

Faisabilité de la reconquête du bon état à l'échelle d'une masse d'eau affectée par les pollutions diffuses d'origine agricole : évaluation des délais nécessaires, coûts des mesures et acceptabilité économique

Expérimentation sur les alluvions de la plaine de l'Ain

L. Cadilhac⁽¹⁾, C. Hérviaux, L. Gourcy⁽²⁾

(1) Agence de l'eau RMC, (2) BRGM

laurent.cadilhac@eurmc.fr, c.herviaux@brgm.fr, gourcy@brgm.fr

I. INTRODUCTION

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) demande aux Etats-membres de retrouver des eaux et des milieux aquatiques en bon état pour l'échéance 2015. Pour les milieux qui ne pourraient être parvenus à ce bon état en 2015, le texte européen donne la possibilité d'accorder des délais supplémentaires (2021, 2027) sous réserves de raisons justifiées.

Sur le bassin Rhône-Méditerranée (RMed), comme dans de nombreuses régions de France, les bilans réalisés pour la mise en œuvre du Schéma directeur d'aménagement de gestion des eaux (Comité de bassin RMed 2004 et 2009) ont montré que de nombreuses masses d'eau souterraine étaient dégradées par des pollutions diffuses d'origine agricole (nitrates, pesticides) et ne pourraient pas atteindre le bon état dès 2015.

Pour pouvoir restaurer la qualité des eaux à l'échelle de chaque masse d'eau, la DCE demande de définir et de mettre en place des programmes d'action.

La préparation des programmes d'action pour traiter la question des pollutions d'origine diffuse dans les eaux souterraines se heurte à plusieurs difficultés :

- le choix des actions les plus pertinentes à mettre en œuvre ;
- l'étendue et la localisation des zones sur lesquelles faire porter en priorité ces actions pour qu'elles soient les plus efficaces pour reconquérir globalement la qualité de la masse d'eau ;
- le délai nécessaire pour obtenir le bénéfice des actions engagées ;
- l'acceptabilité économique des mesures agro-environnementale (MAE) préconisées pour lutter contre les pollutions

Il nous paraissait donc intéressant sur une masse d'eau représentative des problèmes fréquemment rencontrés sur le bassin RMed de développer une approche intégrée visant à évaluer la faisabilité et l'efficacité environnementale de différentes mesures de lutte contre la pollution par les nitrates pour garantir le retour au bon état de la masse d'eau et apprécier les délais nécessaires.

Cette communication présente les résultats d'une action de recherche conduite entre 2008 et 2012 dans le cadre du partenariat liant le BRGM et l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse.

Le projet visait à :

1. mieux connaître les temps de transfert de l'eau et solutés associés et les temps de réponses d'un aquifère de type alluvionnaire bien représentatif des aquifères du district RMed soumis à de fortes pressions de pollutions diffuses ;
2. identifier les mesures les plus efficaces pour restaurer la qualité des eaux et en vérifier l'acceptabilité socio-économique ;
3. être en mesure d'évaluer les délais nécessaires au retour au bon état ;
4. disposer d'une méthodologie ou d'un ensemble de méthodologies transposables à d'autres systèmes similaires (alluviaux/fluvio-glaciaires).

La méthodologie développée mobilise le couplage d'approches hydrogéologiques, agronomiques et économiques (Fig. 1), à l'échelle d'une masse d'eau souterraine : la masse d'eau des alluvions de la plaine de l'Ain, représentative des masses d'eau de type alluvions anciennes du bassin RMed particulièrement concernées par les pollutions diffuses d'origine agricole sous culture de maïs irrigué.

