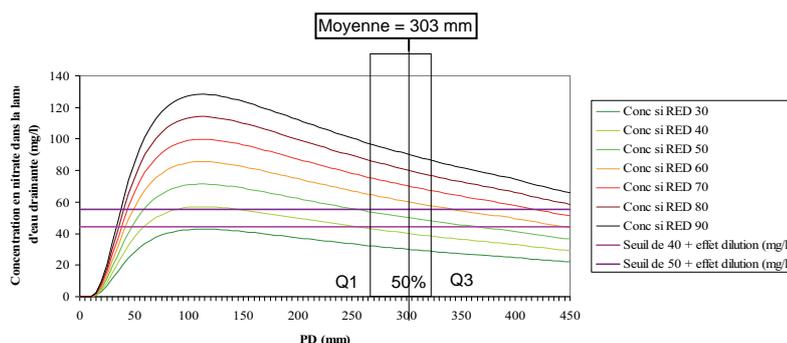
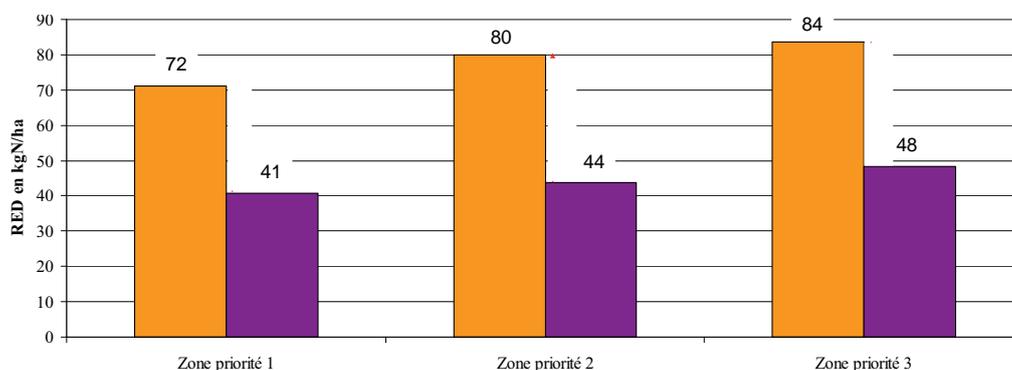


Figure 12 - Calcul du RED objectif : évolution des concentrations en nitrate en fonction de la répartition des pluies drainantes pour différentes valeurs de RED (modèle de Burns).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

En faisant ce même raisonnement pour chaque zone prioritaire, et tenant compte de la proportion de chaque type de sol, nous pouvons calculer les RED objectifs de chaque zone de priorité. La *figure 13* indique les RED moyens actuels sur les différentes zones prioritaires ainsi que les objectifs de RED pour le programme d'actions permettant de satisfaire une concentration en nitrate de 40 mg/l rendu champ captant.



*Figure 13 - Définition des objectifs de résultats en termes de RED
(orange : RED actuel, violet : RED objectif)*

Les actions proposées dans le programme d'actions doivent, pour les trois zones prioritaires, permettre une diminution du RED de 42 à 45% pour atteindre des RED objectifs d'environ 45 kgN/ha. Face à ces objectifs de diminution du RED, il s'agit alors de déterminer, avant tout changement de pratique, sur la base des pratiques actuelles, quelles sont les bonnes pratiques culturales qui permettent d'obtenir un RED inférieur ou égal à 45 kgN/ha, et d'identifier celles qui systématiquement entraînent des RED très élevés. Cette phase de l'élaboration du programme d'actions nécessite deux approches : une approche statistique et une approche agronomique. L'approche statistique permet d'analyser les pratiques culturales. A cet effet, nous avons analysé les résultats des parcelles de la base de données Epiclès. A l'aide du logiciel statistique R, nous avons établi un arbre de décisions qui s'appuie sur des ANOVA successives afin de déterminer les pratiques agricoles expliquant différentes catégories de RED avec un objectif fixé à 45 kgN/ha. Les paramètres testés sont les suivants : type de sol, nature de la culture précédente, dose d'azote totale sur la culture précédente, dose d'azote organique sur la culture précédente, reliquat post récolte, devenir des résidus de récolte, nature de l'engrais vert, nature de la culture en place, dose d'azote organique sur la culture en place. Nous avons déterminé les pratiques permettant d'obtenir un faible RED conformément à l'objectif de 45 kgN/ha, et au contraire celles qui favorisent des reliquats entrée drainage forts (supérieurs à 90 kgN/ha). Pour cela, nous n'avons gardé que les événements ayant une probabilité d'occurrence supérieure à 0.75 afin que les résultats soient significatifs (cf. *Tableau 4*).

Pratiques entraînant un faible RED (< 45 kgN/ha)		Pratiques entraînant un fort RED (> 90 kgN/ha)	
Pratiques culturales	Probabilité d'apparition	Pratiques culturales	Probabilité d'apparition
Reliquat post récolte inférieur à 16kgN/ha avec une culture d'hiver en place.	0.91	Reliquat post récolte supérieur à 74kgN/ha.	0.94
Tournesol en précédent cultural avec un reliquat post récolte compris entre 16 et 43kgN/ha et une culture en place autre que le colza.	0.89	Culture d'hiver en précédent avec un reliquat post récolte compris entre 56 et 74kgN/ha et une culture en place autre que le colza.	0.94
Reliquat post récolte compris entre 16 et 56 kgN/ha et un colza en place sur lequel il y a moins de 44kgN/ha d'apports organiques.	0.77	Culture d'hiver en précédent avec un reliquat post récolte compris entre 56 et 74kgN/ha et un colza en place sur lequel il y a plus de 40kgN/ha d'apports organiques.	0.87

Tableau 4 - Caractérisation statistiques des pratiques

D'après les *Tableau 2*, nous remarquons que les monocultures de maïs, les rotations courtes blé tendre/maïs, ainsi que blé/maïs/maïs, présentent en moyenne des reliquats post récolte supérieurs à 74 kgN/ha, identifiés d'après l'approche statistique comme le seuil au-delà duquel 94% des reliquats entrée drainage sont forts.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Ces rotations sont donc à limiter dans la mesure du possible ou, le cas échéant, à surveiller. A l'inverse, le colza apparaît comme une bonne culture en place et le tournesol un bon précédent. La luzerne permet, en l'état, d'atteindre les objectifs de RED. Les principales causes expliquant ces forts RED sont : un écart aux conseils de fertilisation de 10 à 30 U en moyenne hormis pour le tournesol, des apports organiques trop importants et surtout des apports organiques d'automne, des rotations courtes à base de blé et maïs et des monocultures de maïs. Les leviers d'action d'actions identifiés sont les suivants : réduction de la fréquence des cultures à risques par une diversification des cultures en introduisant dans la rotation des cultures à moindre risque, gestion de l'azote organique (compost, voire méthanisation), optimisation de la fertilisation azotée au moyen de l'utilisation d'OAD plan de fumure (conseil en morte saison et ajustement en saison par analyse de jus de base de tige et fractionnement des apports pour caler sur les besoins de la culture), mesures de reliquats sortie hiver et d'APM afin d'ajuster les conseils de fertilisation, ajustement de l'objectif de rendement calé sur les potentiels réels de la parcelle, enfouissement des résidus de céréales à paille dont la décomposition consomme plus de 20 kgN/ha, immobilisation de l'azote du sol soit en maintenant les repousses de la culture précédente durant une interculture de 3 à 4 mois de type céréales à paille / blé, soit en implantant une interculture caractérisée par une forte vitesse de croissance, une forte absorption d'azote du sol et une faible restitution d'azote à la récolte. Des mesures de RED, APM et reliquats sorties hiver sur une typologie de 120 parcelles témoins représentatives des principales rotations culturales et des différents types de conduite de prairies permettront d'améliorer et de valider le calage des OAD. Ces mesures et modélisations, véritables indicateurs de résultats, permettront l'évaluation annuelle de l'efficacité du programme d'action. Par ailleurs, les conseils de fertilisation individuels réalisés au moyen de l'OAD Epiclès, intégrant la modélisation du RED et le calcul en prévisionnel des concentrations en nitrate des lames d'eaux drainantes de chaque parcelle, permettront d'objectiver le conseil agronomique individuel en intégrant la variable environnementale en parallèle des deux critères habituels des conseils (efficacité technique - économie) délivrés par les techniciens des coopératives du réseau InVivo Agrofourniture.

CONCLUSION

Considérer les BAC comme homogènes et se limiter, comme dans la plupart des pays, à une protection de la globalité du bassin, conduirait inévitablement à des mesures coûteuses et peu efficaces. La variabilité des conditions pédologiques, géologiques et des pratiques culturales du territoire offre une chance à saisir pour investir dans des actions plus efficaces sur des surfaces plus réduites. Plutôt que de saupoudrer les moyens financiers, nous pouvons les économiser en investissant plus massivement dans les secteurs où ils seront bien rentabilisés. La présente méthode permet de déterminer les surfaces du bassin où il faut agir de manière ciblée pour limiter le flux de nitrate infiltrant. L'approche parcellaire permet tout d'abord une cartographie et un diagnostic précis des risques d'infiltration liés aux pratiques culturales et au contexte pédologique, et permet à l'exploitant agricole, dans le cadre de diagnostics individuels d'exploitation, de visualiser les parcelles particulièrement vulnérables à la lixiviation, d'identifier les pratiques à risques et les leviers d'action. La parcelle étant l'échelle de gestion de la fertilisation, elle correspond à la dimension sur laquelle l'exploitant peut agir pour améliorer la qualité de l'eau infiltrant sa parcelle. Cette méthode propose une démarche quantitative, permettant de caractériser plus précisément les risques d'infiltration à l'échelle des parcelles et, par consolidation, des résultats à l'échelle du BAC. Face aux objectifs quantifiés de la qualité de l'eau au point de captage vis-à-vis du seuil de potabilité de 50 mg/l, une méthode basée sur la quantification correspond donc à un véritable atout par rapport à une méthode uniquement qualitative. Enfin le RED, en tant qu'indicateur de résultat annuel permet de juger de l'efficacité du programme d'actions et de l'atteinte des objectifs, étant convenu que le temps de réponse du système hydrogéologique est parfois long voire très long selon les contextes.

Il est intéressant de noter que les concentrations en nitrates des lames d'eaux drainantes obtenues dans le cadre de l'étude BAC de Saint Maxire-Echiré sont nettement supérieures aux concentrations obtenues lors d'une autre étude sur le BAC de Vernouillet (5 000 ha – nappe de la craie à proximité de Dreux – 28) où la moyenne des concentrations en nitrate des lames d'eaux drainantes sur la même période s'était établie à 44 mg/l (contre 91 mg/l dans notre cas) et était en adéquation avec l'état de pollution de la nappe de la craie. Cette différence de résultats est autant liée à des différences de conduites d'exploitation (grandes cultures,

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

rotation colza/blé/orge fertilisé en azote minéral) qu'à des différences de types de sols (limons argileux profonds moins sensibles au lessivage) dans le cas du BAC de Vernouillet.

Un modèle constitue systématiquement une simplification de la réalité et comporte de nombreuses hypothèses. Pour les modèles de culture, la biologie occupe une place importante, et les modèles ne peuvent pas rendre compte de l'ensemble des processus qui entrent en jeu bien que la méthode proposée en intègre une majorité. Ce modèle doit être envisagé comme un support d'interprétation d'une réalité très complexe. Des mesures de terrain sont indispensables pour compléter cette méthode (reliquats d'azote minéral, analyse de jus de bas de tige). Une campagne de mesure d'APM, de reliquats entrée drainage, et sortie hiver sur des prairies de différents types de sols, prairies permanentes ou temporaires, fertilisées ou non, permettrait de quantifier plus précisément les flux de nitrate infiltrants sous système pastoral (nous pouvons supposer d'importantes variations de résultats sur ces systèmes suivant les typologies de conduite des prairies).

Enfin, l'OAD Epiclès ne prend pas en compte les caractéristiques fines des épisodes pluvieux (intensité, répartition), qui pourtant peuvent fortement conditionner l'infiltration sur sols superficiels à faibles réserves utiles, en dehors de la période hivernale de drainage des sols.

Cette méthode de quantification permet également de simuler les conséquences des changements de pratiques agricoles, permettant de valider *à priori* si la définition du programme d'action est en adéquation avec les objectifs fixés par le maître d'ouvrage.

Une fois les polluants infiltrés, leur dispersion et leur transport sont liés au fonctionnement hydrodynamique de la nappe phréatique. La méthode ici proposée n'intègre pas les résultats de sortie de parcelles à un modèle hydrogéologique permettant le suivi des nitrates dans la nappe. Ce couplage entre un modèle parcellaire et un modèle hydrogéologique intégré eaux de surfaces / eaux souterraines est en cours de réalisation, appliqué à un BAC de 18 000 ha situé entre la Seine et Marne et l'Yonne dans le contexte de la nappe de la craie. Ce travail de couplage des outils permettra de dresser des cartographies de concentrations en nitrate de la nappe, de modéliser la concentration en nitrate au point de captage, de calculer les contributions polluantes de chacune des parcelles agricoles à la pollution du captage, de simuler l'efficacité d'un plan d'actions agricole visant à réduire les pollutions diffuses sur une période longue. Ces résultats permettront peut être même de proposer un nouveau mode de financement des agriculteurs basé sur la réduction de leur contribution polluante individuelle en nitrates...

Remerciements

Financeurs du projet : Agence de l'Eau Loire Bretagne, FEADER, Conseil Général 79, Région Poitou-Charentes, SECO

Références bibliographiques :

- AESN, 2004. Point sur l'avancement de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau en France et en Europe, 6 pages.
- ALLER L., BENNET T., LEHR J., PETTY R., HACKETT G., 1987. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. *Environmental Protection Agency*, 455 pages.
- BANTON O., LAROCQUE M., 1997. AgriFlux2.0 : Logiciel d'évaluation des pertes environnementales de nitrate et pesticides agricoles. *Manuel d'utilisation*, pages 94-102.
- BARROIN G., DORIOZ J.M., DURAND P., MEROT P., 1997. Entraînement de l'azote dans les eaux de surface et conséquences sur les écosystèmes. *INRA Editions*, pages 39-54.
- BEAUDET, P., 1994. Coefficients d'efficacité des engrais de ferme. *Bulletin technique no. 22*, 18 pages.
- BEAUDOIN N., 2006. Caractérisation expérimentale et modélisation des effets des pratiques culturales sur la pollution nitrique d'un aquifère en zone de grande culture. *Thèse de doctorat. INAPG, INRA*, 211 pages.
- BENOIT M., 2005. Mesures en parcelles d'agriculteurs des pertes en nitrate. Variabilité sous divers systèmes de culture et modélisation de la qualité de l'eau d'un bassin versant.
- BOIFFIN J. et STENGEL P., 2000. Réapprendre le sol : Nouvel enjeu pour l'agriculture et l'espace rural. *Déméter, Eds Armand Colin*. pages 147-211.
- BRENTRÜP F., KÜSTERS J., LAMMEL J., KUHLMANN H., 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector, pages 1-9.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

- BRGM, 2007. Délimitation des bassins d'alimentation des captages et cartographie de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses. *Guide méthodologique*, 73 pages.
- BURNS I.G., 1976. Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *Journal of Agricultural Science* no 86, pages 305-313.
- BUSSARD T., 2005. Méthodologie de dimensionnement des zones de protection des captages d'eau souterraines contre les polluants chimiques persistants. *Thèse EPFL*, 172 pages.
- CORWIN, D.L. et WAGENET R.J., 1996. Applications of GIS to the modeling of nonpoint source pollutants in the Vadose zone. *Environmental Quality* no 25, pages 403-411.
- DEPAGNE J, HENIN S., 1988. Evolution des teneurs en nitrate des eaux souterraines. Essai d'interprétation des tendances. *CR de l'Académie d'Agriculture de France* 74: 65-71.
- FARRUGIA A., CASTILLON P., LE GALL A., CABARET MM., 1999. Le raisonnement de la fertilisation azotée des prairies.
- GAURY F., 1992. Systèmes de culture et teneurs en nitrate des eaux souterraines. *Thèse de doctorat. ENSA Rennes*, 229 pages.
- GIANELLO C., BREMNER J.M., 1988. A rapid stream distillation method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Communications in soil science and plant analysis*, vol. 19, no 14, pages 1551-1568.
- HANSEN E.M., DJURHUUS J., 1996. Nitrate leaching as affected by long-term N fertilization on coarse sand. *Soil Use and Management* no 12, pages 199-204.
- JEGO G., Influence des activités agricoles sur la pollution nitrique des eaux souterraines. Analyse par modélisation des impacts des systèmes de grande culture sur les fuites de nitrate dans les plaines alluviales. *Thèse de doctorat*, 2008, 229 pages.
- JOHANSSON H., BERGSTROM L., JANSSON P.E., 1987. Simulated nitrogen dynamic losses in a layered agricultural soil. *Agricultural, Ecosystems and Environment* no 18, pages 333-356.
- LACHEREZ-BASTIN S., 2005. Contribution à l'étude de la migration des nitrates dans le sol et la zone non saturée de la nappe de la craie dans le nord de la France. *Thèse de doctorat. Ecole polytechnique universitaire de Lille*, 191 pages.
- LAURENT F., MACHET J.M, PELLOT P., TROCHARD R., 1995. Cultures intermédiaires pièges à nitrate comparaison des espèces. *Perspectives Agricoles, dossier Azote et Interculture*, no 206, pages 38-49.
- MACHET J.M., DUBRULLE P., LOUIS P., 1990. AZOBIL: A computer program for fertilizer N recommendations based on a predictive balance sheet method.
- MARY B. et GUERIF J., 1994. Intérêts et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote dans le sol. *Cahiers Agricultures* no 3, pages 247-257.
- MARY B et al., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European J. of Soil Sci.*, no 50, pages 549-566.
- Ministère de la Santé et des Solidarités, 2005. Dossier d'information : La qualité de l'eau potable en France, Aspects sanitaires et Réglementaires, 43 pages.
- NICOLARDOT B., MARY B., HOUOT S., RECOUS S., 1997. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. *Colloque Maîtrise de l'azote dans les écosystèmes cultivés, Reims, 19-20/11/96. Les Colloques de l'INRA*, pages 83,87-104.
- RÉMY J. C., HÉBERT J., 1977. Le devenir des engrais azotés dans le sol. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, no 63, pages 700-714.
- REMY J.C., VIAUX P.H., 1980. Evolution des engrais azotés dans le sol. *Perspectives agricoles* no 43, p 5-9.
- RITCHIE J.T. et OTTER S., 1984. CERES WHEAT, A user-oriented Wheat Yield Model.
- ROUSSELLE V., 1913. Le mouvement des nitrates dans le sol. *Annales sciences agron.*, 4eme série, pages 97-115.
- STANDFORD G. et SMITH S. J., 1972. Nitrogen mineralization potentials of soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* no 36, pages 465-472.
- TOURNEBIZE J., ARLOT M.P., BILLY C., BIRGAND F., GILLET J.P., DUTERTRE A., 2007. Quantification et maîtrise des flux de nitrate : de la parcelle drainée au bassin versant. *Ingénieries-EAT, n° spécial : Azote, phosphore et pesticides, stratégies et perspectives de réduction des flux*, pages 5-25.
- WAGENET R.J., HUTSON J.L., 1999. LEACHM: Leaching Estimation and Chemistry Model: A process based model of water and solute movement transformation plant uptake and chemical reaction in the unsaturated zone. *Continuum vol.2. Water Res. Inst.*

Amélioration de la fiabilité quantitative du modèle mathématique par calage en régime transitoire de la nappe alluviale de l'oued Mzi (partie orientale de Djebel Amour méridional Laghouat, Algérie)

Okkacha Kheddoum

Laboratoire Eau et Environnement (Université d'Oran)
Okkacha.09@gmail.com

Résumé :

L'évaluation quantitative a montré des écarts significatifs dans le nord du système notamment dans la région de Ksar Kebag. Nous suspectons l'état 1990 inapte à constituer une référence piézométrique de régime permanent. Nous avons donc tenté d'y remédier en procédant au calage du modèle en régime transitoire. L'évolution du système de 1990 à 2005 est alors déterminée par les conditions qui prévalaient au cours de cette période. Pour cela, nous avons découpé cette période en tranches de temps pendant lesquelles ces conditions demeureraient inchangées. C'est ce que l'on désigne par phases de simulations. Le calage en régime transitoire a pour but de simuler la piézométrie mesurée en 2005. Cette simulation en régime transitoire est à la fois une suite de la variation en cours avant 1999 sous l'influence des conditions qui l'ont engendrée en 1994, et la variation engendrée par les nouvelles conditions après 1999 jusqu'à 2005. L'amélioration de la simulation a été effectuée en accroissant les débits des champs de captage dans la première phase, en augmentant les débits entrant à partir de la limite amont du modèle, en permettant une infiltration plus importante dans le tronçon supérieur de l'oued M'zi dans la deuxième phase, en modélisant le coefficient d'emmagasinement et en modifiant légèrement les valeurs de perméabilités dans les deux phases. Le bilan restitué au terme du calage en régime transitoire, pour les années 1999 et 2005, est qualitativement correspondant à la réalité de l'aquifère suivant le régime d'exploitation de chaque phase.

