

# Évaluation des effets de l'augmentation des débits réservés à l'aval de deux barrages du Haut-Rhône français à l'aide de l'examen des communautés d'oligochètes

Régis VIVIEN<sup>1\*</sup>, Céline JÉZÉQUEL<sup>2</sup>, Michel LAFONT<sup>3</sup>

VIVIEN R., JÉZÉQUEL C. & LAFONT M., 2021. Évaluation des effets de l'augmentation des débits réservés à l'aval de deux barrages du Haut-Rhône français à l'aide de l'examen des communautés d'oligochètes. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* 100: 103-118.

## Résumé

Des travaux de restauration du chenal central du Haut-Rhône français à l'aval des barrages de Lavours et Champagneux ont été entrepris en 2005-2006 et ont consisté à augmenter les débits réservés. Les effets de cette opération ont été évalués en étudiant en aval des barrages la structure des communautés de macroinvertébrés (insectes en particulier), d'oligochètes (annélides) et de poissons avant (en 2002/2003) et après (en 2008/2009) sa mise en œuvre. Nous reportons ici les résultats obtenus sur les communautés d'oligochètes. Les oligochètes ont été prélevés au niveau des sédiments grossiers superficiels et la structure des communautés a été étudiée en appliquant la méthode des traits fonctionnels. Cette méthode permet d'évaluer simultanément la dynamique des échanges hydrologiques entre les eaux souterraines et les eaux de surface et les effets des polluants présents dans le milieu et apporte ainsi des informations sur l'état de fonctionnement du cours d'eau. La dynamique des échanges hydrologiques verticaux devrait être prise en considération, entre autres car des alternances exfiltrations/infiltrations favorisent l'autoépuration du cours d'eau et des excès d'infiltrations rendent les eaux souterraines vulnérables aux pollutions des eaux de surface. À l'aval des deux barrages, il a été observé post-restauration (par rapport à l'état pré-restauration) une diminution des pourcentages de taxons indicateurs de la présence d'exfiltrations de la nappe et une élévation des pourcentages de taxons moyennement résistants et résistants aux pollutions. Ces résultats peuvent être expliqués par une qualité chimique de l'eau insuffisante et l'activité des barrages favorisant les dynamiques d'infiltration des eaux de surface. Ils montrent que dans le cas des sites étudiés, une augmentation des débits réservés a été insuffisante pour améliorer le fonctionnement du milieu et que cette opération de restauration devrait s'accompagner de mesures diverses visant à améliorer la qualité des eaux de surface et à favoriser les exfiltrations des eaux souterraines.

**Mots-clés:** restauration, fleuve, chenal central, macroinvertébrés, sédiments grossiers de surface, fonctionnement du cours d'eau, qualité biologique, échanges hydrologiques verticaux.

<sup>1</sup> Centre suisse d'écotoxicologie appliquée (Centre Ecotox), EPFL ENAC IIE-GE, 1015 Lausanne, Switzerland.

<sup>2</sup> UMR EDB (Laboratoire Évolution et Diversité Biologique), CNRS 5174, IRD253, UPS, F-31062, Toulouse, France.

<sup>3</sup> Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, CNRS, ENTPE, UMR 5023 LEHNA, F-69622, Villeurbanne, France.

\* Auteur pour correspondance : regis.vivien@centreecotox.ch

VIVIEN R., JÉZÉQUEL C. & LAFONT M., 2021. Assessment of the effects of instream flow increase downstream of two dams in the French Upper Rhône River using the analysis of oligochaete communities. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* 100 : 103-118.

