

## Accord Cadre ZABR- Agence de l'Eau Fiche projet

Titre du projet : **Coordination scientifique des travaux menés dans le cadre de la caractérisation et de l'évaluation du pouvoir-autoépurateur des transferts rivière/nappe, vulnérabilité et pollution des captages AEP en nappe alluviale.**

Demande d'aide pour l'année 2018.

Personnes responsables : Didier Graillot, Frédéric Paran, Florence Dujardin (EMSE)

Partenaires : Pierre Marmonier et Thierry Winiarski (UMR 5023 LEHNA, Université de Lyon) ; Laurent Oxarango (IGE UMR 5001 / UR252), Julio Goncalvez et J. Labille (CEREGE) ; Anne Laure Cognard-Plancq et Adriano Mayer (Département Hydrogéologie Université d'Avignon) ;

Equipes de recherche « ZABR » concernées :

- EMSE centre SIN département PEG ;
- Université Lyon I et ENTPE – UMR 5023 LENA H ;
- Université Aix-Marseille – CEREGE
- Université d'Avignon
- IGE Grenoble

Autres partenaires potentiels : Grand Lyon, VEOLIA (Eau de Grand Lyon), syndicat Rhône Ventoux (Marjolaine Puddu), Suez

Thème de rattachement ZABR : Ressources en eau et changements climatiques, Flux-polluants-impacts sur les hydrosystèmes et la santé

Thème de rattachement Agence de l'Eau et numéro de question:

Q35 Quels échanges aux interfaces eaux souterraines / Eaux superficielles ?

Correspondant Agence de l'eau RMC : L. Cadilhac

Site ou Observatoire de rattachement ZABR:

OHM Vallée du Rhône (axe Rhône)

### **Contexte scientifique et problématique**

Face à l'augmentation de la population mondiale, un challenge majeur des années à venir est le maintien de la qualité des eaux souterraines (Korbel & Hose, 2011), particulièrement celle des nappes alluviales car elles sont alimentées en partie ou en majorité par des apports d'eau superficielle (e.g. Negrel et al., 2003). Ce souci de qualité est particulièrement marqué dans les régions où les nappes alluviales constituent une ressource importante en eau potable (Doussan et al, 1997). Les captages d'eau potable situés en zones alluviales le long des grands fleuves peuvent extraire une eau composée de 60 à 100 % d'eau fluviale (réalimentation induite due aux pompages, Hiscock & Grischek, 2002). Dans le cas du Rhône, ses nappes alluviales sont très largement exploitées pour l'AEP du bassin (70 % des volumes, 180 Mm<sup>3</sup> / an pour le cas du Rhône, Agence de l'Eau, 2017).

De par leurs échanges importants avec les eaux de surface, ces ressources sont vulnérables aux pollutions chroniques ou accidentelles que peuvent subir les cours d'eau. Toutefois, l'interface entre la nappe et le fleuve constitue une barrière à ces pollutions. Il s'agit donc de mieux comprendre cette fonction filtration à cette interface, ce qui permettra de proposer des hypothèses sur les enjeux de ce service écosystémique de régulation appelé « effet filtre des berges ». On peut décomposer cette fonction en deux compartiments : 1) le filtrat (liquide ayant subi une filtration), l'eau étant le vecteur principal de transport de contaminant, de matière organique vivante ou morte, de matières minérales, de nutriment, et 2) le filtre, formation alluvionnaire dont la distribution des hétérogénéités granulométriques peut être déterminante sur l'écoulement de l'eau en termes de vitesse d'écoulement, de temps de résidence de l'eau et de support aux réactions physiques et biogéochimiques.

Ce service écosystémique peut être défini comme l'amélioration de la qualité des eaux de surface pendant leur passage à travers les sédiments de la berge (Massmann et al., 2008). Il regroupe l'ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques contribuant à limiter les flux polluants (de nutriments, d'éléments toxiques ou de pathogènes) entre les cours d'eau et les nappes associées (Ray et al., 2003). Proposer une gestion des rives permettant une protection ou une amélioration de cet effet autoépuration des berges est donc un challenge pour la protection des nappes et de la ressource en eau, mais nécessite une compréhension fine des processus en jeu.