Mots-clefs :

Vallée de l'oued M'zi - Laghouat - modèle mathématique – système - régime permanent – régime transitoire
- phases de simulations- le calage- simulation- Le bilan restitué

I. SITUATION ET CADRE GEOGRAPHIQUE

La vallée de l'oued M'zi est située à 310 km au sud d'Alger. Elle s'allonge suivant une direction atlasique SW/NE. Elle appartient à la partie orientale de Djebel Amours méridional. Sa limite septentrionale est constituée de la chaîne de l'Atlas alors qu'au Sud, elle est bordée par le pays des Dayas (Figure 1).

Morphologiquement le bassin versant de l'oued M'zi comprend trois unités

- le haut M'zi dont le chevelu hydrographique est dense à l'amont depuis la région d'Aflou.
- le moyen M'zi, au niveau duquel l'oued traverse les derniers reliefs de l'Atlas Saharien.
- le bas M'zi, est la partie aval. L'Oued s'écoule vers le domaine saharien.

C'est cette région du bas M'zi qui constitue la région d'étude.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
 de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
 « La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

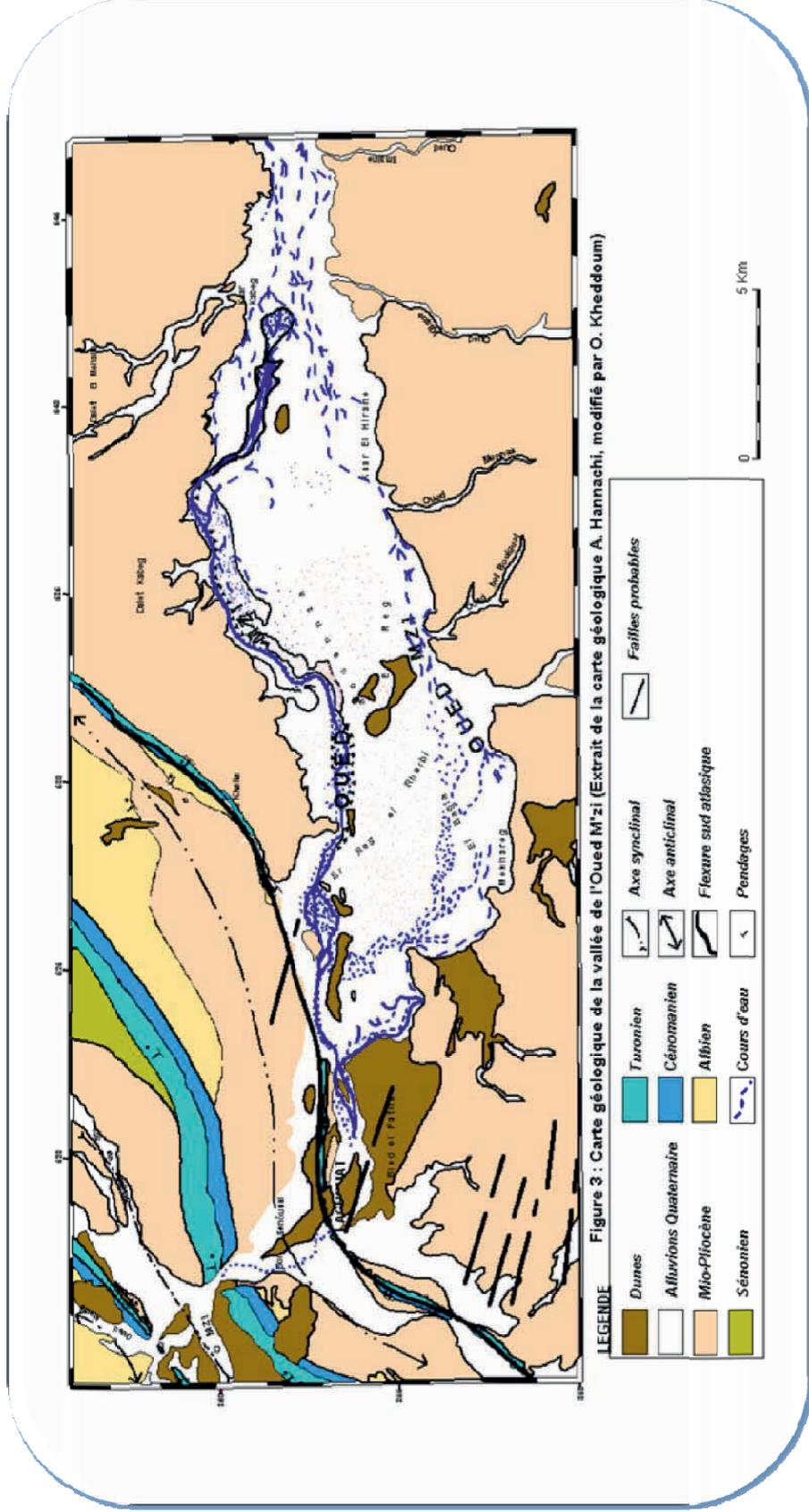


Figure 1 - Situation géographique et esquisse géologique

I.1 Généralités

La géologie permet de définir les réservoirs aquifères et de connaître les types de nappes qu'ils recèlent ainsi que les conditions aux limites. Les principales unités géologiques considérées Dans la vallée de l'oued M'zi sont :

- L'Atlas saharien

Il a pris naissance à l'emplacement d'une large gouttière subsidente où se sont accumulés d'importants dépôts néritiques et continentaux secondaires et tertiaire. La phase pyrénéenne poste lutétien est responsable de la surrection de l'Atlas saharien dont la morphologie et la géologie sont individualisées par rapport aux régions voisines : les reliefs sont escarpés et séparés par de vastes zones planes qui reproduisent la succession des anticlinaux et synclinaux. Trois faisceaux de plis segmentent l'ensemble et marquent les Monts du Ksour, le Djebel Amour et les Monts des Ouled Nail.

- Le Sahara

C'est un ensemble de plateaux sub tabulaires (que l'on désigne sous le nom de hamadas et d'ergs). Leur position, leur structure et la nature de leurs dépôts distinguent ces deux ensembles.

Dans la région de Laghouat ces plateaux sont modelés dans les atterrissements mio-pliocènes, qui ont comblé le sillon subsident parallèle à l'Atlas saharien.

I.2 Unités hydrogéologiques

I. 2.1 Les Alluvions Quaternaires : Le nombre impressionnant de puits existant souligne l'intérêt hydrogéologique de ces dépôts. Ils sont formés de galets, de sables et de graviers, dans la partie aval de la vallée on note l'existence d'un faciès de sable argileux à cristaux de gypse.

I. 2.2 Le Mio-Pliocène : est détritique (argile, sable, grès et calcaire) Les données de forages du sillon préatlasique ont montré qu'il mérite une grande attention et se présente comme un bon aquifère avec un toit imperméable à semi-perméable.

I. 2.3 Le Sénonien : est caractérisé par des dépôts lagunaires (marneux, gypseux, et calcaires sublithographiques) absolument imperméables.

I. 2.4 Le Turonien : est essentiellement calcaréo-dolomitique. Il se présente souvent en gros bancs et peut contenir de l'eau dans ses fissures. L'importance de son aquifère dépend de son épaisseur.

I. 2.5 Le Cénomani en : est formé de marno-calcaires, de marnes et de calcaires. Les niveaux calcaires se présentent en gros bancs (1 m) individualisés au sein des marnes et en petits bancs souvent, colmatés par des sédiments marneux ou gypseux. Ce niveau peut être considéré comme imperméable

I. 2.6 L'Albien : est ici, essentiellement détritique, gréseux. Les intercalations d'argiles sont importantes à la base et au sommet; elles délimitent des couches aquifères pouvant donner de gros débits.

I.3 Choix des caractéristiques de modèle

L'écoulement dans l'aquifère est à surface libre et bidimensionnel dans l'ensemble du domaine. Il peut présenter une singularité parfaitement localisable : une intrusion d'eau saline à l'aval de la vallée dans la plaine de K'sar Hirane. En clair le système à modéliser est donc caractérisé comme un aquifère monocouche libre à écoulement bidimensionnel linéaire.

Déterminer la géométrie de l'aquifère, c'est aussi définir la nature des conditions aux limites de la vallée qui contrôlent les règles d'échanges de flux entre le domaine aquifère et le milieu extérieur (Figure 2).

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Domaine représenté	NAPPE ALLUVIALE DE L'OUED M'ZI (Depuis le petit barrage de Kef Seridja à l'exutoire entre Ksar Kabeg et oued Kilane)
Pas de maillage En m	1000 Pour Obtenir une carte d'isopièzes à l'équidistance 05 m (maillage du modèle 1994 retenu pour garder la même configuration du système)
Nbre de mailles	236
logiciel	-ASM -Un modèle monocouche à Transmissivité dépendante de la charge (T fonction de h)
Limites et conditions aux limites	
Charge imposée	-Débit de la nappe à l'amont (petit barrage de Kef Seridja 41.7 l/s) -Débit de la nappe à l'aval (l'inféro-flux de l'oued M'zi entre Ksar Kabeg et oued Kilane 13.9 l/s)
Débit imposé	-Apports apportés par le flanc sud de synclinal de Dekhla 39.6 l/s -Apports par les affleurements le long de la flexure sud atlasique 33 l/s -Apports par Daiet Kabeg et Daiet El Mehalla 66 l/s -Apport par l'Oued Boutrekfine 40l/s -Apport par l'Oued Madna 7.2 l/s -Apport par l'Oued Bel Bouiguel 7.2 l/s -Apport par l'Oued Mennas 7.2 l/s -Apport par l'Oued Kilane 7.2 l/s -Infiltration liée à l'irrigation 19.5 l/s -Apport de crues 135 l/s -Infiltration efficace 36 l/s
Imperméable	Le reste des mailles vides situées sur le pourtour
Objectif	Alternative de vérification et améliorations apportées pour le calage du modèle 1994 en 2007

Tableau 1 – Récapitulatif du modèle réalisé en 2007

II. CALAGE DU MODELE EN REGIME PERMANENT

Notre premier essai de calage en régime permanent a consisté à procéder par « essais et erreurs » en essayant d'adapter par tâtonnements successifs les conditions aux limites et la répartition des paramètres. Les valeurs des perméabilités retenues ont permis de produire une carte piézométrique similaire à celle mesurée sur le terrain. Nous nous sommes efforcés de détecter à cette occasion quels sont les paramètres (ou les conditions) les plus sensibles dont les variations induisent les plus fortes variations de la réponse. Les premières tentatives sont basées sur la répartition des paramètres retenus dans le modèle (1994). Par la suite nous nous sommes basés sur les éléments d'observation dont nous disposons. Les variantes testées de la distribution d'un paramètre sont obtenues par ajustements successifs, qui prennent en compte les mesures réalisées et les résultats des tentatives précédentes. Pour les dernières simulations qui ont aboutit au calage du modèle nous avons modelé les perméabilités de façon à retrouver les traits principaux de la piézométrie. Vu la sensibilité de cette dernière à ce paramètre, cette appréciation de la sensibilité est le résultat de la conduite du processus d'identification par essais et erreurs.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l' Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

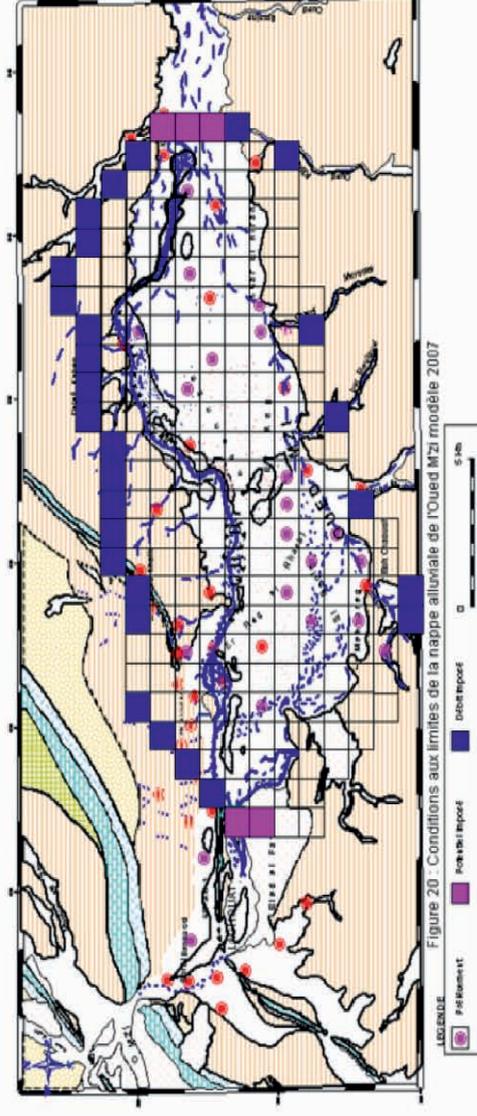


Figure 2 – Conditions aux limites de la nappe alluviale de l'Oued M'zi modèle (2007)

On a conclu que la charge hydraulique varie continûment avec la perméabilité, autrement dit que le rapport des accroissements Dh/DT caractérise la sensibilité de h à T . Ce rapport permet de décrire l'effet de l'incertitude sur la piézométrie, le champ des vitesses et les conditions aux limites.

II. 2 Fiabilité quantitative

Nous avons procédé comme précédemment pour vérifier notre modèle. A l'aide du krigeage universel nous avons évalué l'erreur réduite. Il apparaît que cette erreur est largement inférieure à celle déduite du modèle de 1994. Dans 161 mailles, elle est comprise entre les bornes (-2, 2). Ailleurs, dans les 75 autres mailles, elle est hors de cet intervalle (figure 3). Ce qui donne à penser qu'au niveau de ces mailles, le calage doit être amélioré.

III. CALAGE EN REGIME TRANSITOIRE

L'évaluation quantitative a montrée des écarts significatifs dans le nord du système notamment dans la région de Ksar Kebag. Nous suspectons l'état 1990 inapte à constituer une référence piézométrique de régime permanent.

Nous avons donc tenté d'y remédier en procédant au calage du modèle en régime transitoire. L'évolution du système de 1990 à 2005 est alors déterminée par les conditions qui prévalaient au cours de cette période. Pour cela, nous avons découpé cette période en tranches de temps pendant lesquelles ces conditions demeureraient inchangées. C'est ce que l'on désigne par phases de simulations.

Phase 1994-99 : définie par les conditions aux limites du modèle 1994. L'état de la charge hydraulique calculée pour 1999 servira de référence à la phase suivante.

Phase 1999-2005 : Définie par un nouveau régime d'exploitation durant la période 1999-2005.

III. 1 Résultats du calage en régime transitoire

La solution retenue au terme de ce calage (figure 4) s'avère concordante et acceptable partiellement avec la piézométrie 2005. Les valeurs du coefficient d'emmagasinement et de perméabilité retenues après calage en régime transitoire, sont caractéristiques.

Le bilan restitué au terme du calage en régime transitoire, pour les années 1999 et 2005, est qualitativement correspondant à la réalité de l'aquifère suivant le régime d'exploitation de chaque phase.

On remarque un déstockage de $-0,07$ m³/s donc un bilan négatif qui résulte d'une surexploitation de la nappe durant la phase 1994-1999 (tableaux. 2).

L'augmentation de l'alimentation de la nappe par les précipitations durant la période 1990-2005 et la diminution des prélèvements durant la phase 1999-2005 ont permis au modèle de restituer un bilan positif avec un stockage de $0,09$ m³/s (tableau. 3)

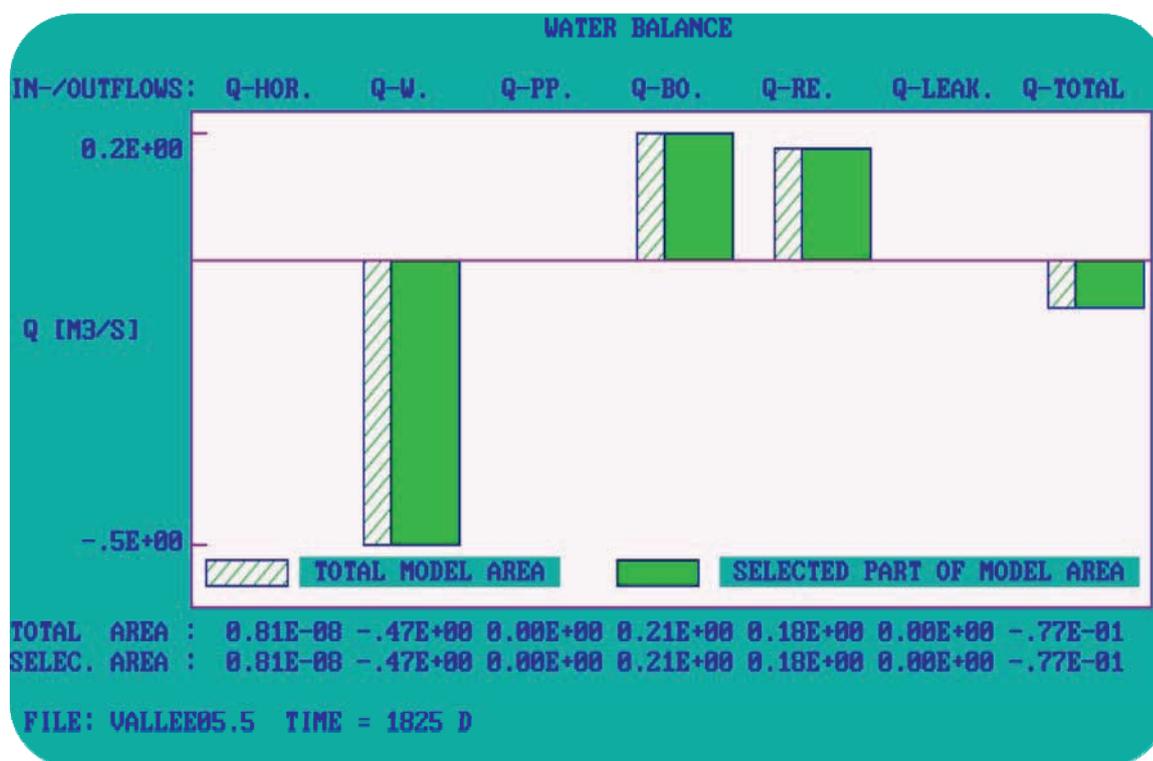


Tableau 2 – Bilan d'eau restitué par le modèle calé en régime transitoire année 1990

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l' Association Internationale des Hydrogéologues.
« **La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines. Avancées techniques et scientifiques** »