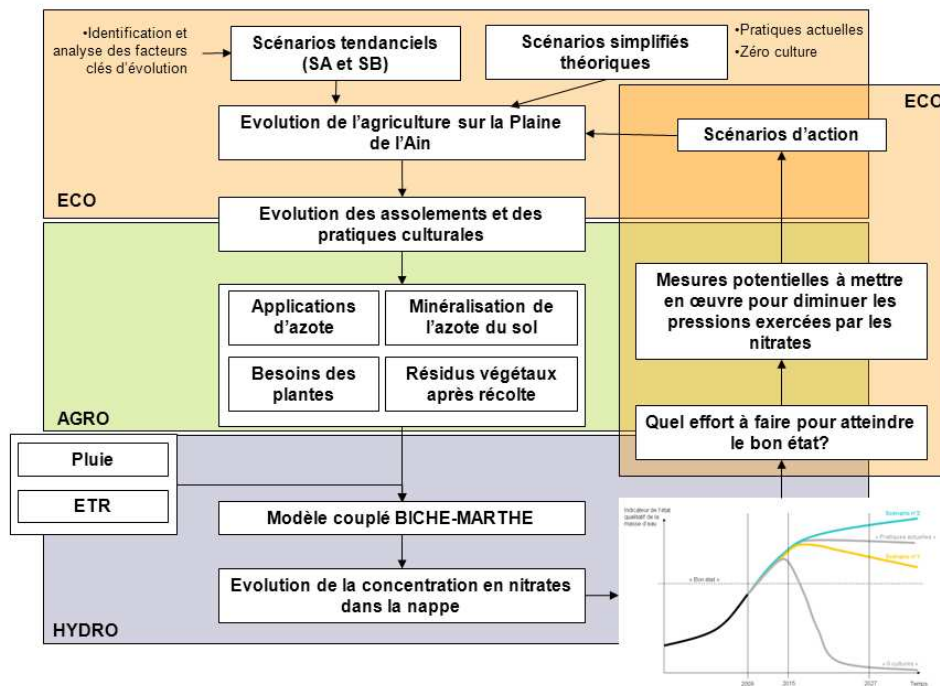


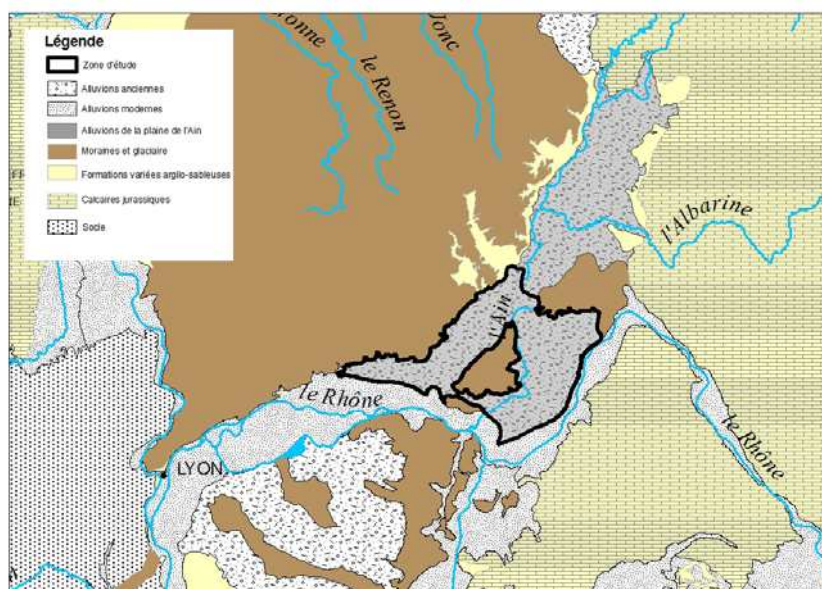
Figure 1 – Vue d'ensemble de la démarche

II. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

Le choix du site d'étude s'est porté sur la masse d'eau des alluvions de la plaine de l'Ain pour sa partie sud. Cette masse d'eau d'une surface de 250 km² environ est largement affectée par les pollutions diffuses (nitrates¹, pesticides) et identifiée comme risquant de ne pas atteindre le bon état en 2015.²

Elle présente l'avantage d'être bien connue ayant donné lieu à de nombreuses études (Horizons, 2009) et à une modélisation maillée (Burgéap, 2005 et 2006) avec un organisme impliqué sur sa gestion dans le cadre d'un SAGE, le Syndicat de la basse vallée de l'Ain.

La masse d'eau s'étend de part et d'autre de la rivière Ain à l'amont de sa confluence avec le Rhône à une trentaine de kilomètres à l'est de Lyon (Fig. 2)



II. 1 Caractéristiques hydrogéologiques et nature des sols

La masse d'eau regroupe des alluvions anciennes fluvio-glaciaires disposées sous forme de terrasses étagées qui encadrent des alluvions fluviales sur lesquelles s'écoule la rivière Ain. Il faut noter aussi la présence de buttes morainiques qui émergent des épandages alluvionnaires.

Les **alluvions fluvio-glaciaires** qui résultent des alternances des périodes glaciaires et interglaciaires quaternaires occupent la majeure partie de la plaine. Ces alluvions correspondent à un matériau composé de galets, graviers dans une matrice sableuse à sablo-argileuse. Les perméabilités varient suivant le degré d'altération des matériaux mais sont importantes en général, avec une moyenne autour de 11×10^{-3} m/s.

L'épaisseur de ces terrasses fluvio-glaciaires varie entre 2 et 40 m.

Les **alluvions modernes** de l'Ain forment des bandes étroites de part et d'autre des rives de l'Ain, elles correspondent à des sables, graviers, galets avec aussi des argiles et limons en surface. Leur perméabilité est plus faible que celle des alluvions anciennes (de l'ordre de 1 à 2×10^{-3} m/s en moyenne) avec des épaisseurs qui varient entre 4 et 15 m.

¹ Un certain nombre de communes situées sur la plaine sont classées zone vulnérable pour les nitrates depuis 1994

² Selon la règle définie pour l'application de la DCE en France, une masse d'eau souterraine est en bon état dès lors que la valeur seuil de 50 mg/l n'est pas dépassée sur plus de 20% de la superficie de la masse d'eau

Le substratum des dépôts quaternaires est constitué soit par des matériaux morainiques très altérés et boues glaciaires (argiles), soit par des dépôts tertiaires argilo-sableux miocènes ou pliocènes.

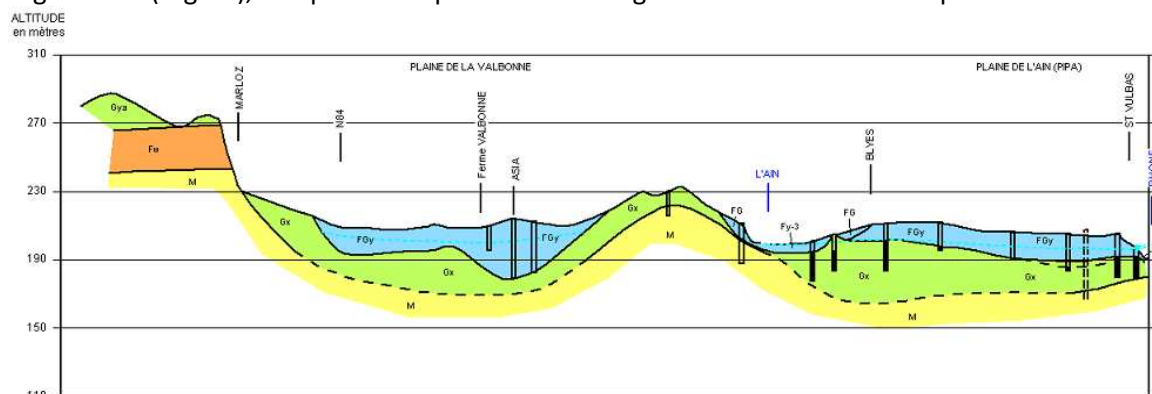


Figure 3 – Plaine de l'Ain - Coupe nord-ouest /sud-est

Sur ces formations on note la présence de sols limono-argilo-sableux plus ou moins caillouteux et peu profonds rendant la nappe très vulnérable.