Les processus physiques, chimiques et biologiques qui participent à l'effet filtre des berges et limitent les flux de substances polluantes entre un cours d'eau et sa nappe sont multiples et leurs interactions complexes. Ils sont similaires dans leurs principes à ceux mis en évidence dans les premiers centimètres des sédiments des cours d'eau (processus hyporhéiques ; Marmonier et al., 2012), mais ils agissent sur une échelle spatiale beaucoup plus large, de la dizaine à la centaine de mètre, et sur des épaisseurs de sédiment plus importantes (Hiscock & Grieschek, 2002). C'est cette emprise spatiale qui complexifie fortement l'étude de cet effet filtre, car la rive constitue un système fortement hétérogène. En effet, il existe une hétérogénéité granulométrique des dépôts sédimentaires induisant l'existence de chemins préférentiels de circulation des eaux qui peuvent masquer les processus d'autoépuration en jeu et qui nécessitent d'être décrits avec précision (méthodes d'imagerie géophysique de type radar géologique ; Mermillod-Blondin et al., 2015). De même, la présence de plusieurs sources d'eau dans un même secteur de rive ainsi que leurs positions altitudinales relatives nécessitent de développer des approches de modélisation hydrologique parfois complexes (Figure 1, Loiseau, 2013).

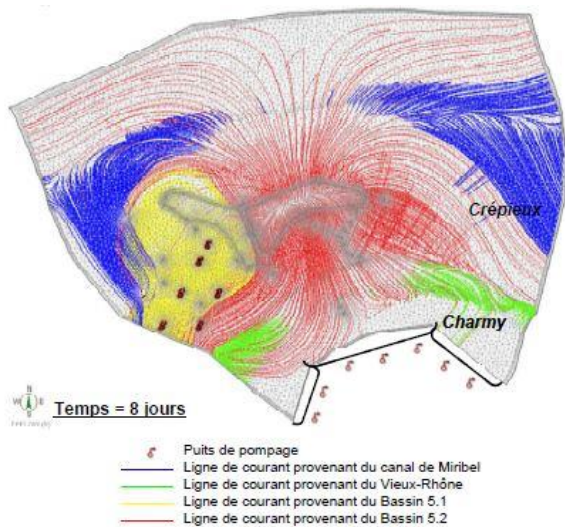


Figure 1. Modélisation des lignes de circulation des différents types d'eaux dans le champ captant de Crépieux-Charmy (modifié de Loiseau, 2013). En bleu : eau provenant du canal de Miribel traversant la berge pour alimenter la nappe alluviale.

La berge constitue tout d'abord un **filtre physique** pour les particules en suspension (Descloux et al., 2010), mais aussi pour la matière organique particulaire grossière qui est piégée et stockée dans les premiers décimètres de sédiment (Piscart et al., 2011 ; Navel et al., 2011). Ainsi, la présence de sédiments fins dans une rive réduit le taux d'infiltration d'eau de surface et constitue donc un désavantage pour la production d'eau potable (Goldschneider et al., 2007), mais il peut aussi offrir des avantages en ralentissant les flux d'infiltration en permettant ainsi une attaque bactérienne plus efficace de certains composés organiques toxiques (e.g. Massmann et al., 2008). La berge peut aussi jouer le rôle de **filtre chimique** de l'eau qui la traverse. Ainsi de nombreux travaux ont exploré le rôle des zones anoxiques dans le devenir de composés en solution (Dahm et al., 1987 ; Lefebvre et al., 2005 ; Maasmann et al., 2008) mais cet effet filtre chimique est souvent associé à des processus microbiens. En effet, les berges constituent un habitat hébergeant des communautés complexes (allant des microbes aux invertébrés interstitiels) qui peuvent jouer un rôle de **filtre biologique** sur la matière organique dissoute en général (Marmonier et al., 1995), sur une large gamme de composés organiques (Grunheid et al., 2005), aussi bien des pesticides (e.g. Verstraeten et al., 2003) que des microcystines produites par les cyanobactéries colonisant les eaux de surface (Dillon et al., 2002).