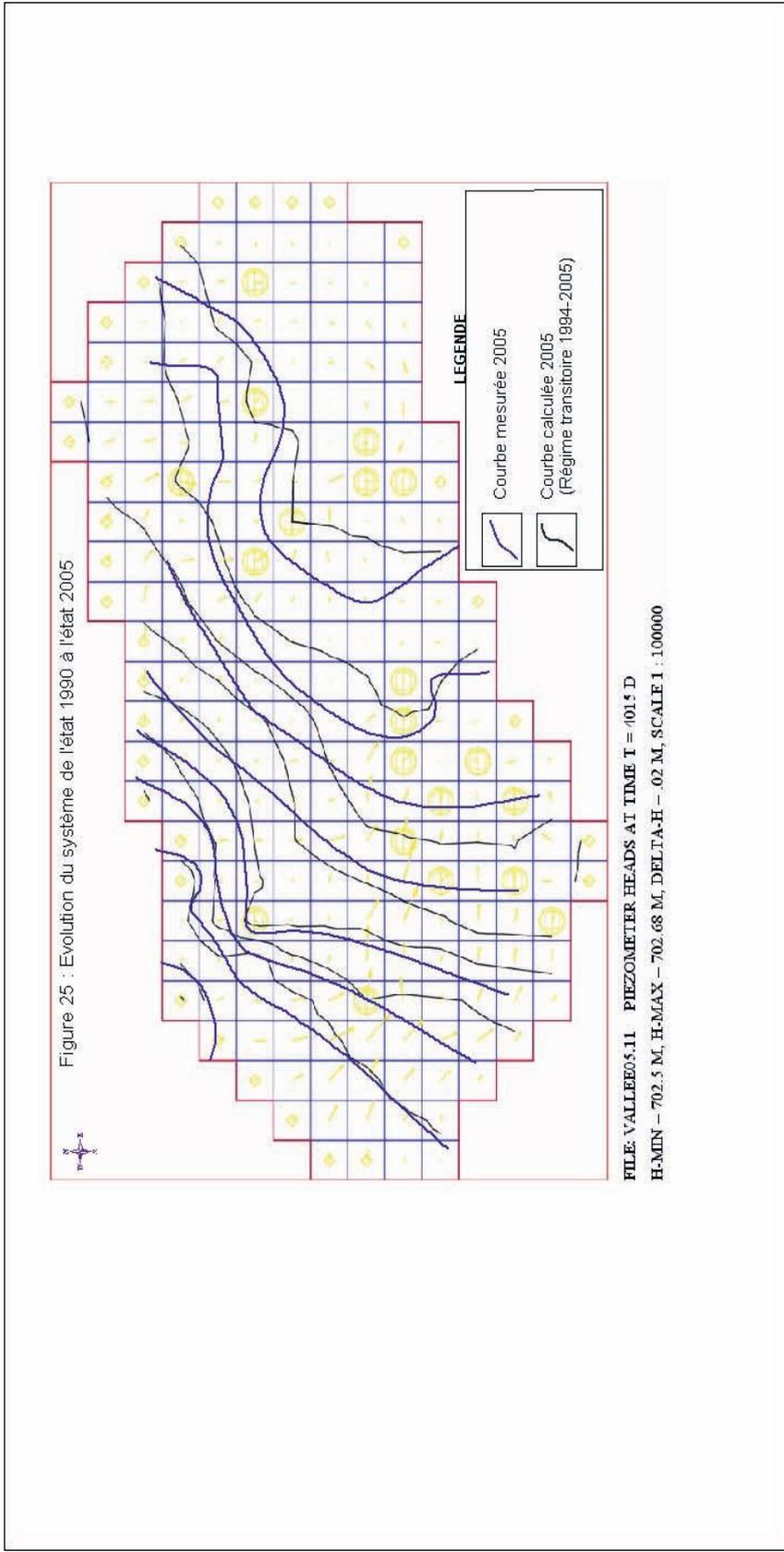


Figure 4 – Evolution du système de l'état 1990 à l'état 2005

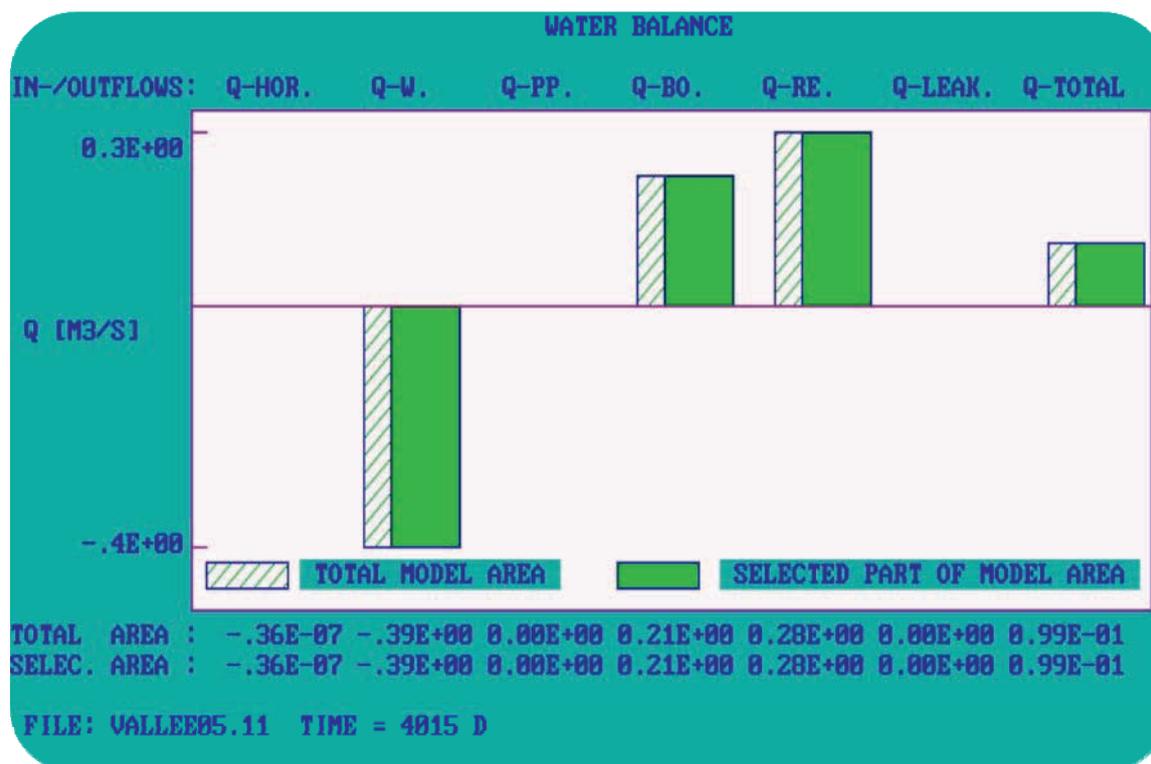


Tableau 3 – Bilan d'eau restitué par le modèle calé en régime transitoire année 2005

Références bibliographiques :

- CHETTIH M. (1994) - Simulation par modèle hydrodispersif des écoulements souterrains et des variations de salinité dans l'aquifère alluvial de la vallée du M'zi (Laghouat- Algérie). Thèse. Mag. Géol, USTHB, IST Alger. 252 p.
- CHILÈS J.P. (1977) - Géostatistique des phénomènes non stationnaires. Thèse de Doc-ingénieur, Univ. de Nancy, France.
- CHILÈS J.P., AND DELFINER P. (1999) - Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty. John Wiley & Sons, New York, 695 p.
- DELHOMME, J.P. (1976) - Application de la théorie des variables régionalisées dans les sciences de l'eau. Thèse. Doct. Ing, Univ. Paris VI
- HANNACHI A. (1981) - Hydrogéologie de la vallée de l'oued M'zi à l'Est de Laghouat (Wilaya de Laghouat, Algérie). Thèse 3ème cycle, Univ. Grenoble, 218 p.
- GRATTON Y. (2002) - Le krigeage : la méthode optimale d'interpolation spatiale. Articles. INRS-Eau-Terre-Environnement

Délimitation d'un bassin versant par tomographie de résistivité électrique le cas de la Fontaine d'Orbe (Pyrénées Atlantiques)

Riss J. ⁽¹⁾, Rey F. ⁽²⁾, Sirieix C. ⁽¹⁾, Lataste JF. ⁽¹⁾, Prétou F ⁽²⁾, Frappa M ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Université Bordeaux 1, 33405 Talence

⁽²⁾ CETRA, 64110 Larouin

joelle.riss@u-bordeaux1.fr, Colette.sirieix@u-bordeaux1.fr, jean-francois.lataste@u-bordeaux1.fr
rey.cetra@orange.fr, pretou.cetra@orange.fr

I. INTRODUCTION

L'accès à l'eau, la gestion et la préservation de cette ressource constituent un immense défi pour aujourd'hui et pour l'avenir. En France, les deux tiers des prélèvements en eau potable ont pour origine les eaux souterraines [1]. Dans la continuité de la loi sur l'eau et en référence aux directives cadres FD 2000/60/européennes WCE et NDC 2006/118/EC, huit districts hydrographiques ont été définis, au sein desquels des masses d'eau souterraine ont été délimitées

[]. Le district F « Adour, Dordogne, Garonne, Charente et les cours d'eau côtiers charentais et aquitains » est l'un d'eux parmi lequel cent cinq masses d'eau souterraine ont été identifiées. L'une d'elle correspond, en extension superficielle, à la majeure partie du département des Pyrénées-Atlantiques, de la rivière du Saison à l'ouest à celle du gave de Pau à l'est (fig.1). Dans ce département, les aquifères karstiques sont considérés comme présentant un potentiel très important en eau potable cependant, ce type d'aquifère est connu pour devoir être, de la part du gestionnaire, l'objet d'une attention particulière lors de son exploitation [3]. Une actualisation des connaissances sur les impluviums des aquifères est en conséquence toujours d'actualité. On s'attache particulièrement, ci-dessous, à décrire l'environnement d'une source (la Fontaine d'Orbe, fig.1) d'origine karstique située dans les chaînons béarnais -ensemble sédimentaire de moyenne montagne du Béarn- qui a, récemment, été l'objet d'un suivi régulier [], [], []. Ce suivi a permis d'en caractériser les principaux processus déterminant leur qualité et leur régime ; en parallèle, l'environnement géologique de cette source et de son impluvium a été précisé à l'occasion de plusieurs campagnes d'auscultation géophysique par tomographie de résistivité électrique.

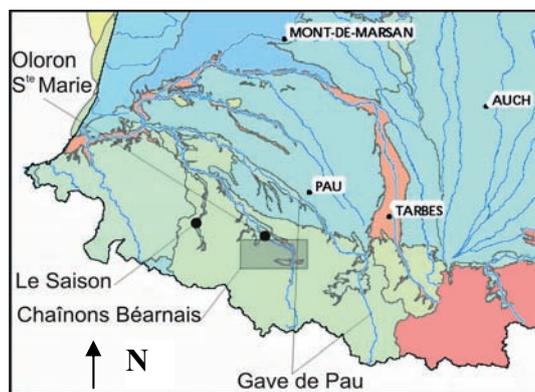


Figure 1 – Les masses d'eau du district F (Adour, Garonne), extrait d'après [2]

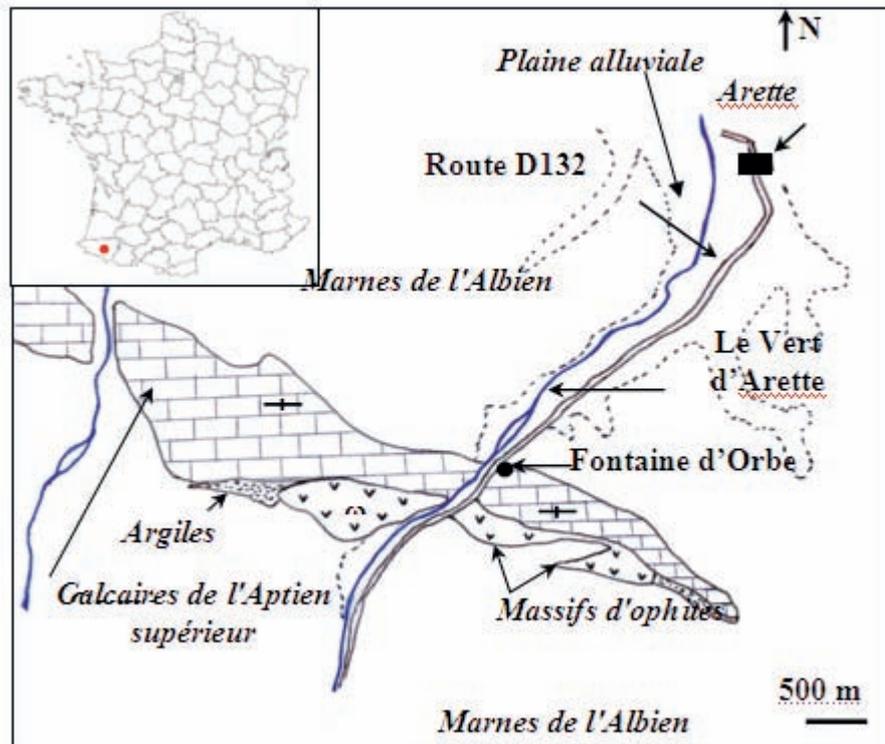


Figure 2 – Localisation géographique du secteur de la Fontaine d'Orbe

II. ENVIRONNEMENT GEOLOGIQUE ET GEOGRAPHIQUE DE LA FONTAINE D'ORBE

La Fontaine d'Orbe émerge en rive droite du Vert d'Arette le long de la route départementale 132, non loin de la ville d'Arette (43°05'N 0°45'W) elle-même située à environ 52 km au sud-ouest de la ville de Pau (Pyrénées-Atlantiques, France). L'environnement géologique consiste en des terrains d'âge triasique à crétacé moyen, plissés, d'orientation générale N 100°E avec un pendage quasi vertical (Figure Fig.3). Les terrains aquifères, principalement situés en rive gauche du Vert d'Arette, sont, eux, essentiellement des formations calcaires urgoniennes de l'Aptien, karstiques et fracturés. Les eaux circulant rapidement sont, de ce fait, généralement peu filtrées ; elles présentent donc une forte vulnérabilité aux pollutions de surface.

Alors que la limite nord du bassin versant était bien connue (affleurement continu des marnes à spicules de l'Albien), les autres limites étaient mal connues. La question de la continuité et de la nature d'une limite imperméable se posait en particulier sur le flanc sud du chaînon et dans sa partie ouest []. Par ailleurs, il est admis que, d'une part la structure d'un système karstique peut varier d'un milieu essentiellement fracturé à un milieu dans lequel l'écoulement se fait à la faveur de conduits [] et que, d'autre part, un réseau karstique n'est pas nécessairement prédéterminé par un réseau de fractures préexistant (le processus de karstification pouvant être à l'origine de la sélection de certaines d'entre elles). Il est alors apparu nécessaire de déterminer si le continuum hydraulique de la surface topographique à la source (*i.e.* l'écoulement des eaux souterraines provenant du 3^{ème} chaînon situé en rive gauche du Vert d'Arette et émergeant en rive droite) relève d'un écoulement dans un milieu fissuré, à la faveur de la présence de conduits ou d'une association de ces deux types d'écoulement. C'est donc, avec pour objectif de définir les limites du bassin versant et de tenter de répondre à cette question que plusieurs campagnes de tomographie de résistivité électrique ont été entreprises [].

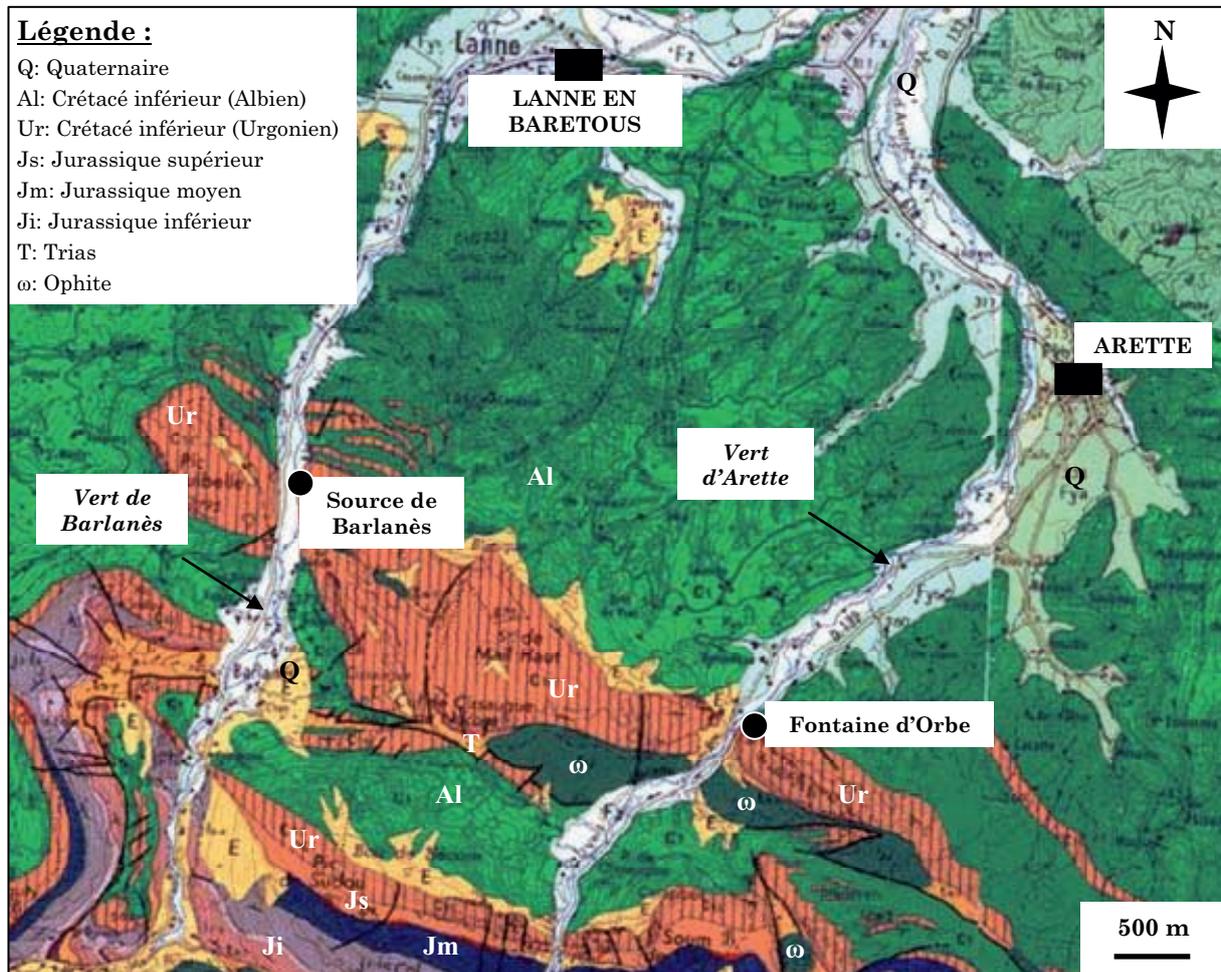


Figure 3 – Cadre géologique de la source de la Fontaine d'Orbe, extrait de la carte géologique de Tardets-Sorholus, d'après []

III. LES CAMPAGNES DE TOMOGRAPHIE DE RESISTIVITE ELECTRIQUE

Préalablement à la présentation des images de résistivités électriques en deux dimensions issues des diverses campagnes d'auscultation géophysique, une brève présentation de la méthode d'obtention de ces images (les tomographies de résistivité électrique : TRE) est proposée.