II. 2 L'occupation des sols.

L'agriculture domine très largement avec plus de 62 % de la surface (Fig. 3). En 2008, 14 000 ha sont cultivés sur la partie sud de la nappe. Les céréales et les oléo-protéagineux occupent 83 % de la SAU, le maïs étant la principale culture de la plaine avec 8500 ha dont 7900 ha irrigués. 223 exploitations sont présentes sur la plaine (au moins en partie).

Bien que la plaine soit globalement peu urbanisée, la proximité de Lyon crée une pression démographique grandissante. De 1979 à 2006, on note une disparition d'environ 1150 ha agricoles (-0,3% par an) au profit principalement de l'artificialisation du territoire (données RGA et Corine Land Cover). Les zones urbanisées représentent près de 10 % de la surface et les zones industrielles 6% - dont une centrale électrique nucléaire. A cela il faut ajouter la part dévolue aux forêts et milieux semi-naturels (17%) et les surfaces en eau (2%).

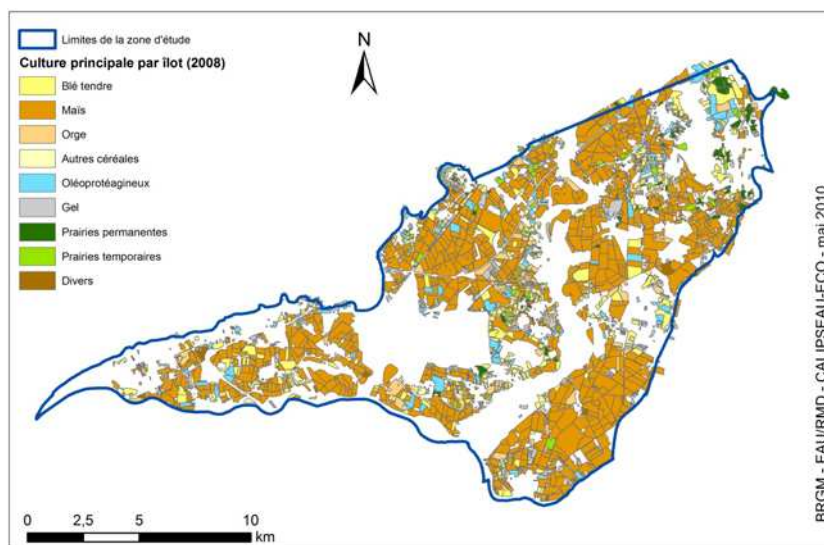


Figure 3 – Cultures principales par îlot

II. 3 L'utilisation de la ressource

La nappe est largement exploitée (17 Mm³ prélevés par an en 2010), principalement pour l'irrigation agricole (54 % des volumes prélevés) et l'industrie (37 %). L'usage eau potable est aujourd'hui résiduel (8 % des volumes). Il ne reste en effet que 4 captages, la plupart des captages historiques ayant été abandonnés pour cause de dépassement des normes sanitaires.

III. COMPLEMENTS DE CONNAISSANCE SUR L'ETAT CHIMIQUE ET LE RENOUVELLEMENT DES EAUX

La première phase du projet (2008 et 2009), visait à compléter la connaissance de l'état chimique et dynamique de l'aquifère par des prélèvements d'eau et des mesures physico-chimiques effectuées en période d'irrigation du maïs (juillet).

La compilation des données et informations existantes a permis la sélection des points de prélèvements et la sélection des outils géochimiques pour la détermination du fonctionnement de la nappe de la plaine de l'Ain.

La campagne de prélèvement a permis le prélèvement d'eau souterraine à 37 points pour analyses chimiques et datation des eaux.

Sur une partie des échantillons des analyses complémentaires de $\delta^{2}\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$ et ^3H ont également été réalisées.

L'échantillonnage de 72 points d'eau souterraine a permis de définir l'extension de la contamination en nitrates, atrazine et métolachlore. Les analyses de ces deux pesticides par la méthode de screening type « ELISA » ont été complétées par la détermination, plus classique, par chromatographie de 18 molécules sur 20 points d'eau.

Une nouvelle campagne de prélèvement pour analyse des eaux en juillet 2009 a permis de relever de faibles variabilités entre juillet 2008 et juillet 2009 des concentrations en éléments chimiques majeurs et traces.

Vis-à-vis des nitrates, l'impact anthropique se fait sentir principalement sur le secteur central et rive gauche de l'Ain (Fig. 4) avec une concentration moyenne en nitrate des eaux de la plaine alluviale sur le secteur Blyes-Loyettes-St.Vulbas de 53 mg.l⁻¹.