Considérer séparément les processus physiques, chimiques et biologiques en jeu dans l'effet filtre des berges ne permet pas de comprendre l'ensemble des mécanismes en œuvre, car c'est souvent de leurs interactions qu'émergent les propriétés filtrantes des sédiments (Nogaro et al., 2010). L'exemple le mieux compris est celui du recyclage de l'Azote dans les premiers décimètres ou mètres de la rive : la matière organique retenue par le filtre physique des sédiments est attaquée par les communautés d'invertébrés et de microbes présentes dans les interstices (Cornut et al., 2010 ; Navel et al., 2011) si la porosité des sédiments permet l'accès à cette matière organique (interaction physique-biologique ; Navel et al., 2010). Le principal produit de dégradation de cette matière organique est l'ammonium qui est à son tour oxydé en nitrate par les bactéries nitrifiantes, à condition que ces dernières puissent bénéficier de conditions aérobies. Dans le cas contraire, l'ammonium s'accumule dans les interstices (interaction chimique-biologique ; Lefebvre et al., 2005). Enfin, le nitrate formé peut être dénitrifié en Diazote si il rencontre lors de son transit dans la rive des poches de sédiments fins anoxiques (interaction physique-chimique-biologiques, Nogaro et al., 2008). Mais ces interactions restent mal connues et difficiles à mesurer.