III.1 Méthode d'obtention d'une tomographie

Une tomographie de résistivité électrique est, communément, présentée sous la forme d'une image (ici en deux dimensions) des résistivités du sous-sol obtenues après inversion des valeurs de résistivités apparentes mesurées en combinant des sondages électriques verticaux à un profilage. Les dispositifs de mesure sont constitués d'électrodes d'injection de courant (I) et d'électrodes de mesure de potentiel (ΔV) dont l'arrangement spatial doit être déterminé en fonction de la connaissance préalable des hétérogénéités du sous sol, de ses éventuelles variations latérales et/ou verticales et de la profondeur d'investigation souhaitée. Les dispositifs couramment utilisés en tomographie de résistivité électrique sont les dispositifs Wenner, dipôle dipôle, tripôle, gradient, pôle-pôle pour chacun desquels la disposition relative des électrodes est parfaitement définie [] ; l'écartement progressif et symétrique des électrodes de part et d'autre d'un point permet d'ausculter le sous-sol à des profondeurs croissantes le long d'une verticale et d'attribuer, sur la base de la loi d'Ohm, une valeur de résistivité apparente à des pseudo-profondeurs déduites de la géométrie et de

la taille du dispositif []. La reproduction de la méthode à intervalle de distance régulier le long du profil permet d'attribuer des valeurs de résistivités apparentes à un ensemble de pseudo-profondeurs ce qui constitue une pseudosection.

Une pseudosection n'est pas directement interprétable ; elle doit être « inversée » ce qui donne un modèle de résistivité électrique. Un tel modèle est le plus souvent présenté comme une image aux contours lissés mais c'est, en réalité, un ensemble de résistivités attribuées à des blocs d'épaisseur et de profondeur paramétrables. Ces blocs constituent un modèle (m) de terrain qui résulte de la mise en adéquation des données observées (les résistivités électrique apparentes) et des résistivités électriques apparentes recalculées à partir des données du modèle (les résistivités vraies attribuées aux blocs) en se fondant, pour ces calculs, sur le modèle physique (F) du phénomène étudié. Connaissant m et F , le problème direct consiste en la déduction des résistivités apparentes d :

$$d = F(m), d \in R^s, m \in R^n$$

où r et s sont respectivement les dimensions de l'espace des modèles et de celui des données.

Le problème inverse consiste à trouver le modèle m_0 permettant de retrouver des données de terrain d_0 :

$$d_0 = F(m_0), d_0 \in R^s, m_0 \in R^n$$

Le calcul des résistivités apparentes issues du modèle se fait soit par une méthode d'éléments finis, soit par une méthode de différences finies ; il en résulte une image comparable celle de la pseudo-section : le critère de comparaison consiste en la minimisation de l'erreur de prédiction selon une norme p ;

$$\|d_0 - F(m_0)\|_p$$

p est, le plus souvent, pris égal 2 ou à 1 (norme L2 ou L1). Cette erreur est notée RMS sur les tomographies montrées ci-dessous.

Par la suite, les données de terrain obtenues au moyen du résistivimètre SYSCAL R1 Plus de IRIS Instrument sont inversées grâce au logiciel d'inversion RES2DINV

/. Elles sont filtrées et inversées en mode standard avec la norme L2, [], [], [] ou L1.

III. 2 Les campagnes d'auscultation sur le site de la Fontaine d'Orbe

Le dispositif de mesure utilisé a été le dispositif pôle-pôle (une électrode d'injection, une électrode de potentiel, les deux autres étant rejetées à l'infini), avec trente-deux ou quarante-huit électrodes espacées selon les cas de 1,5 m, 3 m, 4 m et 5 m selon la profondeur d'auscultation souhaitée et la taille des anomalies recherchées. Ce dispositif a été choisi, malgré une médiocre résolution, en raison de sa plus grande profondeur d'investigation. Au total neuf panneaux ont été réalisés soit en bordure du Vert d'Arette (rive gauche et rive droite) soit sur le flanc sud du chaînon soit, encore plus à l'ouest, le long du Vert du Barlanés. La profondeur des terrains auscultés a pu atteindre la cinquantaine de mètres lorsque l'espacement choisi était égal à 5 m.

La profondeur des terrains auscultés a pu atteindre la cinquantaine de mètres lorsque l'espacement choisi était égal à 5 m.

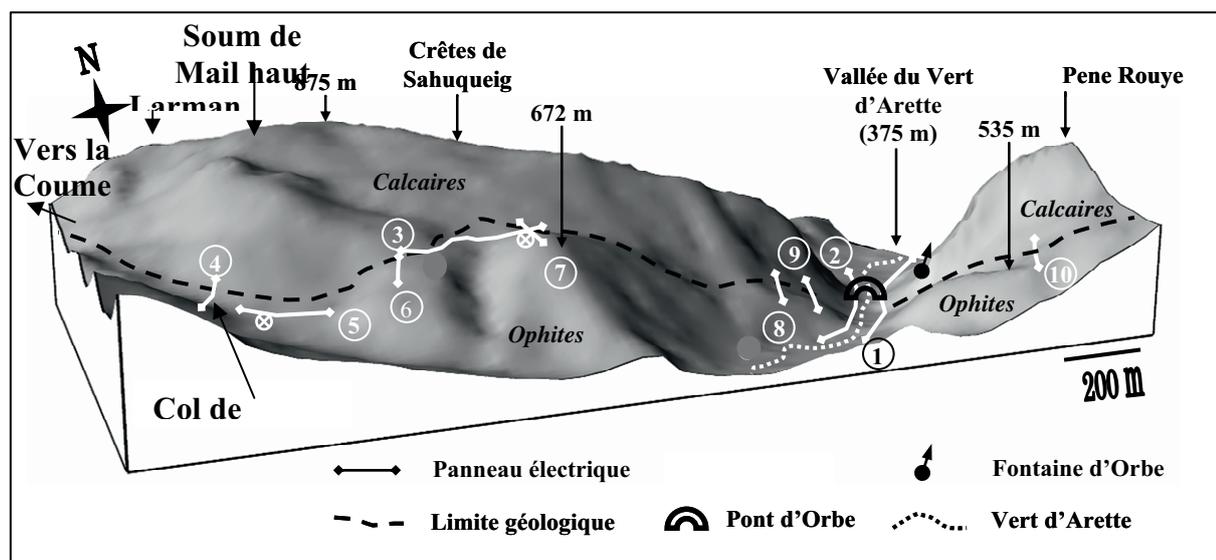


Figure 4— Localisation des tomographies de résistivité électrique le long de la face sud du troisième chaînon béarnais (d'après [4])

IV. LES RESULTATS

IV. 1 La limite sud du bassin versant de la Fontaine d'Orbe (rive gauche du Vert d'Arette)

Les cinq tomographies (n°4, 6, 7, 8, 9, Figure 4 et Figures 5, 6, 7, 8, 9) réparties d'ouest en est et perpendiculairement à la structure géologique orientée N110°E présentent chacune une zone très conductrice (formations de résistivité inférieure à 50 $\Omega.m$). Les tomographies sont interprétées en tenant compte non seulement des valeurs de résistivité électrique obtenues après inversion, mais aussi des observations de terrain (pétrographie, géomorphologie, fracturation : 3 familles F_1 N030°-85°NW, F_2 N150°E-40°NE, F_3 N100°E-40SW, botanique, occupation des sols); ces observations sont reportées, pour l'essentiel d'entre elles, sur les tomographies. Les zones conductrices, reconnues sur le terrain comme étant de nature argileuse, dessinent dans le paysage des dépressions ou des replats soulignés par des dolines ou des avens proposant ainsi une transition toute en douceur entre les reliefs accentués des massifs calcaires situés principalement au nord et les massifs ophitiques affleurant plus au sud.

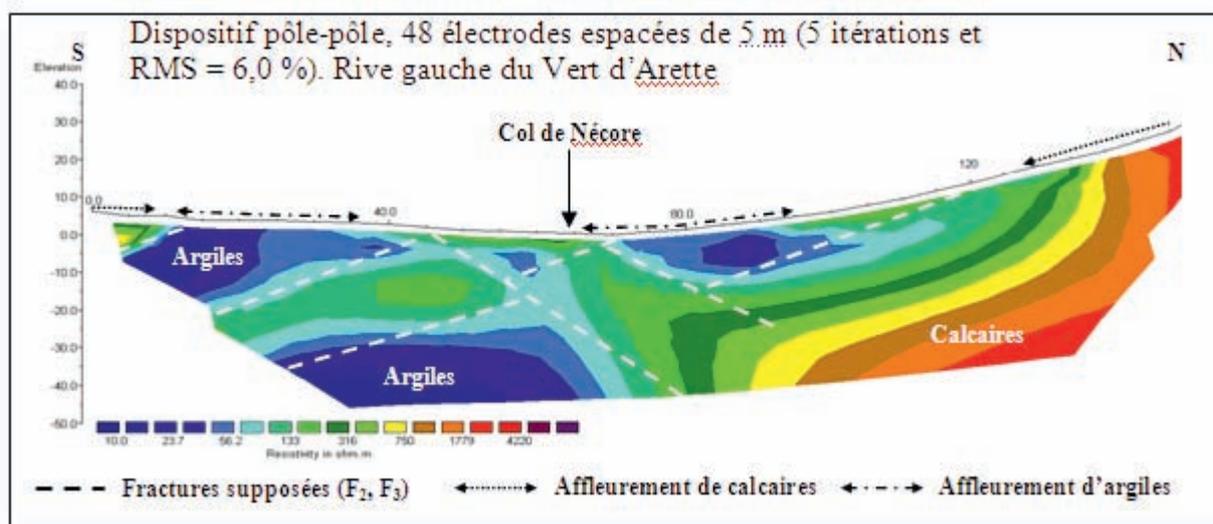


Figure 5 – Tomographie de résistivité électrique n°4. L'altitude de l'extrémité sud est 580 m.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

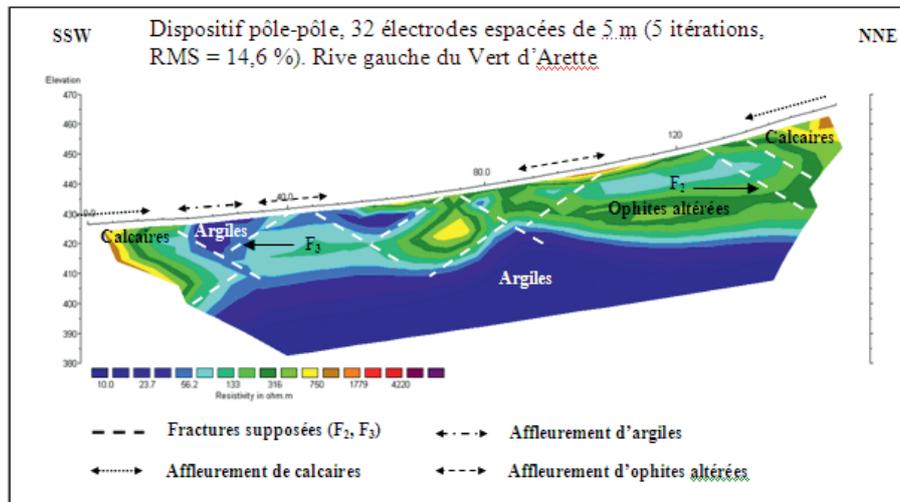


Figure 6 – Tomographie de résistivité électrique n°6.

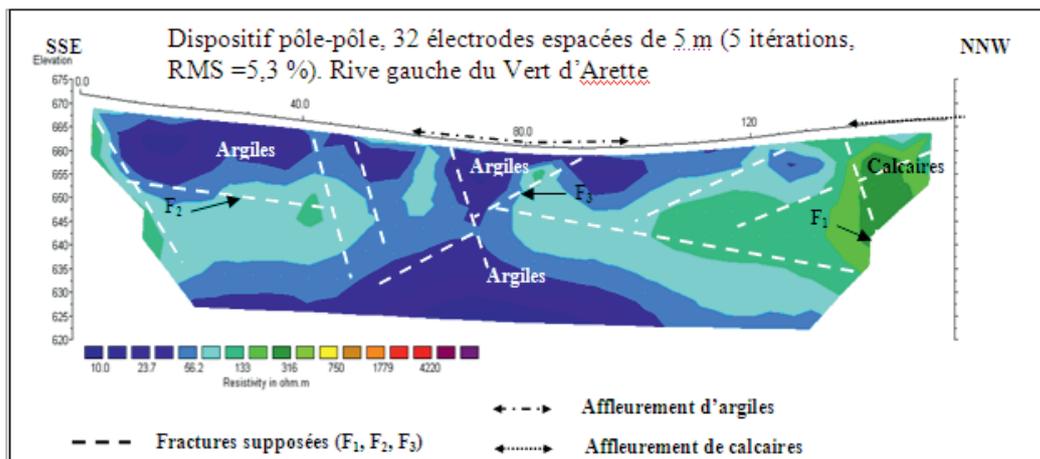


Figure 7 – Tomographie de résistivité électrique n°7

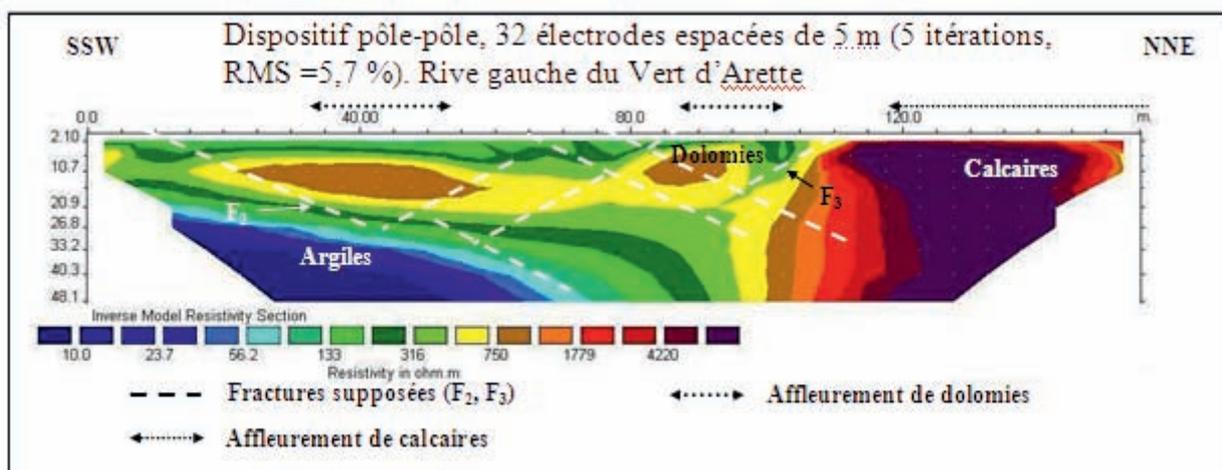


Figure 8 – Tomographie de résistivité électrique n°8

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Un continuum d'une formation de faible résistivité (inférieure à 50 Ω .m) a ainsi été mis en évidence. Il souligne la dépression depuis le col de Nécore à l'ouest jusqu'à la rive gauche du Vert d'Arette légèrement en amont de la Fontaine d'Orbe à l'est. Les affleurements apparaissent à des altitudes variant de 372 m à 672 m parfois au contact d'ophites altérées, parfois au contact de formations carbonatées ; ces affleurements sont ponctués de zones effondrées assimilables à des dolines ou à des avens dus à la dissolution des calcaires sous-jacents. Cette formation est constituée d'argiles dont on peut voir, à l'affleurement et sur les tomographies des Figure 10 et 11, le passage continu aux ophites altérées puis massives ; ces deux tomographies (n°3 et 5) d'orientation globalement perpendiculaire aux précédentes montrent bien l'aspect enrobant des argiles autour des ophites (Figure 10) tout en y étant intercalées (Figure 11).

Ces formations argileuses constituent la limite sud du bassin versant de la Fontaine d'Orbe sur la rive gauche du Vert d'Arette. La limite ouest du bassin versant est délimitée par la dépression partant du Col de Nécore et rejoignant la Coume de Lesque au nord-ouest (

Figure 4) puis par la dépression séparant le Mail Haut de la montagne Larmanis ; cette limite d'accès difficile à véhicule n'a pas été déterminée à partir de tomographie de résistivité électrique mais par analogie morphologique et par traçage []. La morphologie du flanc sud de la barre calcaire située en rive droite est semblable à celle qu'elle montre en rive gauche. Afin de s'assurer de la présence, à l'identique de l'interface argileux, une campagne de mesure a été effectuée en altitude (tomographie n°10 présentée Figure 12). On y retrouve bien une masse faiblement conductrice au contact des formations carbonatées à l'est et des ophites à l'ouest (non visibles sur l'image).

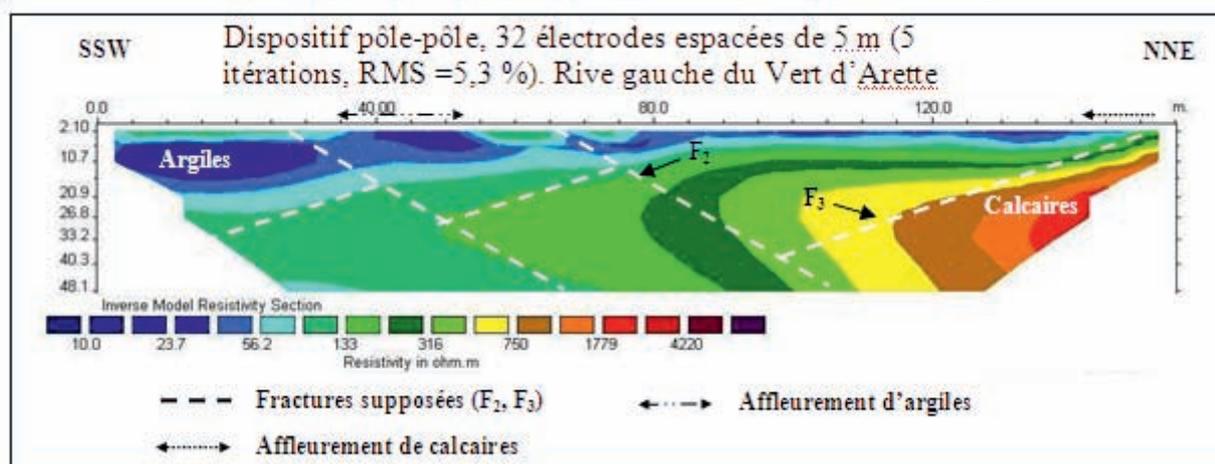


Figure 9 – Tomographie de résistivité électrique n°9 (topographie absente)