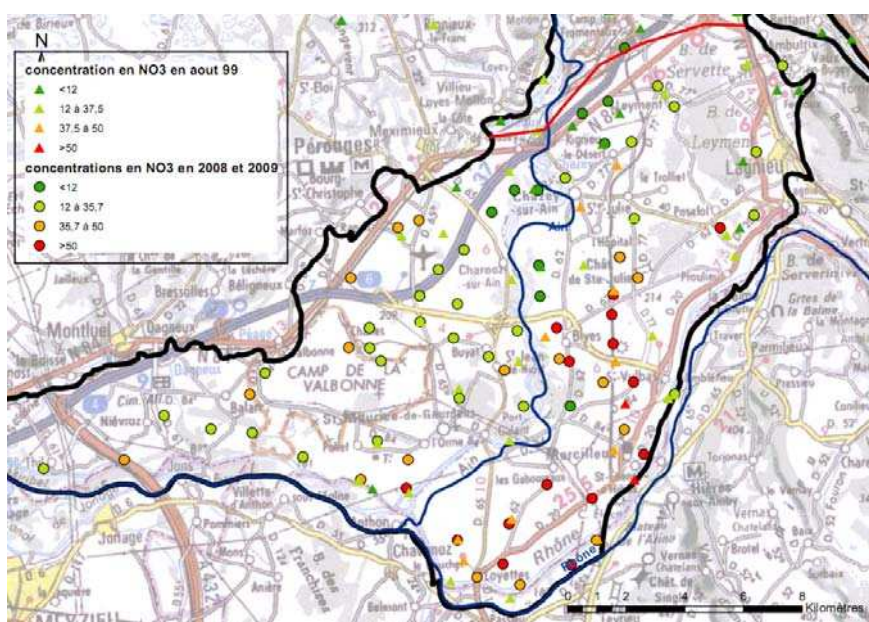


Figure 4 – Distribution spatiale des concentrations en nitrates (mg.l⁻¹)
(données 07/2008, 07/2009, et 08/1999)

Datation des eaux

Des analyses de CFC et SF6 ont été réalisées sur tous les points d'eau souterraine prélevés en 2008 et 2009 sauf lorsque les conditions de prélèvement n'étaient pas favorables à ce type de prélèvement et qu'une contamination de l'échantillon était donc très probable (Loyettes/Trompette, St.Vulbas/Collonges). Les concentrations en CFC-11, CFC-12 et CFC-113 des points d'eau analysés et non contaminés en 2008 et 2009 (32 points d'eau) sont similaires pour presque tous les points.

Les temps moyen de résidence des eaux sont le plus souvent inférieurs à 12 ans et leur répartition spatiale ne semble pas suivre un schéma spécifique suivant les lignes de flux par exemple, confirmant l'hétérogénéité de l'aquifère à cette échelle de travail (Fig.5).

Vingt-huit pourcent des points d'eau présentent un temps moyen de résidence inférieur ou égale à 4 ans. Les temps de circulation des eaux dans la plaine sont donc localement rapides.

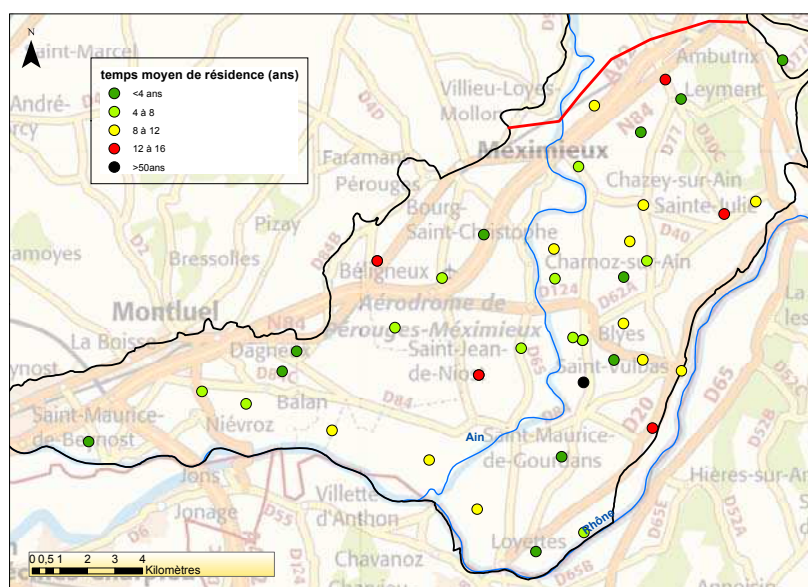


Figure 5 – Carte des temps moyen de résidence estimés à l'aide du modèle exponentiel sur les prélèvements d'eaux souterraines effectués en 2008 et 2009

La préparation des données, la description des opérations 2008 et 2009 de l'étude et l'interprétation complète des données chimiques et isotopiques et des résultats des mesures de pesticides par tests ELISA se trouvent dans les rapports précédents de l'étude (Gourcy et al., 2008 et Gourcy et al., 2010).

IV. COMPREHENSION ET MODELISATION DU FONCTIONNEMENT DU SYSTEME HYDROGEOLOGIQUE

Pour modéliser les concentrations en nitrates dans la plaine de l'Ain et simuler l'évolution future de la qualité de la nappe, un modèle de transport a été développé couplant un modèle de transfert de nitrates dans la zone non-saturée depuis la surface jusqu'à la nappe (BICHE) et un modèle hydrodynamique de nappe (MARTHE).

Le modèle hydrodynamique de la plaine de l'Ain a été repris à partir du modèle Modflow existant développé par le Burgéap pour le compte du Conseil général de l'Ain (Burgéap, 2005 et 2006), complété et retranscrit sous le logiciel MARTHE (Thiéry, 1995).

Le modèle déterministe de transfert BICHE (Thiéry et Seguin 1985) a été utilisé pour estimer les flux de nitrates sortant du système sol- plante vers les eaux souterraines et simuler le fonctionnement du système sol-eau-plante-atmosphère au pas de temps décadaire, en prenant en compte la croissance et le développement des cultures ainsi que les bilans en eau et en azote.