## **Bibliographie :**

- Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse (2017) Projet caractérisation échanges Rhône/nappe – effets de berge, point d'avancement au 03/02/17, 5p..
- Cornut J., Elger A., Lambrigt D., Marmonier P. & Chauvet E. (2010). Early leaf decomposition stages are mediated by aquatic hyphomycetes in the hyporheic zone of woodland streams. *Freshwater Biology*. 55: 2541-2556.
- Dahm C. N., Trotter E. H. & Sedell J. R. 1987. - Role of anaerobic zones and processes in stream ecosystem productivity. Pages 157-178 in *Chemical Quality of Water and the Hydrological Cycle*. Averett R. C. & McKnight D. M. (eds). Chelsea, Michigan.
- Descloux S., Datry T., Philippe M. & Marmonier P., 2010. Comparison of different techniques to assess surface and subsurface streambed colmatation with fine sediments. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 95: 520-540.
- Dillon P.J., Miller M., Fallowfield H., Hutson J., 2002. The potential of riverbank filtration for drinking water supplies in relation to microcystin removal in brackish aquifers. *J. Hydrol.*, 266: 209-221.
- Doussan, C., Poitevin, G., Ledoux, E., Detay, M., 1997. River bank filtration: modelling of the changes in water chemistry with emphasis on nitrogen species. *J. Contam. Hydrol.* 25, 129–156.
- Goldschneider A.A., Haralampides K.A., MacQuarrie K.T.B., 2007. River sediment and flow characteristics near a bank filtration water supply: implication for riverbed clogging. *J. Hydrol.*, 344: 55-69.
- Grunheid S., Amy G., Jekel M., 2005. Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration and artificial recharge. *Wat. Res.*, 39: 3219-3228.
- Hiscock K.M., Grischek T., 2002. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *J. Hydrol.* 266: 139-144.
- Korbel, K.L., Hose, G.C., 2011. A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health. *Hydrobiologia* 661 (1), 329-349.
- Lefebvre, S., Marmonier, P., Pinay G., Bour O., Aquilina L. & Baudry J., 2005. Nutrient dynamics in interstitial habitats of low-order rural streams with different bedrock geology (granite versus schist). ***Arch. Hydrobiol.***, 164: 169-191.
- Loiseau S., 2013. Amélioration de la compréhension des fonctionnements hydrodynamiques du champ captant de Crépieux-Charmy. Thèse Université de Grenoble, 203 pp.
- Marmonier P., Archambaud G., Belaidi N., Bougon N., Breil P., Chauvet E., Claret C., Cornut J., Datry T., Dole-Olivier M.-J., Dumont B., Flipo N., Foulquier A., Gérino M., Guilpart A., Julien F., Maazouzi C., Martin D., Mermillod-Blondin F., Montuelle B., Namour Ph., Navel S., Ombredane D., Pelte T., Piscart C., Pusch M., Stroffek S., Robertson A., Sanchez-Pérez J.-M., Sauvage S., Taleb A., Wantzen M., Vervier Ph., 2012. The role of biodiversity in hyporheic processes: gaps in knowledge and needs for applications. *Int. J. Limnol.*, 48: 253-266.
- Marmonier, P., Fontvieille, D., Gibert, J & Vanek, V., 1995. Distribution of dissolved organic carbon and bacteria at the interface between the Rhône river and its alluvial aquifer. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 14: 382-392.
- Massmann G., Nogeitzig A., Taute T., Pekdeger A., 2008. Seasonal and spatial distribution of redox zones during lake bank filtration in Berlin, Germany. *Environ. Geol.*, 54: 53-65.
- Mermillod-Blondin F., Winiarski T., Foulquier A., Perrissin A., Marmonier P., 2015. Links between sediment structures and ecological processes in the hyporheic zone: ground-penetrating radar as a non-invasive tool to detect subsurface biologically active zones. *Ecohydrology*, 8: 626-641. 2015
- Navel S., Mermillod-Blondin F., Montuelle B., Chauvet E., Simon L. & Marmonier P., 2011. Water-sediment exchanges control microbial processes associated to particulate organic matter degradation in the hyporheic zone: a microcosm study. *Microbial Ecology*, 61: 968-79.
- Navel S., F. Mermillod-Blondin, B. Montuelle, E. Chauvet, L. Simon, C. Piscart & Marmonier P. (2010). Interactions between fauna and sediment control the breakdown of plant matter in river sediments. *Freshwater Biology*. 55: 753-766.
- Negrel Ph., Petelet-Giraud E., Barbier J., Gautier E., 2003. Surfacewater-groundwater interactions in an alluvial plain: chemical and isotopic systematics. *Journal of Hydrology*, 277: 248-267.
- Nogaro G., Datry T., Mermillod-Blondin F., Descloux S., Montuelle B., 2010. Influence of streambed sediment clogging on microbial processes in the hyporheic zone. *Freshwat. Biol.* 55: 1288-1302.
- Nogaro G., Mermillod-Blondin F., Montuelle B., Boisson J.C., Gibert J., 2008. Chironomid larvae stimulate biogeochemical and microbial processes in a riverbed covered with fine sediment. *Aquatic Sci.*, 70: 156-168.
- Piscart C., Navel S., Maazouzi C., Montuelle B., Cornut J., Mermillod-Blondin F., Creuze des Chatelliers M., Simon L. & Marmonier P., 2011. Leaf litter recycling in benthic and hyporheic layers in agricultural streams with different types of land-use. *Science of the Total Environment*, 409: 4373-4380.
- Ray C., Melin G., Linsky R.B., 2003. Riverbank filtration. Improving source-water quality. the series Water Science and Technology Library, 43, 370 pp.
- Verstraeten I.M., Heberer T., Scheytt T., 2003. Occurrence, characteristics, transport, and fate of pesticides, pharmaceuticals, industrial products, and personal care products at riverbank filtration sites. Chapter 9 in *Riverbank filtration, the series Water Science and Technology Library*, 43: 175-227.

Une analyse bibliographique complémentaire sera conduite au niveau national et international en exploitant les retours d'expérience sur ce sujet qui auraient pu faire l'objet de publications récentes

dans des revues telles que water resources management ou journal of hydrology ou d'ouvrages de thèses.

### **Objectifs et méthodologie :**

L'objectif général de ce projet est de combiner les résultats des travaux menés sur deux sites alluviaux exploités par des pompages d'eau potable, l'un en amont de Lyon (le site de Crépieux-Charmy) l'autre en amont d'Avignon (les sites de Jouve et de la Barthelasse respectivement en rive gauche et droite du Rhône) de manière à :

- Comparer les stratégies d'instrumentation des sites de terrain et de mesure des paramètres environnementaux permettant de quantifier l'effet filtre des berges,
- estimer la diversité des processus en jeux dans cette autoépuration des eaux en transit dans les berges,
- hiérarchiser ces processus en termes d'importance et de stabilité,
- intégrer les processus biogéochimiques et les effets d'hétérogénéité spatiale des flux d'eau qui créent des mélanges d'eaux de différentes origines.