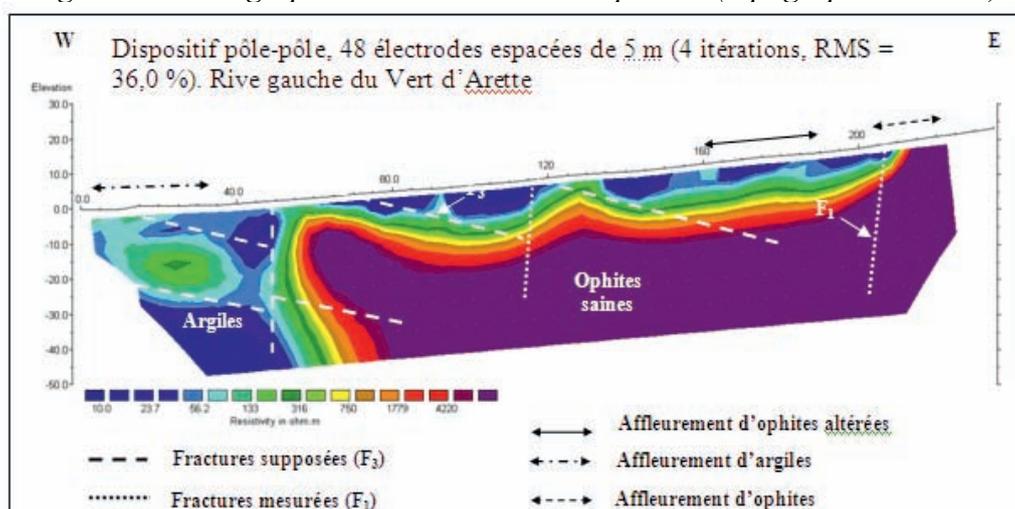


Figure 10 – Tomographie de résistivité n°5

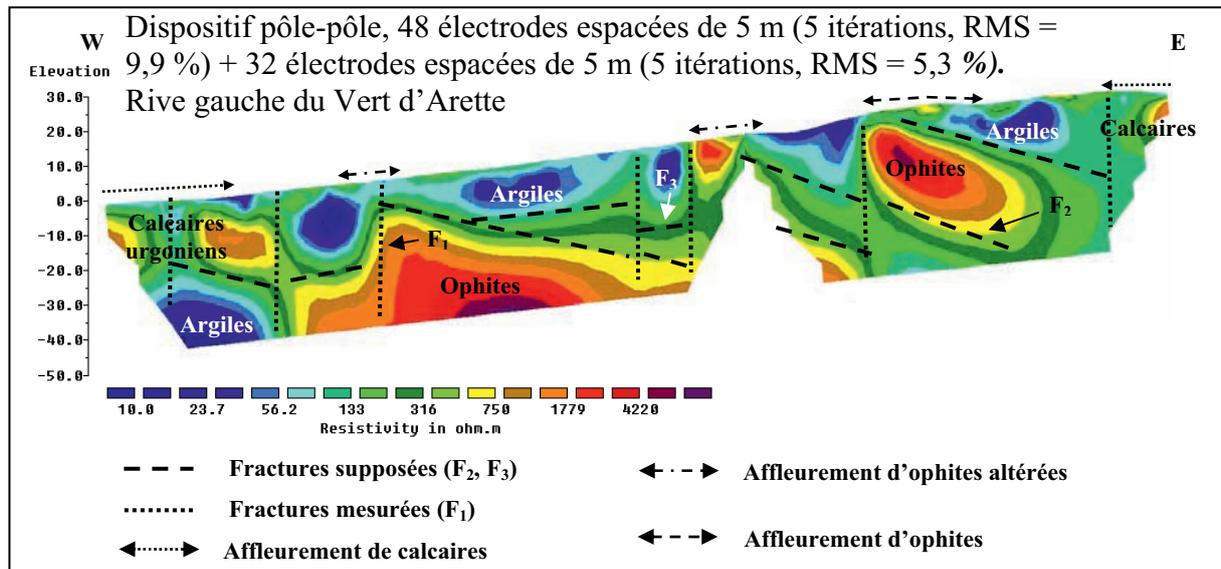


Figure 11 – Tomographie de résistivité électrique n°3

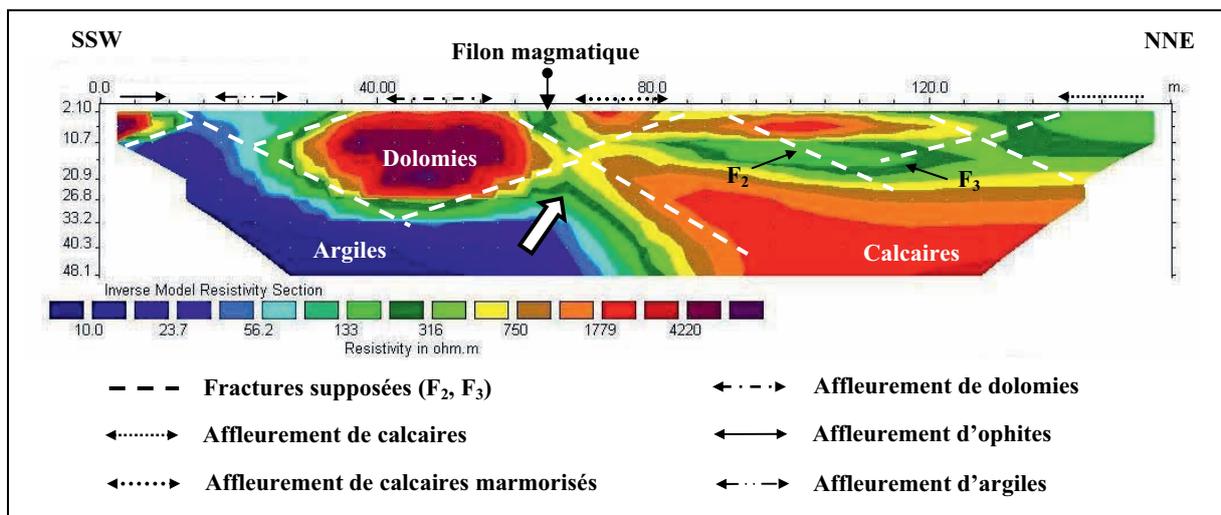


Figure 12 – Tomographie de résistivité électrique n°10, dispositif pôle-pôle, 32 électrodes espacées de 5 m, sans topographie, rive droite du Vert d'Arette. RMS = 30,3%

IV. 2 Le conduit karstique final de la Fontaine d'Orbe

Y a-t-il un continuum hydraulique de la rive gauche à la rive droite du Vert d'Arette ? Cette question avait pris, au mois de janvier de l'année 2000, une acuité particulière. En effet, alors que le périmètre de protection de la source s'étendait uniquement en rive droite, un déversement accidentel de matière organique en rive gauche au droit du pont d'Orbe (

Figure 4) a été à l'origine de la pollution des eaux de la Fontaine d'Orbe sans que le Vert d'Arette ne soit lui-même pollué. Cet incident mettait en évidence ce continuum : les eaux souterraines issues de la barre calcaire située en rive gauche du Vert d'Arette, limitée au nord par les marnes de l'Albien, au sud et à l'ouest par l'interface argileux imperméable des ophites et des formations carbonatées s'écoulent donc bien vers l'est et émergent en rive droite du Vert d'Arette à la Fontaine d'Orbe (

Figure 4). La géométrie de ce continuum restait à déterminer.

Deux séries de mesures géophysiques ont été tout d'abord effectuées, l'une en rive droite, l'autre en rive gauche ; les images de résistivité électrique en découlant sont données Figure 13 et 14 ; l'une est longue de 600 m l'autre de 480 m. Sur chacune des images des contrastes de résistivité dessinent les limites sub-verticales des formations : en rive droite, du nord-nord-est au sud-sud-ouest se succèdent les formations calcaires de l'Aptien très résistantes (2500 à 5000 $\Omega.m$), une zone de transition argileuse faiblement résistante, par ailleurs bien marquée par la dépression dans la topographie déjà mentionnée en IV.1, et enfin les ophites altérées (500 à 1000 $\Omega.m$). Un schéma globalement identique apparaît rive gauche avec cependant un affleurement d'ophites saines et très résistantes visibles sur le terrain au sud du profil. De plus, une zone très faiblement conductrice (résistivité atteignant des valeurs inférieures à quelques dizaines d'ohm.m) apparaît, au cœur des formations carbonatées de l'Aptien supérieur, sur chacune des tomographies. Situées au droit de la fontaine d'Orbe en rive droite et au niveau du pont d'Orbe en rive gauche, les deux zones sont interprétées comme l'image d'un conduit karstique. Pour s'assurer de la continuité de ce conduit, du pont à la Fontaine d'Orbe, trois campagnes supplémentaires [13] ont été conduites toujours avec le même type de dispositif (pôle-pôle) mais avec un écartement inter-électrodes réduit (1,50 m) dans le but d'améliorer la résolution spatiale ; les inversions ont été conduites en mode L1. Les profils sont situés de la manière suivante : le premier (n°11) au droit de la fontaine d'Orbe, au pied de la falaise et du côté est de la route D 132, le deuxième (n°12) lui fait face mais du côté ouest de la D132 et le troisième (n°13) est situé légèrement plus au sud du côté ouest de la D132. Le conduit a été retrouvé sur chacune des tomographies. Le conduit karstique se développe donc bien de la rive gauche à la rive droite. Si l'on admet que la zone dont les valeurs de résistivité sont de l'ordre de 60 à 130 $\Omega.m$, peut représenter la voûte du conduit celle-ci s'élève de la rive gauche à la rive droite tout en restant plus basse que le niveau du lit du Vert d'Arette. Conservant cette approche, et se fondant sur les tomographies 11, 12 et 13 obtenues avec un écartement inter-électrodes égal à 1,5 m, la largeur du conduit serait proche de la dizaine de mètres.

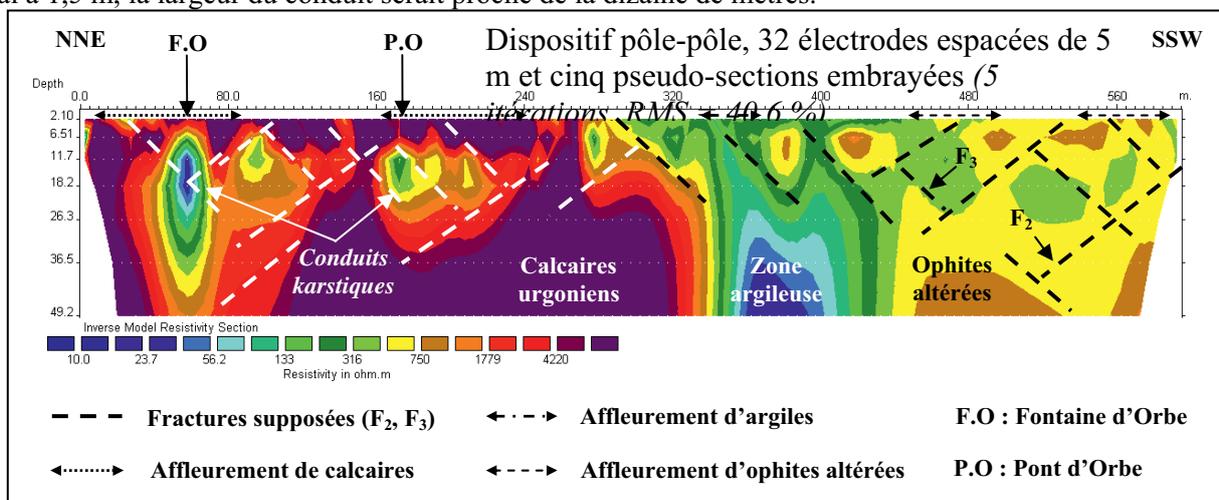


Figure 13 – Tomographie de résistivité électrique n°1 (Rive droite du Vert d'Arette)

V. DISCUSSION

Les tomographies de résistivité électrique dont la majeure partie provient de campagnes de mesures effectuées le long du versant sud de l'aquifère de la Fontaine d'Orbe ont permis d'identifier la géométrie des contacts géologiques et plus particulièrement la présence d'un niveau argileux épais et continu d'est en ouest le long des structures aquifères carbonatées et des formations magmatiques qui les bordent. Il est caractérisé par des valeurs de résistivité électrique très faibles (inférieures à 50 $\Omega.m$) qui contrastent avec celles des massifs calcaires, dolomitiques et ophitiques (supérieures à 1 000 $\Omega.m$). Ces argiles agissent en effet comme un écran imperméable aux écoulements souterrains et dessinent ainsi les contours du bassin d'alimentation de la source ; cette conclusion est corroborée par les traçages colorés effectués par Rey [4] dans des pertes rencontrées près du contact argileux des ophites et des calcaires.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

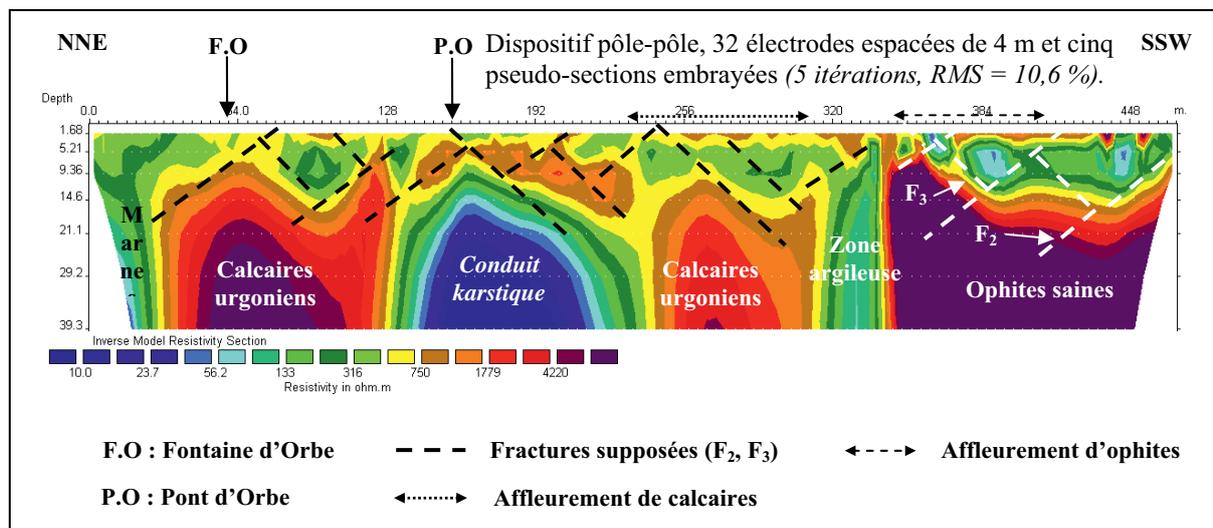


Figure 14 – Tomographie de résistivité électrique n°2 (Rive gauche du Vert d'Arette).

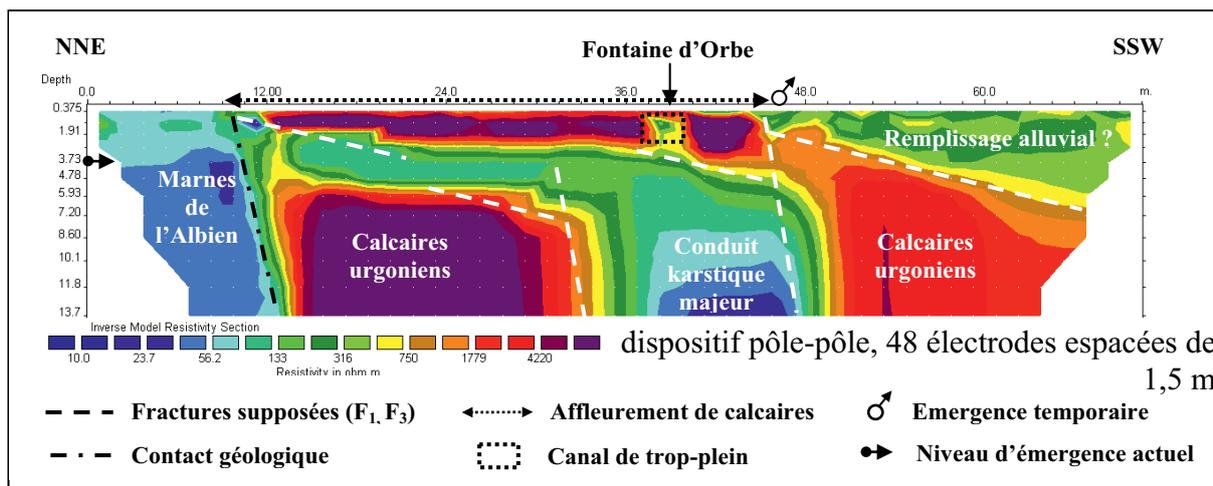


Figure 15 – Tomographie de résistivité électrique n°11 (Rive droite du Vert d'Arette coté est de la D132)

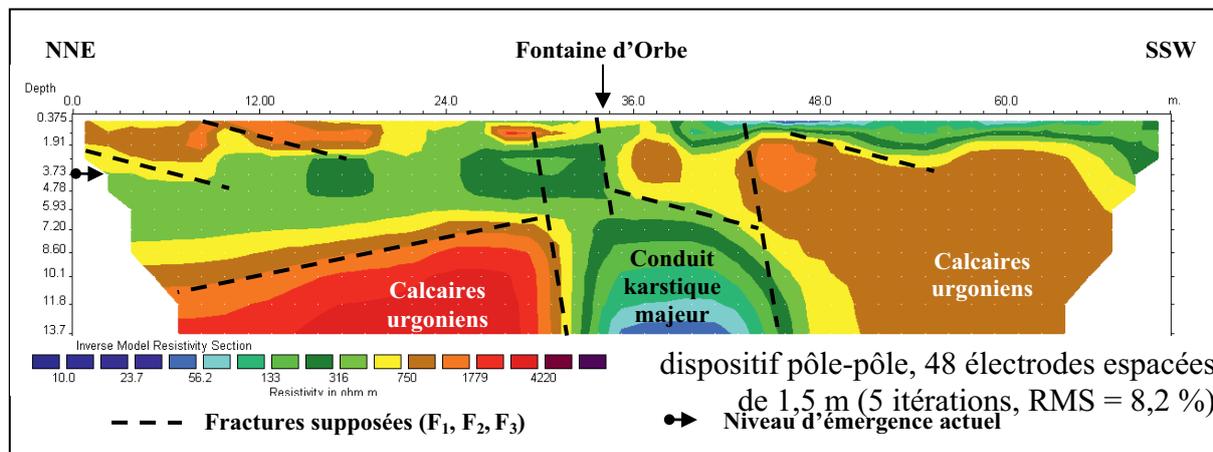


Figure 16 Tomographie de résistivité électrique n°12 (Rive droite du Vert d'Arette coté ouest de la D132)

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

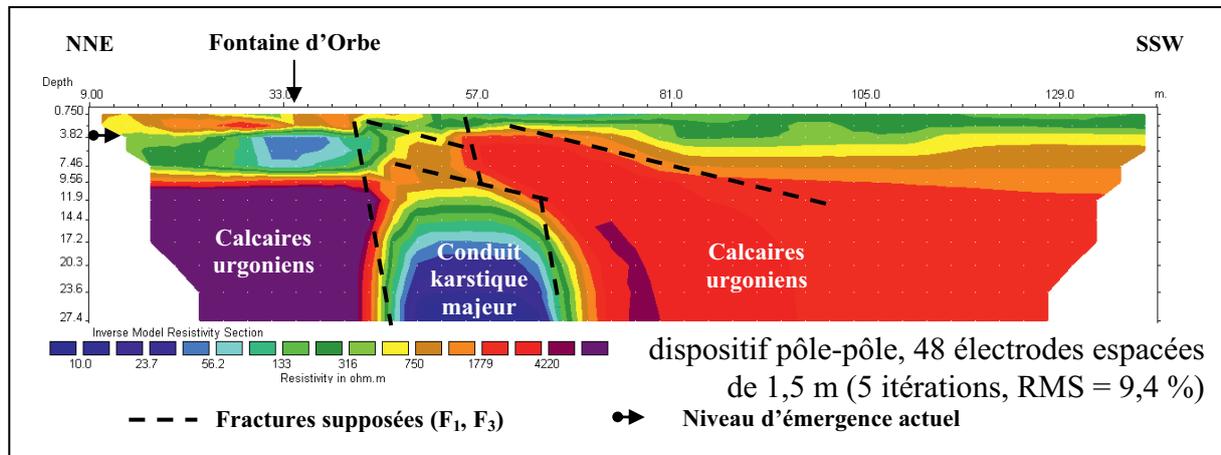


Figure 17- Tomographie de résistivité électrique n°13 (Rive droite du Vert d'Arette coté ouest de la D132)

Les résultats montrent en effet que ce niveau argileux, associé aux ophites, oriente et conditionne en partie les écoulements souterrains.