Le modèle de transfert se base sur les paramètres précipitations et ETP qui proviennent du jeu de données utilisé pour la modélisation hydrodynamique et sur les paramètres relatifs à l'apport en fertilisants, les besoins en azote des plantes, la minéralisation des sols et les résidus végétaux. Ces paramètres sont décrits en détails dans Gourcy et al. (2009). Les résultats de BICHE étant ponctuels (1D) dans l'espace, neuf secteurs homogènes du point de vue mode de transfert des nitrates et pressions agricoles ont été définis sur la base du croisement de critères géologiques, hydrogéologiques, agronomiques et pédologiques afin de pouvoir extrapoler les résultats sur l'ensemble de la plaine. Pour chacun des 9 secteurs, les chroniques de concentrations en nitrates disponibles sur la base de données ADES (www.eaufrance.ades.fr) et celles de l'Association Syndicale d'Irrigation de l'Ain ont été utilisées pour calibrer le modèle. Les résultats sont globalement satisfaisants, avec une bonne correspondance entre les concentrations de nitrates minimales, maximales et moyennes simulées et les chroniques de mesures.

Résultats

Après calage préalable des deux modèles MARTHE et BICHE, ces derniers ont été couplés pour simuler dans un premier temps la concentration observée de 1975 à 2009 dans la plaine de l'Ain. La simulation a été menée sur plus de 30 ans, échelle de temps qui permet un équilibrage des concentrations en nitrates dans les différents réservoirs du modèle simulant les transferts à travers le sol. Le modèle reproduit bien les tendances de la distribution observée en 1999 et 2008 en nitrates (Fig. 6): alors que la moitié nord de la plaine est peu concentrée en nitrates ($< 20 \text{ mg.l}^{-1}$), la concentration dans la moitié sud est plus élevée. L'approche couplée montre toutefois des limites : les tendances saisonnières et interannuelles assez mal restituées et les ordres de grandeur simulés restent entachés de l'imprécision inhérente à ce type de modèle.

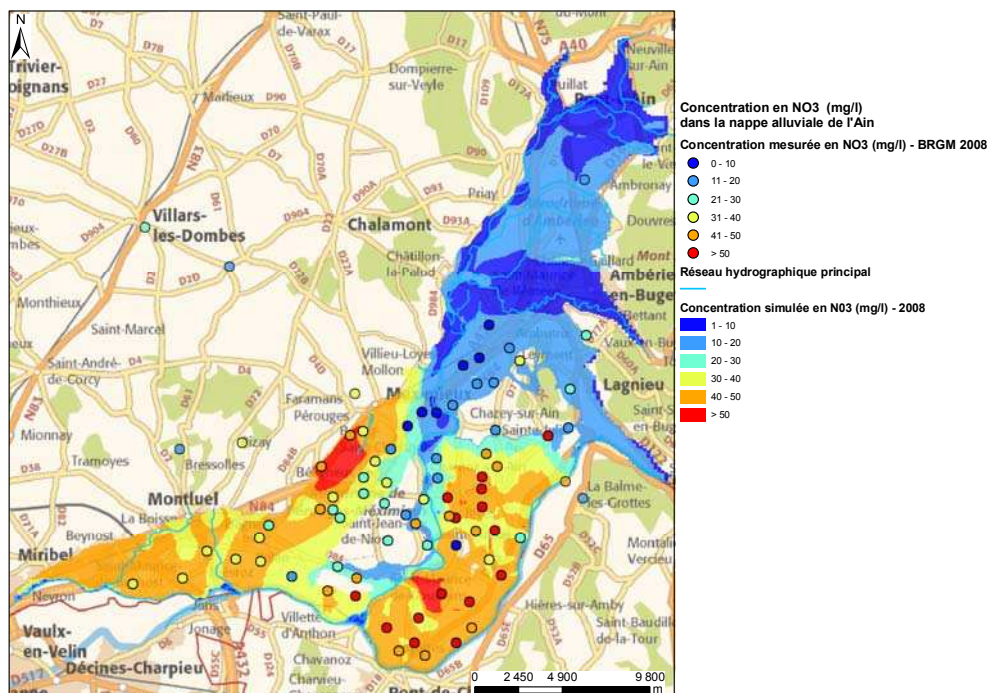


Figure 6 – Résultat de la modélisation: comparaison des concentrations en NO₃ simulées et mesurées en 2008

V. EVOLUTION DE LA QUALITE DE LA NAPPE EN L ABSENCE DE PROGRAMME D ACTION

Les résultats globalement satisfaisants obtenus lors du calage permettent l'utilisation du modèle couplé pour simuler des scénarios d'évolution de l'agriculture sur la plaine à l'horizon 2027 et leurs impacts sur la qualité de la nappe. Hérivaux (2012) discute ces résultats en termes d'efficacité et de coût de ces scénarios.

Au total quatre scénarios ont ainsi été testés :

Deux scénarios simplifiés théoriques (Scénario 0 ou « zéro culture » : arrêt total des apports de nitrates d'origine agricole et scénario C ou « continuité » : poursuite à l'identique des pratiques actuelles) ont permis d'évaluer l'inertie de la nappe et la réversibilité de la contamination en nitrates :

- si les applications en fertilisants s'arrêtent, la concentration en nitrates diminue après 1 à 3 ans dans la nappe, avec un taux de décroissance plus ou moins élevé selon les secteurs. Un retour à une concentration initiale ou stable peut nécessiter sur certains secteurs plus d'une dizaine d'années ;
- si les pratiques actuelles restent inchangées, la concentration en nitrate atteint un palier ou augmente légèrement dans certains secteurs, atteignant sur certains secteurs des valeurs supérieures à 50 mg.l⁻¹.