Ce dernier point (processus et hétérogénéité des flux) nous paraît essentiel car il constitue **un verrou à notre compréhension de l'effet filtre des berges** : il est essentiel pour établir un diagnostic quantitatif de l'effet autoépuratoire de considérer de façon couplée la dégradation biochimique et l'intensité des flux d'eau incluant éventuellement des effets de dilution par des apports d'eau moins chargée mais de signature chimique similaire. Il convient donc de développer des stratégies d'étude, des instrumentations de sites et des protocoles de recherche spécifiques à l'étude des berges, alliant diversité des cas de figures (comparaison inter-sites) et pluridisciplinarité des approches (croisement des compétences hydro-bio-chimiques).

La comparaison des méthodes déployées par les équipes en place sur les deux sites sera réalisée à partir d'une analyse critique des stratégies d'instrumentation mises en place, des outils de modélisation mobilisés et des résultats obtenus sur les deux sites compte tenu des substances cibles ou pathogènes concernant chacun des deux sites : piézométries, analyses de qualité, phénomènes biogéochimiques, impact biogéochimique de l'interface nappe/rivière, influence des variations saisonnières, influence des paramètres hydrogéologiques (transmissivité, vitesse d'infiltration), bilans oxygène, nitrates et sulfates, effet filtre et pouvoir autoépurateur des berges.

Ce projet comportera l'organisation de rencontres intra-sites et inter-sites destinées à la coordination scientifique des travaux menés sur les deux sites avec plusieurs missions de terrain (1 réunion inter-sites / an et 2 réunions intra-sites/an). La mission est prévue sur 3 ans.

Une première réunion est programmée le 5 juillet 2017 avec les différents laboratoires de recherche impliqués ou potentiellement intéressés par ces sujets sur les 2 sites : Crépieux-Charmy (LHENA , IGE de Grenoble) et Sorgues (CEREGE, Université d'Avignon) et l'EMSE.

### ***Valorisation des résultats***

Plusieurs outils et méthodes de caractérisation des échanges entre eaux superficielles et eaux souterraines ont déjà été développés en milieu alluvial et karstique dans le cadre d'actions ZABR précédentes (Projet Eau Sout' 2006-2014, projet Karst/Cèze 2013-2018). Ces méthodes permettent actuellement de disposer d'éléments quantitatifs sur les transferts mais pas sur le plan de la qualité.

A l'issue de ce projet, au bout de 3 ans, la valorisation de ce travail est prévue sous forme de supports documentaires contenant :

- les éléments de capitalisation des enseignements tirés de l'analyse bibliographique complémentaire conduite en 2018 et des travaux réalisés sur les champs captants du Rhône et du Vaucluse et plus particulièrement sur les capacités d'abattement des berges pour différentes natures de contaminant
- des recommandations sur les méthodes d'approche de la vulnérabilité des captages en nappe alluviale liées au cours d'eau
- des recommandations sur les stratégies de préservation et gestion pour les 2 sites étudiés

La préparation de ces premiers éléments devant être intégrés dans ces documents supports sera effectuée en 2018.

### **Répartition des tâches**

La demande d'aide faisant l'objet de la présente fiche concerne un postdoc de 4 mois pour :

- l'analyse spatiale et temporelle des données hydrologiques à l'aide de méthodes qui seront choisies en fonction de leurs caractéristiques (périodes, fréquences, précision, ...) afin de comprendre le fonctionnement des 2 sites en particulier sur le plan des processus et de l'hétérogénéité des flux,
- un appui à l'animation et la coordination entre les deux sites et les deux projets avec participation éventuelle aux mesures de terrain,
- la comparaison des méthodes mises en œuvre et des résultats obtenus sur les deux sites en matière d'instrumentation, de traitement des données et de modélisation,
- la préparation de documents de valorisation.

**A noter que les travaux réalisés sur chacun des sites font l'objet d'un financement hors ZABR.**