Le continuum hydraulique, de la rive gauche à la rive droite, est principalement assuré par un conduit karstique majeur décamétrique passant sous le lit du Vert d'Arette dont l'orientation est proche de celle de la vallée. Ce conduit semble être situé plus en profondeur en rive gauche qu'en rive droite où il émerge à une altitude supérieure à celle du Vert d'Arette. En période de crue, des exutoires secondaires (des griffons) apparaissent en rive droite le long de la route D132 et en bordure du Vert d'Arette. Une tomographie de résistivité électrique (non présentée ici) réalisée sur la plaine alluviale en rive gauche en face de la Fontaine d'Orbe montre une terrasse alluviale d'une épaisseur d'une dizaine de mètres recouvrant les calcaires urgoniens qui, à cet emplacement, ne montrent pas de conduits secondaires. Lors des épisodes de crue les terrains en rive gauche peuvent être inondés ce qui laisse émettre l'hypothèse que le continuum hydraulique s'établit, dans ces cas là, aussi de façon plus diffuse par le réseau de fracture plus ou moins ouvertes

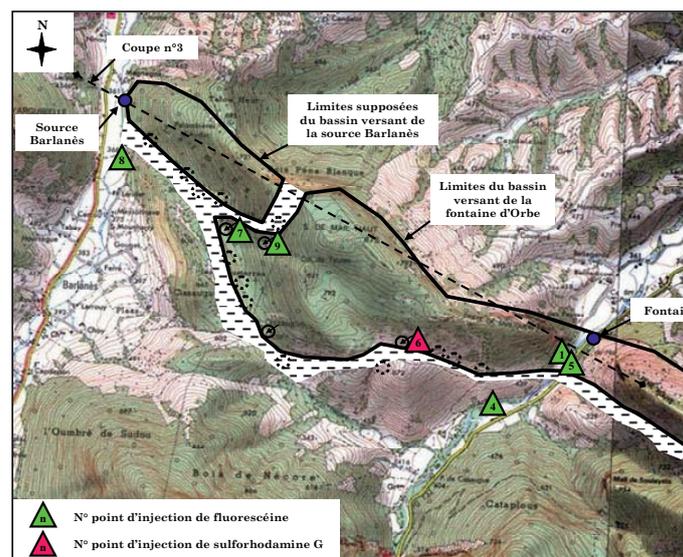


Figure 18 - Limite ouest du bassin versant de la Fontaine d'Orbe d'après [4].

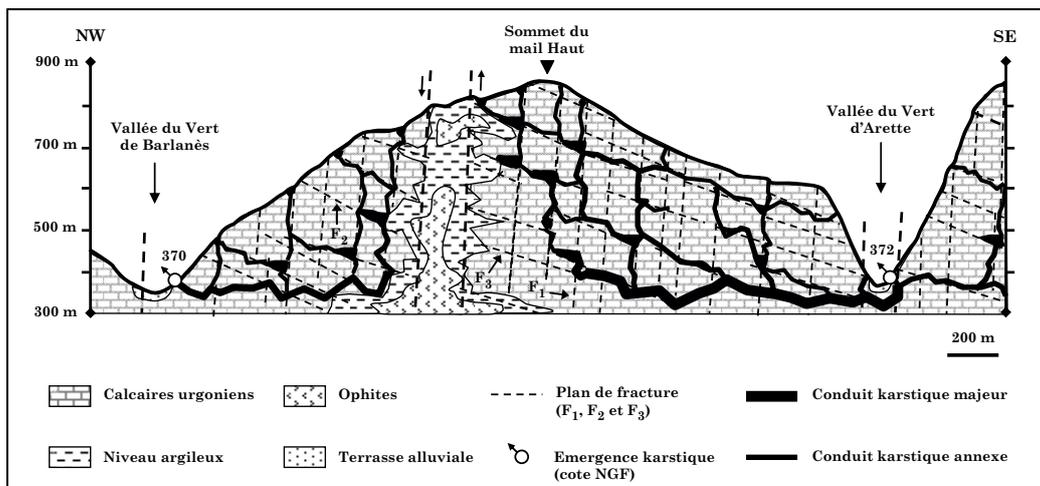


Figure 19 – Schéma conceptuel montrant la barre calcaire urgonienne entre les vallées de Barlanès et d'Arette (d'après [4]).

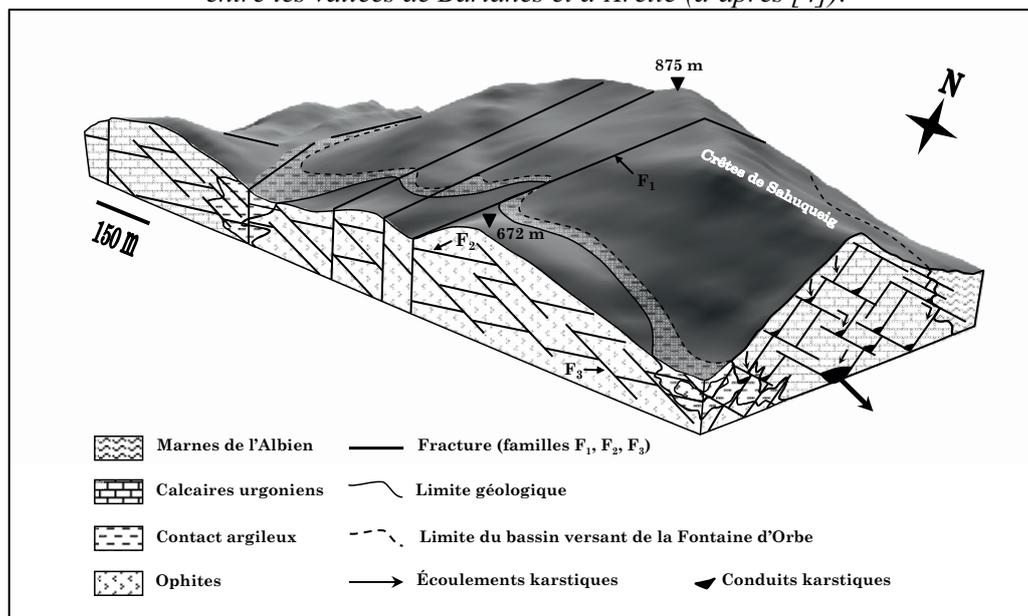


Figure 20 - Bloc diagramme en 3D schématisant la partie ouest de l'aquifère karstique de la Fontaine d'Orbe avec ses limites sud et ouest (d'après [4])

VI. CONCLUSION

A partir de l'ensemble des panneaux électriques effectués dans le secteur de la Fontaine d'Orbe, couplés aux informations recueillies sur le terrain (mesures de la fracturation, levés des affleurements et identification de la végétation) et des traçages réalisés, il a été possible d'établir les limites ouest du bassin versant. Les Figure et 20 proposées par Rey [4] résument ces éléments. Par ailleurs, un schéma conceptuel du système karstique dont on fait l'hypothèse qu'il est transposable à l'ensemble des chaînons béarnais, quant au rôle joué par les ophites intercalées dans les formations carbonatées, est proposé Figure 20 .

Remerciements

Les auteurs remercient l'agence de l'eau Adour Garonne, le département des Pyrénées Atlantiques, la région Aquitaine et l'université Bordeaux 1 pour l'aide apportée à la réalisation de cette étude.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Références bibliographiques :

- [1] Berteaud P. (2005). Les eaux souterraines, un patrimoine essentiel, dans l'eau souterraine, Géosciences, n°3.
- [2] EauFrance site http://www.eaufrance/docs/dce2004/R_DCE_2_2_0.htm
- [3] Bakalowicz M. (2005), Karst groundwater: a challenge for new resource, Hydrogeology Journal, 13, 1,148-160.
- [4] Rey F. (2007). Ressources en eau souterraines dans les chaînons béarnais (Pyrénées-Atlantiques). Géométrie, et fonctionnement hydrogéologique de quatre aquifères carbonatés. Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1.
- [5] Riss J., Huneau F., Rey F. Pétou F. (2008). Systèmes fissurés et karstiques des Chainons béarnais (Pyrénées). Colloque Hydrogéologie et Karst au travers des travaux de M. Lepiller 16-17 mai 2008, http://www.polytech.free.fr/colloque_MichelLepiller/Actes/actes.htm
- [6] Rey F., Riss J., Prétou F., Huneau F. (2008). Ressources en eau souterraine dans les chaînons béarnais (Pyrénées-Atlantiques, France). Géométrie et fonctionnement hydrogéologique de quatre aquifères carbonatés. Revue géologue, spécial grand Sud Ouest volume 2, p 48-52.
- [7] Bertrand Y (1967). La prospection électrique appliquée aux problèmes des ponts et chaussées. Bull. de liaison des laboratoires routiers, 164 p.
- [8] Edwards L.S. (1977). A modified pseudosection for resistivity and IP: Geophysics, 42, 1020–1036.
- [9] Res2DInv, 2D Resistivity and IP Inversion, ver 3.55. Copyright (1995-2006). Geotomo Software Malaysia.
- [10] Loke M.H., Barker R.D. (1995). Least-square deconvolution of apparent Resistivity pseudo-section, geophysics, vol. 60, pp. 1682-1689.
- [11] Loke M.H., Barker R.D. (1996). Rapid Least-square inversion of apparent Resistivity pseudo-section by a quasi-Newton method. Geophysical Prospecting 44, 131-152.
- [12] Loke M.H. (1999). Electrical imaging surveys for environmental and engineering studies. P 1-17.
- [13] Rey F., Huneau F., Riss J. & Prétou F. (2005) - Groundwater resources in the Western Pyrenees “Study of four springs in the Chaînons Béarnais (France)” – 7th Hellenic Hydrogeology Conference, Athens, 4-8 October 2005.
- [13] Sirieix C., Rey F., Riss J., Lataste J.F., Pretou F. (2007) Etude et caractérisation de la zone de captage de la Fontaine d'Orbe par tomographie de résistivité électrique : influence de l'espacement entre électrodes, Actes du 3ème colloque Maghrébin de Géophysique Appliquée (CMGA), 2006, Oujda, Maroc, pp 48-53.

Développement, dans le cadre du système hydrominéral de Volvic, d'un outil de modélisation intégré (eaux de surface et eaux souterraines) destiné à la mise en œuvre de la DCE dans des contextes de moyenne montagne à fort couvert forestier

S. Rouquet^{(1) (2)}, P. Lachassagne⁽¹⁾, E. Ledoux⁽²⁾

⁽¹⁾ Danone Eaux France, 11 av Général Dupas BP 87, 74503 EVIAN LES BAINS Cedex,
simon.rouquet@danone.com, patrick.lachassagne@danone.com

⁽²⁾ MINES ParisTech - Centre de Géosciences, 35 rue Saint Honoré 77305 Fontainebleau,
emmanuel.ledoux@mines-paristech.fr

I. INTRODUCTION

Les eaux minérales naturelles de Volvic (commune de Volvic, Puy de Dôme) sont issues d'un aquifère volcanique situé au sein de la partie nord de la Chaîne des Puys (Figure 1) qui correspond à un alignement nord-sud de 80 volcans mis en place au quaternaire, sur 37 km de longueur (Boivin, Besson et al., 2009).

L'embouteillage a été réalisé, dès la fin des années 1930 (1938), par captage au sein d'une galerie souterraine de près de 800 m de longueur. A partir des années soixante, l'eau minérale naturelle Volvic est prélevée au moyen de forages qui recoupent l'ensemble de la série volcanique.

Initialement embouteillée sur le site du Goulet de Volvic, à proximité immédiate de la galerie puis des forages, l'eau minérale naturelle est maintenant conditionnée au centre d'embouteillage du Chancet, situé à environ 2500 m en aval. Elle y est acheminée par une conduite spéciale en acier inoxydable, puis directement conditionnée. Les bouteilles en PET (polyéthylène téréphthalate) sont fabriquées sur place par injection-soufflage. Elles sont ensuite dirigées sous atmosphère protégée vers les chaînes d'embouteillage. A l'abri de tout contact extérieur depuis son captage, l'eau est distribuée sur plusieurs soutireuses dans des salles d'embouteillage dont l'atmosphère filtrée et en surpression permet de préserver la qualité microbiologique de l'eau minérale. L'expédition en France, mais aussi en Allemagne et au Japon (principaux pays vers lesquels Volvic est exportée) se fait en privilégiant le transport par rail et par voie maritime.

Comme toutes les eaux minérales naturelles, Volvic se distingue par sa pureté naturelle (elle ne subit aucun traitement microbiologique ou chimique), son origine (elle provient d'un site unique et est embouteillée à proximité de son captage) et sa composition minérale garantie.

Par ailleurs, l'Académie de Médecine lui a reconnu des propriétés favorables à la santé. Du fait de sa faible minéralisation, Volvic est une eau sans contre-indication. Chacun peut donc en boire à volonté et tout au long de sa vie.

La ressource en eau minérale naturelle de Volvic dispose d'une efficace protection naturelle liée d'une part à son contexte géologique et d'autre part à l'occupation des sols sur son bassin versant d'alimentation. En effet, l'aquifère minéral de Volvic est constitué par une épaisse succession de coulées volcaniques et son impluvium est recouvert à plus de 50% par la forêt. Sa préservation à long terme requiert néanmoins la mise en œuvre d'une protection efficace et durable, tant sur le plan de la conception et de la protection des captages, que sur celui de la mise en place de politiques de protection et d'un suivi quantitatif et qualitatif de la ressource.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Au plan européen, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) fixe un cadre applicable à tous les Etats membres en matière de gestion et de protection de la ressource en eau. Dans ce cadre, ce territoire a été retenu par l'Union Européenne (programme Life+ Environnement) pour le développement d'un outil de modélisation destiné à la mise en œuvre de la DCE dans des contextes de moyenne montagne à fort couvert forestier (pour plus d'informations : www.life-semeau.eu). Parmi les différentes actions prévues dans le cadre de ce projet, un outil de modélisation hydrogéologique spécifiquement adapté à ce type de contexte est en cours de développement. Sa construction s'appuie sur les données disponibles sur le territoire de Volvic.

II. FONCTIONNEMENT DE L'HYDROSYSTEME MINERAL DE VOLVIC

Situé au cœur du Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne, à une vingtaine de kilomètres au Nord-Nord-Ouest de Clermont Ferrand, le bassin de Volvic appartient à la partie la plus septentrionale de la Chaîne des Puys, qui constitue elle-même la plus septentrionale des grandes unités volcaniques du massif Central Français (Figure 1).

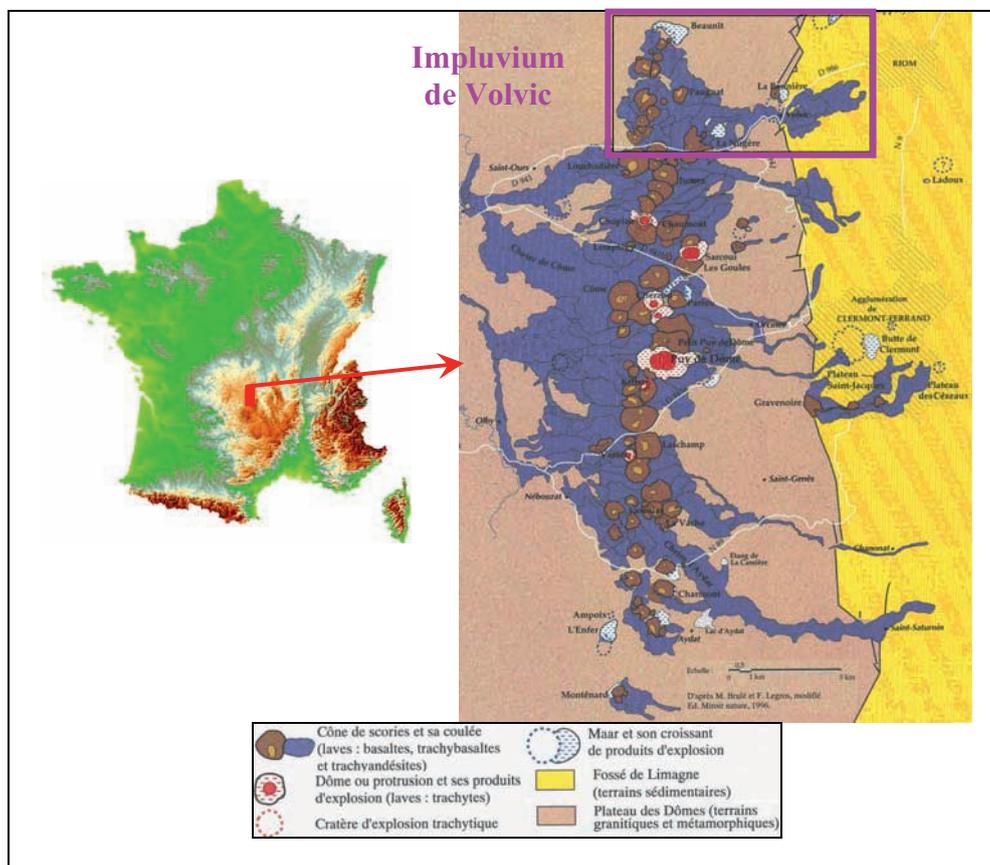


Figure 1 – Localisation du bassin de Volvic sur la carte volcanologique de la Chaîne des Puys (d'après Boivin et al., 2004)

II. 1 Contexte géologique

L'histoire géologique régionale peut être résumée comme suit (Jeambrun et al., 1973 ; Boivin, Besson et al., 2009) (Figure 2) :

- le substratum de la Chaîne des Puys est formé d'un socle métamorphique (anatexites et gneiss migmatitiques) antéhercynien intrudé par des roches éruptives hercyniennes (notamment, dans le secteur de Volvic, un granite monzonitique à biotite, porphyrique ou non, et une syéno-diorite à hornblende et chlorite),
- ce substratum a été pénéplané avant le Trias, puis probablement couvert de sédiments secondaires, avant de subir à nouveau une exhumation et des processus d'altération intenses depuis la fin du Crétacé jusqu'à l'Eocène. De ces processus résulte très probablement la paléomorphologie du substratum (pénéplaine) qui est encore bien visible dans le paysage,
- cette pénéplaine se disloque de l'Eocène supérieur à l'Aquitainien sous l'effet de mouvements distensifs, précurseurs notamment de l'ouverture de la Méditerranée occidentale. Des failles varisques (notamment Nord-Sud, Figure 1) rejouent à cette occasion et provoquent la subsidence des grabens de la Limagne, à l'Est de la future Chaîne des Puys, et du bassin d'Olby, à l'Ouest, individualisant ainsi notamment le futur « Plateau des Dômes » sur lequel repose la Chaîne des Puys. Ces mouvements ne créent pas de relief notable mais conduisent néanmoins à des accumulations sédimentaires qui peuvent atteindre 3000 m,
- au Miocène (et plus particulièrement au Tortonien), le Massif Central subit un soulèvement généralisé (paroxysme alpin) accompagné de nombreux rejeux de failles. Les horsts, dont celui situé au droit de la future Chaîne des Puys, se rehaussent et leurs marges se découpent en gradins, comme le montre la partie orientale du Plateau des Dômes. Ces conditions fortement érosives permettent le déblaiement partiel des sédiments oligocènes et surtout le creusement de profondes vallées, notamment sur les marges des horsts. Cet enfouissement des cours d'eau se poursuit au Quaternaire,
- enfin, au quaternaire récent (il y a moins de 100 000 ans), une phase de volcanisme de presque 80000 ans, donne lieu à la mise en place des volcans de la chaîne des Puys. Les formations volcaniques s'alignent sur le horst du Plateau des Dômes, viennent notamment combler les reliefs antérieurs et tout particulièrement les vallées pliocènes et quaternaires. La majorité des points de sortie de la Chaîne des Puys se regroupe sur une traînée méridienne d'une trentaine de kilomètres de longueur sur trois ou quatre de largeur, parallèle à la faille majeure qui limite le horst et la Limagne.