Deux scénarios d'évolution contrastée de l'agriculture ont été construits sur la base d'une démarche prospective (Hérivaux and Surdyk, 2010 ; Hérivaux, 2012), mobilisant les points de vue et savoirs des acteurs locaux (Chambre d'Agriculture de l'Ain, Direction Départementale des Territoires de l'Ain, Arvalis, Chambre Régionale d'Agriculture Rhône-Alpes, AGRIDEV, SBVA, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse) par la mise en œuvre de la méthode des scénarios.

- Le premier scénario (scénario A) décrit le développement d'une « agriculture compétitive et environnement agro-efficace », avec des préoccupations environnementales subordonnées à un objectif prioritaire de productivité. Ce scénario a des conséquences importantes sur la qualité de la nappe, avec une augmentation progressive de la teneur en nitrates (Fig. 5 et Fig. 6). Sous Saint-Vulbas, entre Ain et Rhône, le modèle indique une augmentation des concentrations en nitrates avec, sur l'ensemble du secteur, des concentrations supérieures au seuil de 50 mg.l⁻¹ dès 2021 ;
- Le second scénario (scénario B) décrit la mise en place progressive d'une agriculture haute performance environnementale soumise au respect de normes éco-conditionnelles très strictes. Ce scénario conduit à une décroissance lente mais soutenue de la teneur en nitrates dans la nappe (Fig. 7 et Fig. 8), avec une concentration des eaux souterraines qui descend globalement en dessous de 40 mg.l⁻¹ dès 2021.

Alors que le scénario A appelle à mettre en œuvre des programmes d'actions pour réduire les pressions exercées par les nitrates, si l'agriculture évoluait selon le scénario B, aucune action ne serait nécessaire pour respecter les exigences de la DCE. Lors de l'atelier, le scénario A ayant été évalué par les participants de l'atelier comme le scénario le plus probable, celui-ci a été considéré comme le scénario de référence pour la définition des programmes d'action.

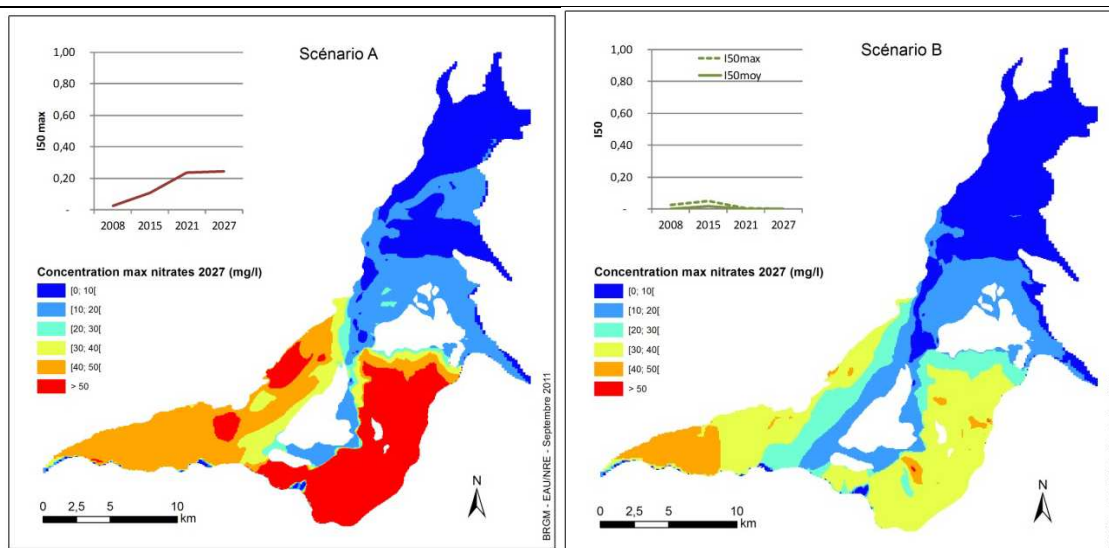


Figure 7. Concentrations en nitrates simulées en 2027 pour les scénarios A et B (ensemble de la nappe)

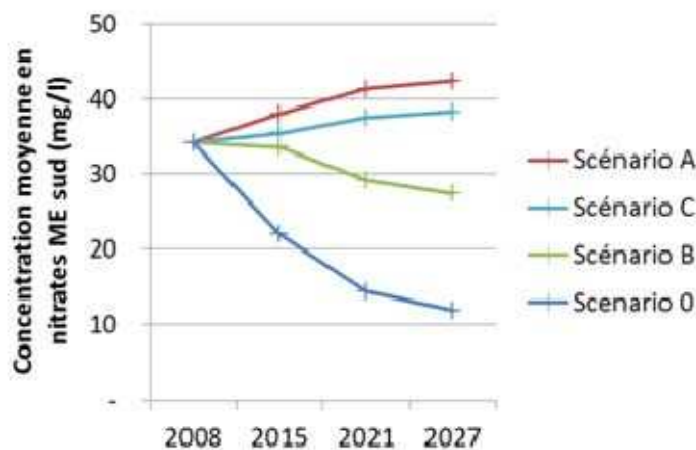


Figure 8 Evolution des concentrations moyennes en nitrates pour les scénarios 0, A, B et C (partie sud de la nappe)

VI. QUELLES ACTIONS METTRE EN PLACE POUR L'ATTEINTE DU BON ETAT ? OU EST-IL LE PLUS EFFICACE D'AGIR ? QUELLE ACCEPTABILITE ECONOMIQUE DES ACTIONS PROPOSEES ?