### Abstract

Restoration work on the central channel of the French Upper Rhône River was undertaken in 2005-2006 downstream of the Lavours and Champagneux dams and consisted of increasing the instream flows. The effects of this measure were assessed by studying downstream of the dams the structure of the communities of macroinvertebrates (insects in particular), oligochaetes (annelids) and fishes before (in 2002/2003) and after (in 2008-2009) its implementation. We report here the results obtained on oligochaete communities. Oligochaetes were collected in coarse surface sediments and the structure of oligochaete communities was studied by applying the functional traits method. This method allows to simultaneously assess the dynamics of hydrological exchanges between groundwater and surface water and the effects of pollutants present in the environment and therefore provides information on the functioning state of the stream. The dynamics of vertical hydrological exchanges should be considered, among others, because alternance of exfiltration / infiltration favors self-purification of the stream and infiltration excess makes groundwater vulnerable to pollution of surface water. Downstream of the two dams, it was observed post-restoration (compared to the pre-restoration state) a decrease in the percentages of taxa indicating the presence of groundwater exfiltrations and an increase of the percentages of moderately resistant and resistant taxa to pollution. These results can be explained by poor water quality and by the activity of dams favoring infiltration dynamics of surface water. These results show that, in the case of the sites studied, an increase of the instream flows was insufficient to improve the functioning of the stream and that this restoration operation should be accompanied by various measures aiming at improving the quality of surface water and at favoring groundwater exfiltration.

**Keywords:** restoration, river, central channel, macroinvertebrates, coarse surface sediments, stream functioning, biological quality, vertical hydrological exchanges.

## INTRODUCTION

Les grands cours d'eau ont toujours joué un rôle majeur dans l'économie humaine (transport, ressource en eau, usages domestiques, agricoles et industriels), et ce, depuis des millénaires (MÉRIGOUX *et al.* 2009). Ce sont donc des écosystèmes où les impacts anthropiques sont très anciens, notamment sur les caractéristiques géomorphologiques du lit et du corridor fluvial, avec une altération de la qualité des eaux, une simplification du style fluvial, des déconnexions entre le chenal principal et les annexes fluviales, une perturbation des régimes hydrologiques et des dynamiques sédimentaires résultant en une homogénéisation des habitats (PETTS *et al.* 1989). Ce constat a conduit à de nombreuses tentatives de restauration de ces écosystèmes (par exemple BUIJSE *et al.* 2002 ; HUGHES *et al.* 2001 ; BUNN & ARTHINGTON 2002).

Dans le cas du Rhône, l'endiguement des rives pour la navigation, la construction de barrages dès le XIX<sup>e</sup> siècle (MÉRIGOUX *et al.* 2009), ainsi que les déversements du « couloir de la chimie » en aval de l'agglomération de Lyon, ont apporté leur lot de perturbations. Cependant, les grands cours d'eau sont plus difficiles à étudier que les petits cours d'eau, ce qui complexifie la proposition de mesures de restauration (LAMOUROUX *et al.* 2006). De multiples opérations de restauration physique ont été menées sur les grands cours d'eau, dont le Rhône, en ciblant

les annexes fluviales dans la plaine d'inondation (KINGSFORD 2000, OLIVIER *et al.* 2009). Tous ces travaux ont en commun de se focaliser sur des aspects physiques, notamment sur la connectivité entre le chenal et les annexes fluviales ou sur l'incidence de variables hydrologiques telles que les débits et la température (JACKSON *et al.* 2007). Les annexes fluviales du Rhône français ont été étudiées dès les années 1970 (JUGET *et al.* 1976, 1979; BOURNAUD & AMOROS 1984; AMOROS *et al.* 1987; HENRY & AMOROS 1995; HENRY, AMOROS & GIULIANI 1995) et ont bénéficié dès 2002 d'un programme de restauration hydraulique et écologique (LAMOUROUX *et al.* 2006; MÉRIGOUX *et al.* 2009; PAILLEX *et al.* 2007; 2009; OLIVIER *et al.* 2009).

Les barrages ont une forte influence sur les conditions physico-chimiques et écologiques des tronçons situés en aval : en particulier, les éclusées, souvent quotidiennes, induisent en aval une activation des infiltrations d'eaux et une augmentation des pollutions (LAFONT *et al.* 2010). Il est en effet reconnu depuis longtemps qu'une augmentation des débits superficiels provoque des infiltrations, notamment si le niveau de la nappe est bas (HOLMES 2000; BOULTON 2000; HANCOCK 2002). De plus, lors des vidanges décennales, les polluants stockés dans les sédiments du réservoir peuvent envahir en aval le milieu hyporhéique et les eaux souterraines et s'y accumuler de façon durable. Par exemple, dans l'Ain, des infiltrations de vases en aval de retenues artificielles ont été mises en évidence par l'étude des communautés d'oligochètes (CREUZÉ DES CHÂTELLIERS *et al.* 2021), le milieu hyporhéique étant colonisé par des espèces de sédiments superficiels et indicatrices de la présence de boues polluées jusqu'à 60 cm de profondeur.