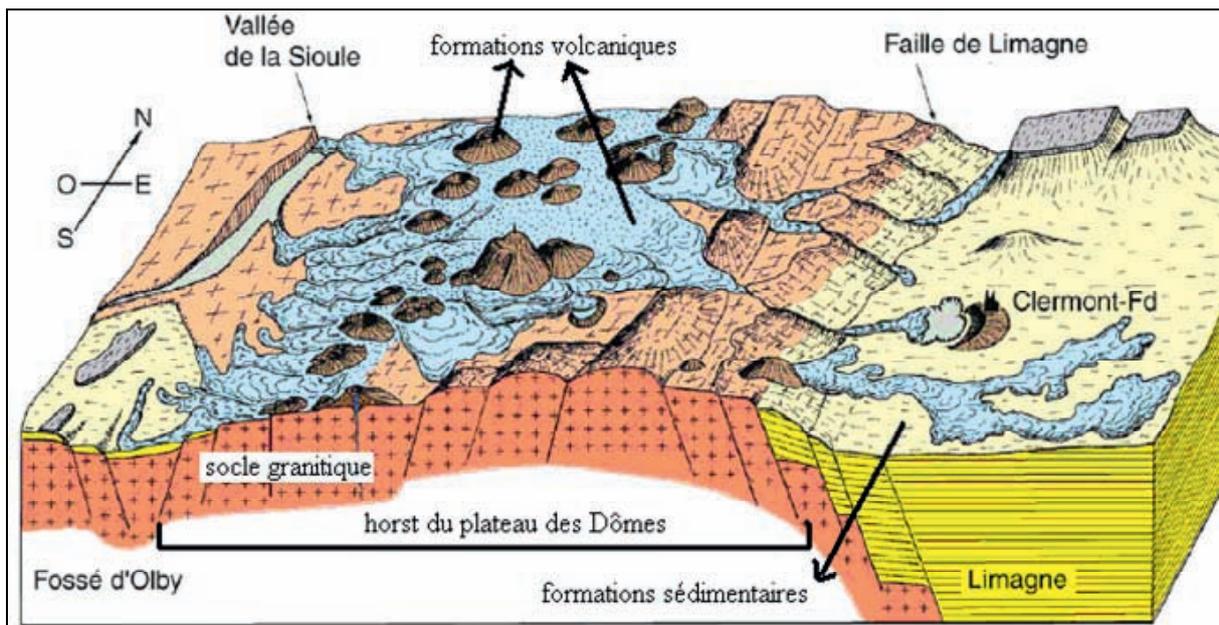


Figure 2 - Description morpho-structurale de la Chaîne des Puys (d'après Boivin et al., 2004)

II. 2 Les formations volcaniques de la Chaîne des Puys

Les laves émises par les volcans de la Chaîne des Puys forment une série magmatique relativement continue (série magmatique alcaline à tendance potassique), montrant des processus de différenciation au cours du temps (Boivin, Besson et al., 2009).

Dans ce cadre, l'activité volcanique a été principalement de deux types :

- phréatomagmatique, caractérisé par un volcanisme explosif dû à la rencontre d'un magma ascendant et de l'eau d'un aquifère sous jacent ou d'un cours d'eau. Ce volcanisme donne lieu à la formation de maars et d'anneaux de projections pyroclastiques, c'est-à-dire de débris d'origine volcanique tels que scories cendres, ainsi que de produits résultant de la destruction partielle des formations sous jacentes, à savoir le socle granitique,
- strombolienne, avec la formation de cônes de scories (les Puys) et de coulées de lave pouvant être relativement fluide, qui ont donc emprunté les vallées et ont pu, pour certaines d'entre elles, atteindre la plaine de la Limagne.

Des dômes et protrusions trachytiques existent aussi (Puy de Dôme par exemple), mais ne sont néanmoins pas représentées sur le bassin de Volvic.

II. 3 Structure et fonctionnement hydrogéologique

Les formations volcaniques de la Chaîne des Puys, très récentes, présentent, en règle générale, une perméabilité significative, notamment lorsqu'on les compare au substratum cristallin sous-jacent, qui peut être considéré comme un imperméable relatif.

Les eaux de pluie et résultant de la fonte des neiges traversent les formations volcaniques (cônes de scories, laves, formations scoriacées et pyroclastiques interstratifiées entre les coulées de lave) et rejoignent, sous ces produits, le socle relativement imperméable. Là, elles rejoignent le cœur des anciennes vallées et constituent ainsi une nappe dont l'écoulement est régi par la paléomorphologie antévolcanique (paléovallées). Des sources de « front de coulée » émergent à la terminaison du remplissage volcanique des paléovallées.

Le bassin de Volvic comprend ainsi (

Figure 2) :

- des cônes volcaniques composés de scories (en marron sur les *Figure 1* et *Figure 2*), perméables et présentant une forte porosité efficace (jusqu'à plus de 30%). Ces formations, non saturées sur de très fortes épaisseurs (jusqu'à quelques centaines de mètres), au sein desquelles l'infiltration est par conséquent lente, assurent une forte régulation du système hydrogéologique (Josnin et al., 2007). Le temps de transit au sein de cette zone non saturée peut atteindre plusieurs années ;
- des coulées de lave, basaltique ou trachyandésitique, qui alternent faciès très peu perméables au droit de leurs parties massives et zones plus perméables là où elles sont fissurées (figures de flux et/ou de refroidissement). Par ailleurs, les intercoulées sont en général composés de formations scoriacées (toit et mur de coulées, dépôts pyroclastiques d'origine plus distale) qui présentent en général aussi une bonne perméabilité, mais peuvent localement avoir été imperméabilisés (paléosols, formations pyroclastiques de faible granulométrie, niveaux de recuit). Cet empilement de coulées dépasse fréquemment une centaine de mètres d'épaisseur dans l'axe des paléovallées les plus profondes. Du haut vers le bas, sur un profil vertical, les écoulements sont successivement verticaux (en zone non saturée, qui peut, là aussi atteindre plusieurs dizaines de mètres d'épaisseur) puis subhorizontaux en zone saturée. Localement, aux forages, la transmissivité est en général forte (10^{-2} à 10^{-3} m²/s) (Joux, 2002). Les gradients hydrauliques élevés à l'échelle de l'aquifère traduisent néanmoins l'existence de discontinuités hydrauliques (tuilage entre coulées successives, faciès fissurés discontinus, etc.) ;
- enfin, les formations de socle affleurantes présentent essentiellement des écoulements de surface ou de subsurface qui percolent tôt ou tard vers les formations volcaniques, en traversant là encore leur épaisse zone non saturée.

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

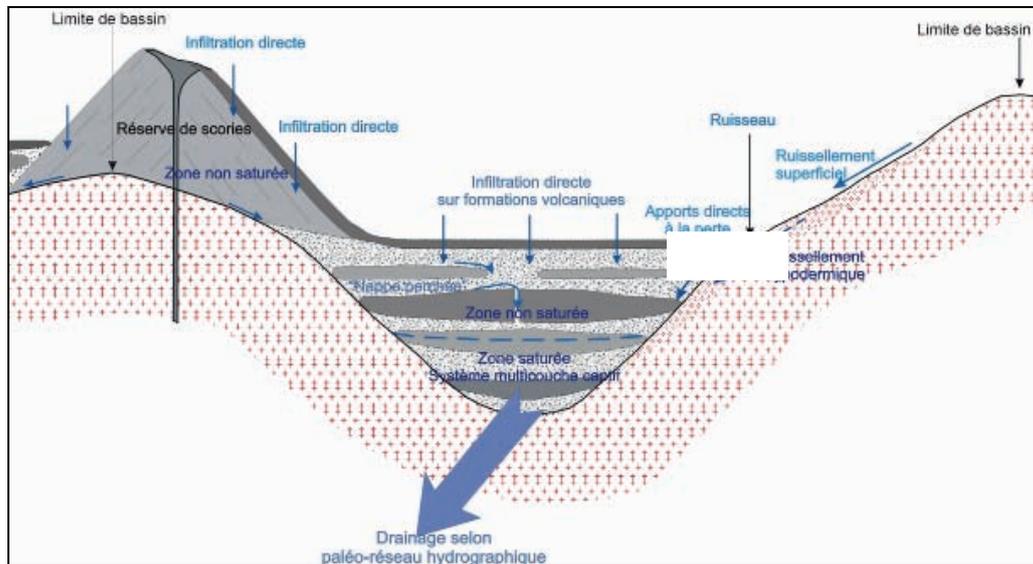


Figure 2 - Coupe schématique transversale du système de Volvic (d'après Joux, 2002)

La paléomorphologie antévolcanique, qui régit les axes d'écoulement des eaux souterraines au sein des formations volcaniques, a été cartographiée en détail en combinant approches géophysiques (Polarisation Spontanée notamment), géologiques et par sondages de reconnaissance. Le bassin versant de Volvic comprend ainsi plus de 50 sondages mécaniques ayant atteint le substratum antévolcanique. Sa superficie a ainsi pu être évaluée (38,5 km²) et ses limites définies avec une précision très satisfaisante (Joux, 2002). La proportion de l'impluvium recouverte de formations volcaniques est de 80%, sur les 20% restants, c'est le socle plutonique et métamorphique qui affleure.

Le bassin versant de Volvic étant situé sur le flanc est de la Chaîne des Puys, il est soumis à des effets orographiques et de foehn très significatifs. Les précipitations moyennes interannuelles évoluent entre plus de 1100 mm dans sa partie la plus élevée, qui atteint localement 1100 m d'altitude, et moins de 600 mm dans sa partie la plus aval, à moins de 400 m d'altitude (Joux, 2002). La lame d'eau moyenne précipitée (1993-2000) est de 970 mm environ, les pluies efficaces contribuant à la recharge étant évaluées à environ 40-45% des précipitations. Compte tenu de la distribution spatiale des précipitations et des températures, Joux (2002) montre qu'une forte majorité de l'infiltration efficace se produit sur les formations volcaniques d'altitude supérieure à 800 m.

Le cheminement des eaux souterraines se termine par leur émergence en front de coulées, à proximité de la ville de Riom dans le cas du système de Volvic (Figure 1). Certaines des sources de front de coulée de Volvic ont fait l'objet d'un suivi hydrologique. Une chronique de plus de 35 ans est ainsi disponible (Banque Hydro du Ministère de l'Environnement) et est en cours d'étude (Stouls, 2009 ; Rouquet, thèse en cours).

Dans leur partie aval, au sein de la plaine de la Limagne, les formations volcaniques sont peu épaisses et sont donc plus vulnérables. Elles sont en outre soumises à de plus fortes pressions anthropiques (urbanisation, agriculture). Les eaux minérales sont captées au moyen de forages profonds d'une centaine de mètres, au droit du principal resserrement de la paléovallée (socle atteint en moyenne à 130 m de profondeur, paléovallée large de moins de 400 m), où la zone saturée de l'aquifère volcanique présente une épaisseur maximale (une quarantaine de mètres).

Une première interprétation des données de débit des sources de front de coulée (Stouls, 2009, Lachassagne P., Stouls A., 2009), en mettant notamment en œuvre des techniques de traitement du signal, montre le caractère fortement inertiel du système aquifère : en particulier, les variations du débit de pompage aux forages d'exploitation de la Société des eaux de Volvic n'ont aucune incidence perceptible sur le débit des sources de front de coulée. Celui-ci est principalement influencé par le régime des précipitations efficaces,

avec un décalage d'environ 40 à 50 jours entre le pic de précipitations efficaces et le transfert de pression au niveau des sources ; le temps moyen de transit des eaux minérales (transfert de matière) au sein du système étant évalué à environ 5 ans en moyenne.

III. POLITIQUES DE PROTECTION

Des politiques de protection ont été mises en place, depuis plusieurs années, sur le bassin versant (ou impluvium) de Volvic, selon un schéma de principe similaire à celui implémenté à Evian (Beley et al., 2009).

Ainsi, le CEPIV (Comité Environnement pour la Protection de l'Impluvium de Volvic) regroupe la commune d'émergence (Volvic), les communes de l'impluvium (Charbonnières les Varennes, Pulvérières, Saint Ours, Volvic) et la Société des eaux de Volvic (SEV) au sein d'une association qui constitue de fait une sorte de « parlement local de l'eau » (

Figure 4). Cette association, dont le budget est assuré par la ville de Volvic (1/3) et par la SEV (2/3), finance des projets destinés d'une part à la protection de la ressource en eau, à la mise en valeur, la protection et, le cas échéant, la restauration des espaces naturels, etc. et, d'autre part, au développement local. Le territoire de l'impluvium, ses acteurs et habitants bénéficient ainsi de l'expertise scientifique et technique des experts du groupe Danone et des organismes techniques (établissements de recherche, bureaux d'études, etc.) missionnés par Danone ou par le CEPIV.

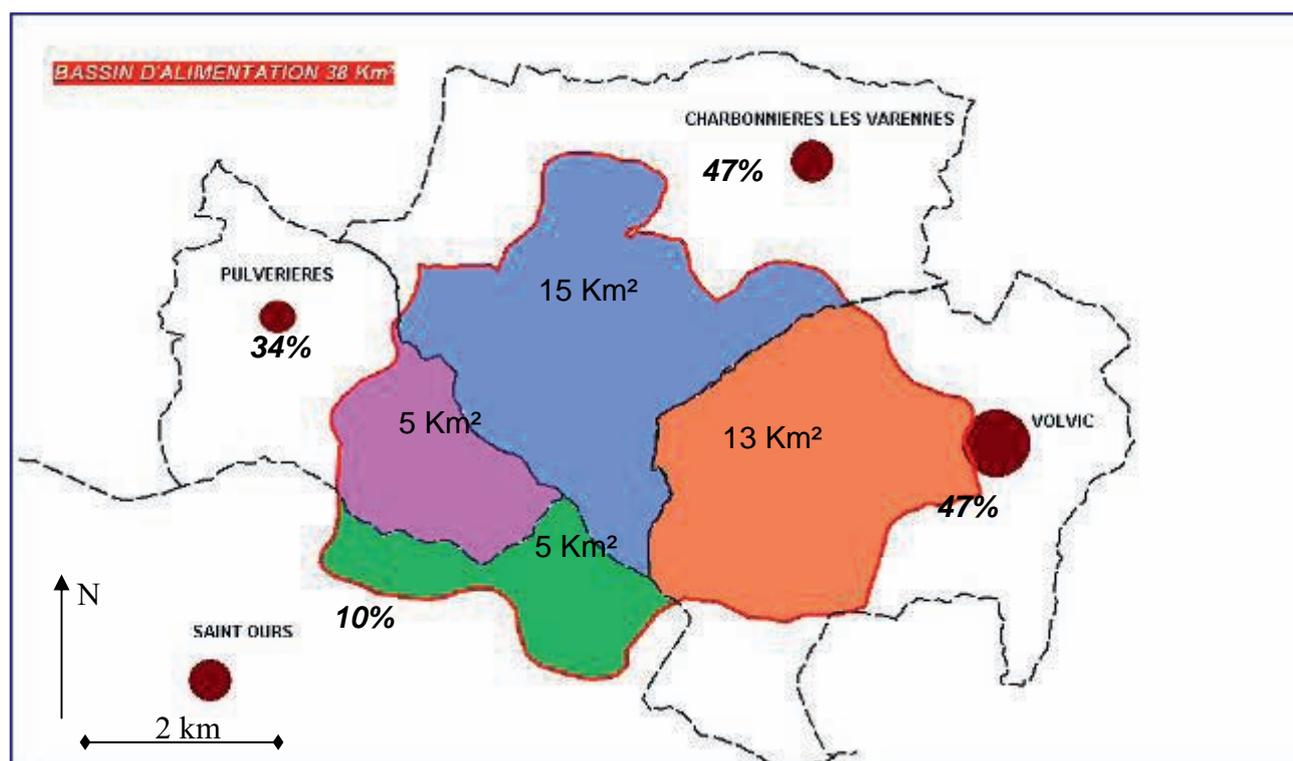


Figure 4 – Impluvium de Volvic et découpage communal. En rouge : limites de l'impluvium, en traitillé : limites communales

IV. LE PROJET SEMEAU

IV.1 Objectifs du projet

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE), promulguée le 23 octobre 2000, établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Elle donne la priorité à la protection de l'environnement,

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

en demandant de veiller à la non-dégradation de la qualité des eaux. Elle donne aussi comme objectif d'atteindre, d'ici 2015, un bon état général tant pour les eaux souterraines que pour les eaux superficielles, y compris les eaux côtières.

Dans le cadre de la mise en œuvre de la politique européenne en matière de protection de la ressource en eau, l'outil de financement LIFE+ Environnement soutient, à l'échelle européenne, les expériences scientifiques innovantes et démonstratives dans le domaine de l'environnement. Le projet SEMEAU est financé dans le cadre de ce programme Life+ Environnement. Il est porté par trois partenaires : la Société des Eaux de Volvic (bénéficiaire principal du projet), le Sithere (Syndicat Intercommunal pour le Thermalisme et l'Environnement de la ville de Vals les bains, Ardèche) et la ville de Saint Etienne (Loire). Ce projet vise à développer un outil de modélisation destiné à la mise en œuvre de la DCE dans des contextes de collines et de moyenne montagne à forte composante forestière et à mettre en œuvre un programme d'actions démonstratives.

Dans le cadre de ce projet, compte tenu de l'importance des données disponibles, le site de Volvic a été retenu pour construire cet outil de modélisation. Ainsi les objectifs suivants ont été fixés :

- mettre au point un outil de modélisation quantitative et qualitative des hydrosystèmes de surface et souterrains, à l'échelle du bassin versant, construit sur la base expérimentale de l'impluvium de Volvic. Cet outil devra être transposable aux bassins versants de moyenne montagne et de collines dont une part importante de la surface est recouverte par la forêt ;
- utiliser cet outil pour la définition, en concertation avec les acteurs locaux, de scénarios de gestion agricole et forestière du territoire, combinant protection de la ressource en eau et développement économique local, en intégrant le changement climatique. Cet outil constituera un appui pour la mise en œuvre de politiques de protection de la ressource en eau minérale à l'échelle de l'impluvium de Volvic, notamment pour ce qui concerne la partie boisée de l'impluvium.

IV.2 Compréhension du fonctionnement de l'hydrosystème et élaboration de l'outil de modélisation

Le bassin versant de Volvic, d'une superficie de 40 km² environ, présente des spécificités remarquables de par sa ressource en eau minérale qui fait l'objet d'un suivi précis, sa couverture forestière importante (plus de 50%), son climat fortement influencé par le relief et son milieu géologique complexe. L'ensemble de ces particularités exige une approche de modélisation spécifique.

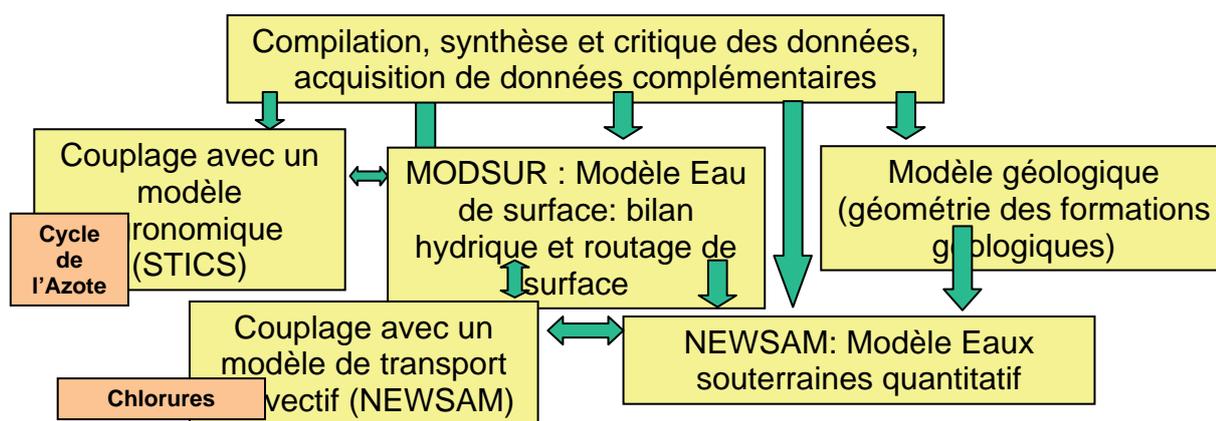


Figure 3 - Démarche d'élaboration de l'outil de modélisation

Un premier travail de synthèse, critique et interprétation des données à disposition a été réalisé et se poursuit au fur et à mesure de l'avancée du projet (Figure 5). L'acquisition de données complémentaires via un programme de mesures de terrain sur l'ensemble du bassin versant a été défini et est en cours de mise en œuvre. Ce programme de mesure a notamment pour objectif de comprendre les relations entre la structure géologique et le fonctionnement hydrogéologique du système, de mettre en évidence d'éventuelles compartimentations, d'étudier les transferts de pression et l'évolution de la piézométrie dans les différents

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

compartiments de l'aquifère, de disposer d'éléments permettant de réaliser des bilans de flux, etc.. Concernant l'aspect qualitatif, il s'agit de disposer d'éléments de contrainte fiables pour la modélisation, à savoir : évaluer les bilans de flux de solutés à l'échelle du bassin versant et leur évolution temporelle et identifier les contributions respectives de l'occupation des sols, de la géologie et des activités anthropiques sur les signaux hydrochimiques dans les différents compartiments de l'hydrosystème.