Pour finir, la dernière étape de l'analyse visait à construire, simuler et évaluer des programmes d'actions potentiels visant à améliorer l'état de la nappe alluviale de l'Ain. Cinq scénarios d'actions ont été testés et comparés les uns aux autres sur la base d'une analyse coût-efficacité. Les coûts ont été évalués comme les surcoûts directs pour les exploitants agricoles résultant de la mise en place des actions (pour la méthode d'estimation des coûts voir Hérivaux, 2012). L'efficacité a été évaluée sur la base des résultats de modélisation BICHE-MARTHE.

Cinq actions ont été retenues comme particulièrement pertinentes pour diminuer les pressions exercées par les nitrates sur la nappe alluviale de l'Ain (Tabl. 1): d'une part l'augmentation des superficies en prairies, avec ou sans valorisation de foin (P1 et P2) et d'autre part la mise en œuvre de rotations³,

³ Ces mesures ont été définies dans le cadre du projet de recherche et ne doivent pas être confondues avec les dispositifs MAE existants. Elles se distinguent de la MAE rotationnelle 2010 sur de nombreux points (exige au moins 4 cultures différentes, la culture majoritaire couvrant moins de 50% de la surface engagée, part des 3 cultures majoritaires inférieure à 90%...). Ainsi par exemple, R1 et R2 impliquent la présence du maïs sur plus de 50% de l'assolement et ne font pas intervenir 4 cultures différentes.

visant à diminuer la fréquence du retour du maïs sur une même parcelle. Trois types de rotations différentes correspondant à plusieurs fréquences de retour du maïs sont simulées (R1, R2 et R3).

Action	Description
P1	Reconversion de 5% des terres arables en prairies de fauche (avec fertilisation et vente du foin)
P2	Reconversion de 5% des terres arables en gel sans production.
R1	Diminution de la fréquence de retour du maïs : trois années sur quatre maximum (M/M/M/B et M/M/M/S)
R2	Diminution de la fréquence de retour du maïs : deux années sur trois maximum (M/M/B et M/M/S)
R3	Diminution de la fréquence de retour du maïs : deux années sur cinq maximum (M/M/O/T/B)

Tableau 1 - Les cinq actions retenues

Parmi les cinq scénarios d'actions testées, le scénario R1 qui consiste à limiter la fréquence de retour du maïs dans la rotation à trois années sur quatre maximum, est le plus coût-efficace et permet d'atteindre le bon état de la nappe. Le surcoût lié à sa mise en œuvre est évalué à 150 000 euros par an, soit 17 euros par hectare de SCOP en moyenne. Le scénario R2, avec une fréquence de retour du maïs de deux années sur trois maximum est également à prendre en considération. Le surcoût lié à sa mise en œuvre est évalué à 339 000 euros par an, soit 38 euros par hectare de SCOP en moyenne. L'analyse spatiale plus fine des résultats de modélisation montrent que les ratios coût-efficacité des actions sont meilleurs sur les secteurs situés en rive gauche de l'Ain (secteurs 2 et 3). Le coût de mise en œuvre des actions pourrait être globalement réduit de 33% si celles-ci sont mises en place uniquement sur ces secteurs, mais avec un surcoût moyen unitaire supérieur (23 et 52 euros par hectare de SCOP respectivement pour les scénarios R1 et R2). Ce coût est également très fortement dépendant du cours des céréales et oléo-protéagineux : les variations des prix observés sur la période 1999-2007 engendreraient une variation des coûts de mise en œuvre de R1 et R2 de -50% à +160% autour de la moyenne. Aucun dispositif, de type mesure agri environnementale (MAE) par exemple, n'est prévu aujourd'hui pour compenser le surcoût lié à la mise en œuvre de ce type de rotationnelle. Si celui-ci devait être mis en place, il faudrait alors prévoir une compensation au moins égale au surcoût moyen engendré par la mise en œuvre de cette action afin que celle-ci soit acceptable d'un point de vue économique par les acteurs agricoles.

VII. CONCLUSIONS

Une étude hydrogéologique complète, intégrant les paramètres dynamiques et qualitatifs de l'état de la masse d'eau et nécessitant un grand nombre de données agricoles et des chroniques de suivi de la qualité et hauteurs des eaux a permis de construire un modèle de transfert des nitrates des sols vers la nappe tenant compte d'une certaine variabilité spatiale des pratiques agricoles et des caractéristiques hydrogéologiques. Le modèle, une fois calibré par l'utilisation des chroniques d'évolution des nitrates dans les eaux souterraines, de la connaissance de la variabilité spatiale des concentrations et des paramètres dynamiques, peut être utilisé pour simuler divers scénarios d'évolution de la qualité de la ressource. L'estimation de l'efficacité en termes de diminution des concentrations en nitrates suite à des changements de pratiques agricoles localisées à des « secteurs homogènes » de quelques dizaines de km² est réalisable tout en prenant compte de l'incertitude du modèle.

Cette étude apporte un éclairage méthodologique innovant sur la conduite d'une évaluation économique pour définir un programme d'actions visant à améliorer la qualité d'une nappe d'eau souterraine dégradée par les nitrates d'origine agricole. Il contribue plus particulièrement au trois points suivants :

- la définition de scénarios contrastés d'évolution des pressions polluantes exercées par l'agriculture, par l'utilisation de données agro-économiques spatialisées et la mise en place d'une démarche participative ;
- l'évaluation du risque de non atteinte du bon état, par le développement d'un couplage entre des approches économiques, agronomiques et hydrogéologiques ainsi que par l'articulation de méthodes participatives et de modèles ;
- l'analyse coût-efficacité de programmes d'actions, par la mise en œuvre d'une analyse économique basée sur une évaluation des surcoûts engendrés par la mise en place des actions pour les agriculteurs s'appuyant sur une modélisation de l'état de la nappe.