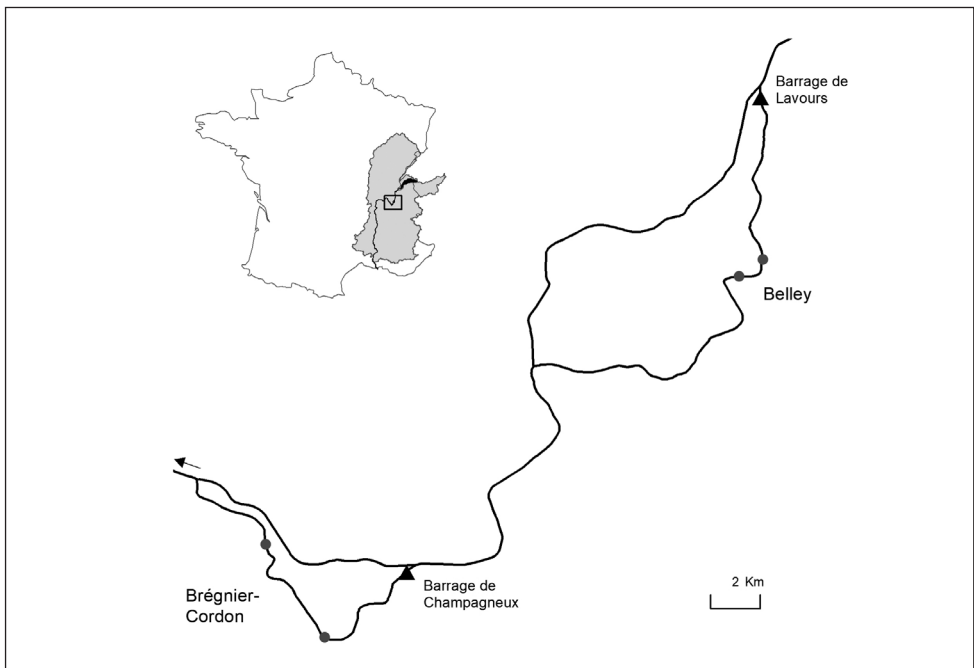
Des travaux de restauration du chenal central du Haut-Rhône à l'aval des barrages de Lavours et de Champagnoux (amont de Lyon) ont été entrepris en 2005-2006 et ont consisté à augmenter les débits réservés. Les effets de cette mesure sur la biodiversité ont été évalués en comparant, à l'aval de ces barrages, les structures des communautés de macroinvertébrés (insectes en particulier), d'oligochètes et de poissons obtenues avant (en 2002/2003) et après (en 2008/2009) sa mise en œuvre (OLIVIER *et al.* 2009). Nous reportons ici les résultats obtenus sur les communautés d'oligochètes. Les données du présent travail proviennent d'un rapport d'expertise (JÉZÉQUEL *et al.* 2011). Les oligochètes ont été prélevés au niveau des sédiments grossiers superficiels (galets, graviers, sables) d'un site (deux endroits différents) à l'aval de chaque barrage et la structure des communautés a été étudiée en appliquant la méthode des traits fonctionnels (TRF) (VIVIER 2006; LAFONT *et al.* 2006, 2010; VIVIEN *et al.* 2019). La méthode TRF permet de décrire simultanément l'effet des polluants présents dans les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique et la dynamique des échanges hydrologiques entre les eaux de surface (cours d'eau) et les eaux souterraines (nappe phréatique). Cette dynamique d'échanges hydrologiques joue en effet un rôle essentiel dans le fonctionnement des cours d'eau, rôle reconnu depuis longtemps par de nombreux auteurs (HYNES 1983; GRIMM & FISHER 1984; JUGET 1984; LAFONT & DURBEC 1990; LAFONT *et al.* 1996; BRUNKE & GONSER 1997; HOLMES 2000; BOULTON 2000, 2007; MALARD *et al.* 2001, 2002; HANCOCK 2002). En particulier, des alternances exfiltrations/infiltrations favorisent l'autoépuration du cours d'eau et des excès d'infiltrations rendent les eaux souterraines vulnérables aux pollutions des eaux de surface.