Préalablement à la construction d'un modèle hydrogéologique, il est apparu pertinent d'approfondir la connaissance géologique du système en construisant un modèle géologique détaillé, en trois dimensions et à l'échelle du bassin versant hydrogéologique de Volvic. La morphologie du substratum cristallin a été précisée, sur la base d'une étude morphologique intégrant l'ensemble des données de forage et de géophysique, la géomorphologie et la géologie de subsurface. Une approche génétique a ensuite été mise en œuvre pour déconvoluer le remplissage volcanique, en intégrant observations géologiques, datations et arguments géomorphologiques, pétrographiques, géochimiques et géométriques. Un modèle géologique interprétatif 3D a ainsi été réalisé. Au niveau de la paléovallée principale, une interprétation sur la génétique du remplissage a été proposée au droit des forages du Goulet (Rouquet et al, en cours de rédaction ; voir à titre d'exemple la Figure 6).

La modélisation (Figure 5) prend en compte les écoulements de surface ayant lieu sur la partie granitique ainsi que les écoulements souterrains se produisant au sein des formations volcaniques pyroclastiques et laviques. La modélisation quantitative est effectuée avec la chaîne de programmes développée par l'Ecole des Mines à savoir MODCOU/NEWSAM.

La modélisation des petits bassins versants de socle situés sur la partie amont de l'impluvium (Figure 7) a permis d'évaluer le bilan hydrique des zones de socle (pluie, évapotranspiration réelle, pluie efficace, ruissellement, infiltration) et de tester différentes méthodes d'intégration des paramètres climatiques en tenant compte de l'effet orographique. La variation des précipitations avec l'altitude a ainsi pu être évaluée.

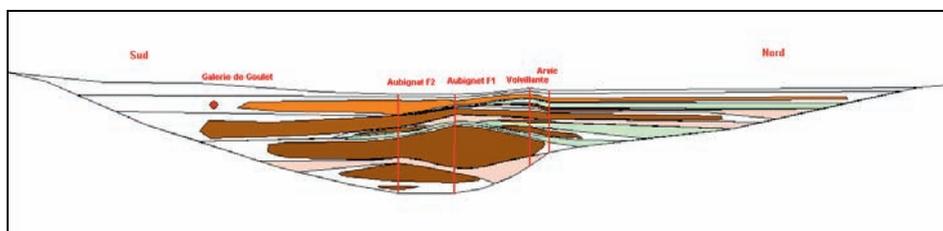
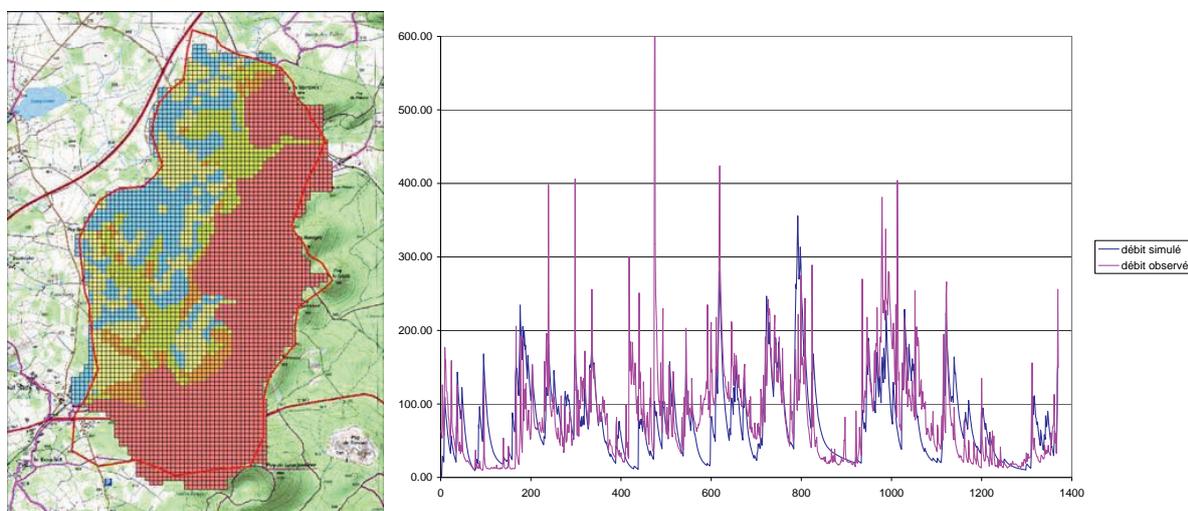


Figure 5 - Coupe interprétative de la génétique du remplissage au droit des captages de la Société des Eaux de Volvic (d'après Rouquet, thèse en cours)



Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

Figure 6 - Maillage et fonctions de production du modèle MODSUR et calage préliminaire par rapport au débit de l'Ambène mesuré par la Diren (d'après Rouquet, thèse en cours)

La structure du modèle quantitatif eaux de surface/eaux souterraines à l'échelle de l'hydrosystème a été définie (Figure 8). Ce modèle, en cours de construction, permet de prendre en compte :

- la variation spatiale des paramètres climatiques et de l'occupation des sols,
- les bilans hydriques, le drainage de surface sur la partie socle et les processus d'infiltration dans les matériaux volcaniques qui sont modélisée au moyen d'un système maillé,
- les relations entre les écoulements de surface et souterrains spécifiques à chaque cours d'eau du bassin versant ;
- les écoulements souterrains caractérisés d'une part par le drainage sur la paléosurface antévolcanique (sous couverture volcanique) et d'autre part par la concentration des écoulements dans des zones saturées correspondant aux axes des paléovallées.

IV.3 Perspectives

Le modèle quantitatif sera calé principalement sur les données de piézométrie et sur les débits des sources de front de coulée, mais aussi sur les données de débit disponibles sur les cours d'eau de surface de la partie « socle » du bassin versant. Il pourra être complexifié par la suite, notamment en affinant la compartimentation verticale et horizontale des écoulements en zone saturée.

La modélisation qualitative concernera le transport d'élément conservatif (chlorure) ainsi que le cycle de l'azote (couplage avec le logiciel STICS). Les données, notamment hydrochimiques, en cours d'acquisition permettront d'évaluer les bilans de flux (entrée/sortie) à l'échelle de l'hydrosystème et leur évolution au cours des cycles hydrologiques et leur modélisation.

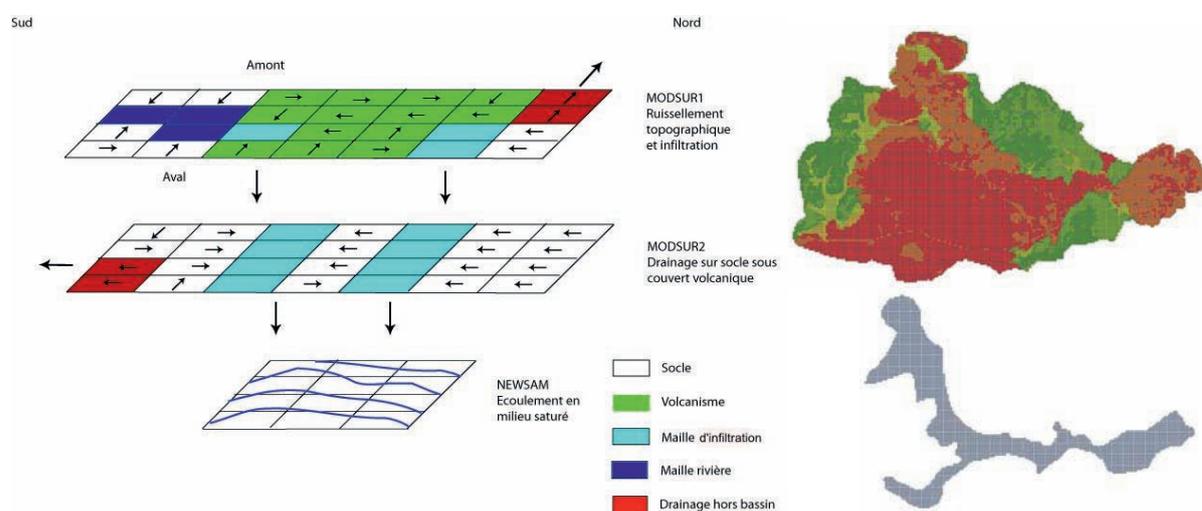


Figure 4 - Structure schématique du Modèle (à gauche) – Fonctions de production de la couche Modsur1 (en haut à droite) – Extension de la zone saturée (en bas à droite).

Un volet spécifique sera développé pour caractériser le rôle que joue le couvert forestier (en fonction des essences, des variations spatiales et temporelles du couvert) sur la ressource et la qualité des eaux souterraines. Il s'agira de définir les modalités de mise en œuvre du modèle et d'analyser les résultats qu'il apporte en simulant différents scénarios de gestion de l'espace agricole et forestier, tant sur le plan opérationnel qu'en termes de compréhension de la structure et du fonctionnement du bassin versant.

L'impact du changement climatique sera étudié, notamment en valorisant une chronique disponible sur près de 40 ans de débits de sources de front de coulée (Diren Auvergne). Des scénarios de changement

Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux
souterraines. Avancées techniques et scientifiques »

climatiques seront également simulés par le modèle après désagrégation des modèles climatiques globaux, en intégrant aussi l'impact du changement climatique sur le couvert forestier (possibles rétroactions).

Cet outil constituera un appui pour la définition, la mise en œuvre et le suivi de l'efficacité des politiques de protection, en particulier sur la thématique de la gestion forestière à l'échelle du bassin versant de Volvic et du développement local que cette gestion forestière devrait permettre (bois de production, usages récréatifs, préservation de la biodiversité en lien avec les actions du Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne, etc.). L'outil développé sur le site de Volvic sera également appliqué au bassin versant du Furan situé à proximité de la ville de Saint Etienne (Loire), en contexte de socle cristallin sans recouvrement volcanique.

Il permettra également de mieux comprendre fonctionnement d'un hydrosystème faisant partie de la masse d'eau de la Chaîne des Puys. Cet outil et/ou les résultats ainsi obtenus pourront par la suite être valorisés pour une gestion à l'échelle de l'ensemble de la masse d'eau.

Cet outil apportera aussi des éléments concrets pour la mise en œuvre de la DCE dans un contexte similaire de moyenne montagne à dominante forestière, tel qu'il existe notamment dans le massif central où la déprise agricole notamment favorise le développement du couvert forestier.

Références bibliographiques :

- Beley J.J., Le Hec C. , 2009 - Evian, Evian : modèle de protection des ressources en eau du Groupe Danone.- Actes des 16^{èmes} Journées Techniques du Comité Français de l'AIH : « Protection Des Ressources En Eau Et Développement Local : transposer l'expérience acquise dans le domaine des eaux minérales », Evian, 16 octobre 2009.
- Boivin, Besson et al. , 2009 - Volcanologie de la Chaîne des Puys. Volcanology of the Chaîne des Puys.- 5^{ème} édition – 2009. Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne, 196 p., 1 carte.
- Jembrun, Giot et al. , 1973 - Carte Géologique de la France (1/50 000), feuille Clermont-Ferrand (693). Orléans : BRGM. Notice explicative par Jembrun, Giot et al., 63 p..
- Joux M. , 2002 - Structure et fonctionnement hydrogéologique du système aquifère volcanique des eaux minérales de Volvic (Chaîne des Puys, Massif Central Français). Doctorat Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, 227 p..
- Josnin J.Y., Livet M., Besson J.C. , 2007 - Characterizing unsaturated flow from packed scoriated lapilli: application to strombolian cone hydrodynamic behaviour. *Journal of Hydrology*, 335, 3-4, pp. 225-239.
- Lachassagne P., Stouls A. , 2009 - Aquifère minéral de Volvic (Puy de Dôme). Evaluation de l'incidence, à court et moyen termes, des pompages aux forages de la Société des Eaux de Volvic sur le débit des sources de front de coulée. Rapport Société des Eaux de Volvic, Service Environnement et Ressources en Eau, *Ref. DQE/E&RE/N059/09_PL*, 59 p..
- Rouquet S. , 2009-2012 - Thèse en cours dans le cadre du projet LIFE+ SEMEAU. Ecole Doctorale Géosciences et Ressources Naturelles, Paris.
- Rouquet S., Lachassagne P., Boivin P., en cours de rédaction - A 3-D genetic approach for the high resolution geological modeling of the volcanic filling of a paleovalleys system. Application to the Volvic basin (Chaîne des Puys, France)
- Stouls A. , 2009 - Conceptualisation de la structure et du fonctionnement de l'aquifère de Volvic (Puy de Dôme) dans la perspective de sa modélisation. Master 2 Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie. Parcours Hydrologie – Hydrogéologie, Université Pierre et Marie Curie Paris VI, 53 p

Estimation des tendances : apport de la datation des eaux souterraines, exemple

Virginie VERGNAUD⁽¹⁾, Maurice FRESLON⁽²⁾, Jean BODIN⁽³⁾, SIAEP des Veys

⁽¹⁾LADES, ⁽²⁾DDTM 50, ⁽³⁾ARS-DT 50

contact@lades.fr

Pouvoir prévoir l'évolution de la qualité de l'eau au niveau d'un captage est une donnée importante pour la connaissance du risque de respect ou non des réglementations comme le bon état en 2015. La datation des eaux souterraines couplée à une bonne connaissance de l'évolution de la qualité de l'eau en amont du captage permet d'estimer des tendances.

I. LE CONTEXTE

Le site est situé dans la Manche dans des sables et cailloutis et grès conglomératiques à ciment calcaires datés du Trias reposant sur des argiles rouges du Permien, avec une hétérogénéité verticale du faciès pouvant favoriser une chenalisation des flux. Le captage du site aval présentait au début des années 1990 des concentrations en nitrates en hausse mais surtout des pics de pesticides fréquents. La collectivité a donc décidé de réaliser, en aval, sur la même ligne d'écoulement hydrogéologique un deuxième site de pompage dans une zone d'agriculture extensive. Lors de la réalisation de l'ouvrage les concentrations en nitrates étaient presque deux fois plus faible (environ 25 mg/L) et aucun pesticide n'était détecté. Néanmoins, malgré des actions de protection engagées tels que du conseil agronomique [1], dans les années 2000 les concentrations en nitrates avaient atteint les niveaux de l'ancien site au moment de sa fermeture et les pesticides commençaient à être détectés. La question de la réalité de la dilution par un environnement plus protégé au droit du nouveau site a donc été remise en question, et des interrogations sont apparues sur les tendances d'évolution des concentrations sur le nouvel ouvrage. Le nouvel ouvrage fait parti des captages dits Grenelle.

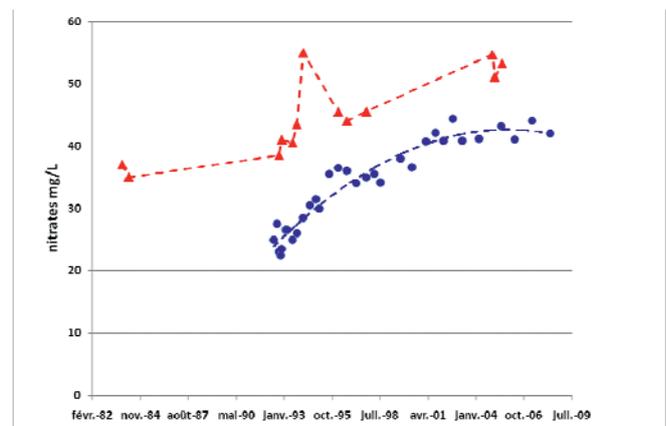
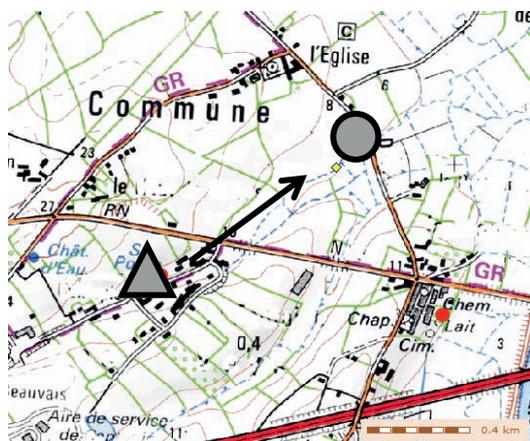


Figure 1 – Localisation des deux sites et évolution des concentrations en nitrates. Triangle : ancien site capté. Rond : nouveau site. La flèche représente le sens d'écoulement de l'eau souterraine

II. LA DATATION DES EAUX SOUTERRAINES

Une datation des eaux souterraines a donc été réalisée de façon à pouvoir être comparée aux courbes d'évolution sur les ouvrages et au temps de transfert dans la nappe dans les deux ouvrages. La question du type de circulation des eaux (piston ou recharge sur l'ensemble du bassin) a également été abordée.

II.1 Méthode

La datation des eaux souterraines a été réalisée à l'aide d'analyse des CFC et du SF6 [2] sur les deux ouvrages en période d'étiage. Les données chimiques et d'évolutions des concentrations en nitrates sont celles issues du suivi de la DDASS.

II.2 Résultats

L'interprétation des analyses chimiques sur les deux ouvrages ont permis de confirmer l'appartenance à une même nappe d'eau.

Les deux ouvrages présentent des résultats en termes de datation cohérents avec des circulations de type piston et des temps de l'ordre de 15 à 18 ans sur l'ancien site et 21 à 25 ans sur le nouveau site. Le temps de transfert entre les deux ouvrages est donc estimé entre 5 et 10 ans (soit 73 à 150m/an). En replaçant ce délai sur les courbes d'évolution en nitrates on s'aperçoit de la bonne concordance entre les valeurs observées au nouveau captage et celles observées 10 ans précédemment sur l'ancien site.

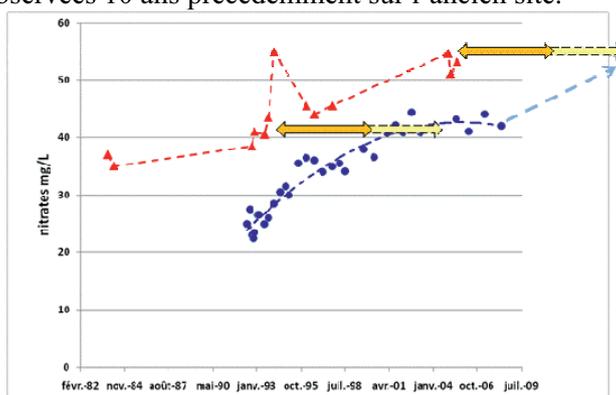


Figure 2 – Implication des résultats de datation

III. CONCLUSION ET IMPLICATION EN TERMES DE GESTION

L'ancien site étant toujours suivi, il permet d'estimer la tendance de l'ouvrage. Dans ce cas les perspectives ne sont pas très favorables l'ancien site ayant actuellement des concentrations en nitrates dépassant la norme de potabilité. De plus, bien qu'en baisse, les pesticides sont toujours présents sur l'ancien site. Et alors que les nitrates se déplacent à une vitesse proche de celle de l'eau, les pesticides ont eux des propriétés qui font que leur vitesse peut être beaucoup plus faible que celles de l'eau et donc une rémanence beaucoup plus forte. Cette étude permet de mieux contraindre la tendance d'évolution de la qualité chimique de l'ouvrage et de prendre les mesures les plus appropriées (dans ce cas usine de traitement par charbon actif).

Références bibliographiques :

- [1] FRESLON M., La protection des ressources en eau dans le département de la Manche. Action et effets sur la qualité des eaux à partir de deux exemples concrets : le captage des Monts-au-Mesnil-Rainfray (sud Manche) et les forages des Veys (centre Manche). Géologues, 2009 (163) :12-21
[2] VERGNAUD-AYRAUD V. - AQUILINA L. - PAUWELS H. - LABASQUE Th., La datation des eaux souterraines par analyse des CFC : un outil de gestion durable de la ressource en eau. Techniques Sciences et Méthodes, 2008 (1) : 37