Le scénario d'évolution de l'agriculture qui apparaît comme le plus probable entraîne une dégradation de la qualité de la nappe alluviale de l'Ain. Aucun signal/ dispositif ne semble aujourd'hui suffisamment incitatif/ acceptable d'un point de vue économique pour infléchir l'évolution de la qualité de la nappe dans cette zone agricole très productive. Introduire une diversification des assolements par un plafonnement de la fréquence de retour du maïs à deux années sur trois maximum, permettrait, selon les résultats du modèle couplé, d'atteindre les objectifs de la DCE. Une mise en œuvre de cette action ciblée sur les deux secteurs en rive gauche de l'Ain serait suffisante et permettrait de réduire le coût de mise en œuvre de 34%. Si un instrument de type MAE devait être mis en place pour inciter la mise en œuvre de cette pratique, le niveau de compensation proposé devrait au moins être égal à 52 euros par hectare et par an.

On peut cependant s'interroger sur la viabilité des instruments de type MAE, qui du fait de leur durée de 5 ans, ne permettent pas toujours de faire évoluer les pratiques sur le long terme. Faut-il continuer à indemniser ou réfléchir à changer le système ?

Le scénario B montre qu'une combinaison de facteurs de changement pourrait permettre une évolution des systèmes de production permettant de garantir sur le long terme une bonne qualité chimique des eaux souterraines.

38% des masses d'eau souterraines sont affectées par les pollutions diffuses d'origine agricole, soit plus de 50% de la superficie du territoire français. La problématique rencontrée sur la plaine de l'Ain touche ainsi de nombreux autres territoires avec des systèmes de production agricoles et des caractéristiques hydrogéologiques variés. La démarche scientifique proposée dans ces travaux peut être reproduite dans d'autres contextes agro-hydrogéologiques. La réalisation d'autres études de cas, représentatives de la diversité des situations agro-hydrogéologiques rencontrées en France permettrait ainsi de disposer d'études de référence éventuellement extrapolables à d'autres sites similaires de manière à aider à la préparation des seconds plans de gestion à mettre en œuvre en 2016.

Les résultats du projet constituent un premier socle de propositions à approfondir par le SAGE pour la reconquête de la qualité des eaux de la plaine de l'Ain.

Références bibliographiques :

Hérivaux C. (2012) – *Analyse coût-efficacité spatialisée de programmes d'actions visant à restaurer le bon état de la nappe de l'Ain. Rapport final. Rapport BRGM/RP-60624-FR. 84p., 46 ill, 2 ann.*

Gourcy L., Buscarlet E., Baran N., Surdyk N., Thiéry D., Levillon F. (2011) – *Caractérisation de l'inertie des systèmes aquifères vis-à-vis des pollutions diffuses d'origine agricole : application à la plaine de l'Ain. BRGM/RP-59754-FR. 86p., 47 ill., 4 ann.*

Dix-neuvièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
**« Les eaux souterraines : hydrologie dynamique et chimique,
recherche, exploitation et évaluation des ressources. Quoi de neuf ? » Bordeaux 30 mai – 2 juin 2013**

Gourcy L., Buscarlet E., Thiéry D., Surdyk N., Baran N. (2010) – *Caractérisation de l'inertie des systèmes aquifères vis-à-vis des apports diffus d'origine agricole – Application à l'aquifère de la plaine de l'Ain. Rapport final de phase 2, BRGM/RP-57945-FR, 65p. 46 ill. 9 ann.*

Hérivaux C., Surdyk N. (2010) - *Acceptabilité socio-économique de mesures visant à restaurer le bon état de la nappe de l'Ain. Etape 1 : construction de scénarios d'évolution de l'agriculture. BRGM/RP-57957-FR . 94 p., 3 ann.*

Gourcy L., Surdyk N., Thiéry D., Winckel A., Cary L., Amaraoui N. (2008) - *Caractérisation de l'inertie des systèmes aquifères vis-à-vis des apports diffus d'origine agricole – Rapport de phase 1. Rapport BRGM/RP-56694-FR*

Comité de bassin RMC (2004) - Bassin du Rhône et des cours d'eau côtiers méditerranéens. - *Caractérisation du district et registre des zones protégées. Etat des lieux. Accessible sur <http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/gestion/dce/etat-des-lieux.php>*

Comité de bassin RMC (2009) - *Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux du bassin Rhône-Méditerranée 2010-2015.*

BURGEAP, Conseil Général de l'Ain (2005 et 2006) - *Modélisation de la nappe alluviale de la basse plaine de l'Ain et de ses milieux. annexes - 3 rapports phases 1, 2 et 3.*

Horizons (1999) – *Etude hydrogéologique sur le périmètre du SAGE de la Basse Vallée de l'Ain. SIVU BVBVA. Chazey/Ain.*

Thiéry D. (1995) - *Modélisation 3D du transport de masse avec le logiciel MARTHE version 5.4. Rapport BRGM R 38149 DR/HYT 95, 171 p.*

Thiéry D., Seguin J.J. (1985) - *Modélisation globale des transferts de nitrate dans un bassin hydrogéologique pour prévoir l'évolution des concentrations dans les eaux souterraines. Description du modèle BICHE – Trois exemples d'application. Rapport BRGM 85 SGN 663 EAU. 182 p.*