Les oligochètes, compte tenu de leur mode de vie interstitiel, sont certainement beaucoup moins impactés par les variations de débit que les insectes aquatiques et les poissons, et les mesures de restauration préconisées (élévation des débits réservés) ont été principalement conçues pour favoriser la biodiversité de ces communautés (LAMOUROUX *et al.* 2006; MÉRIGOUX *et al.* 2009; PAILLEX *et al.* 2007, 2009). L'étude des peuplements d'oligochètes a été effectuée dans le

but de déterminer si les augmentations des débits réservés ont pu permettre une amélioration de la qualité chimique des eaux et des sédiments grossiers superficiels (effet de la dilution des pollutions, nettoyage des sédiments par le courant) et de favoriser les dynamiques d'exfiltrations des eaux souterraines. Seuls les oligochètes présents dans les sédiments grossiers de surface ont été étudiés, alors que la méthode TRF comprend leur étude à la fois dans les sédiments de surface et le milieu hyporhéique. Le seul examen des oligochètes dans les sédiments grossiers de surface apporte déjà des informations pertinentes (qualité biologique et présence/absence d'exfiltrations des eaux souterraines au niveau des sédiments superficiels) sur le fonctionnement du milieu (LAFONT *et al.* 2010; VIVIEN *et al.* 2019) et peut donc se révéler suffisant pour évaluer des effets de mesures de restauration.

## OPÉRATIONS DE RESTAURATION ET SITES ÉTUDIÉS

Des travaux de restauration écologique et hydraulique du Rhône ont débuté avec le programme décennal de restauration du Rhône français, lancé en 1998, et se sont poursuivis avec le nouveau plan Rhône de 2006. Nous nous intéressons ici aux effets de la modification des débits réservés sur le chenal central du Haut-Rhône, à l'aval des barrages de Lavours (site de Belley) et de Champagneux (site de Brégner-Cordon) (figure 1). Les procédures de restauration ont consisté à augmenter le débit réservé de 25 à 60 m<sup>3</sup>/s en juillet 2005 sur le site de Belley, et de 25 à 65 m<sup>3</sup>/s en juillet 2006 sur le site de Brégner-Cordon (LAMOUROUX *et al.* 2006; MÉRIGOUX *et al.* 2009; PAILLEX *et al.* 2007, 2009; OLIVIER *et al.* 2009).



**Figure 1.** Localisation des sites étudiés (deux endroits par site) sur le Haut-Rhône (d'après Mérioux *et al.* 2009 et Paillex *et al.* 2007).

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

Trois campagnes de prélèvements ont été réalisées à deux endroits sur le site de Belley (pré-restauration, post-restauration années n+3 et n+4) et deux campagnes à deux endroits sur le site de Brégnier-Cordon (pré-restauration, post-restauration année n+3) (tableau 1). Les échantillons des deux endroits d'un même site ont été regroupés et analysés comme si un seul endroit par site avait été étudié. Les conditions hydrologiques sur le Rhône lors des prélèvements en 2002 et en 2008/2009 étaient similaires (OLIVIER *et al.* 2009).

Les prélèvements, tamisage des sédiments et tri des oligochètes ont été effectués par le laboratoire LEHNA de l'Université Claude Bernard Lyon 1. Les protocoles d'échantillonnage, de fixation des organismes et de traitement des échantillons sont détaillés dans divers travaux (MÉRIGOUX *et al.* 2009; OLIVIER *et al.* 2009). Les macroinvertébrés des sédiments grossiers de surface ont été récoltés avec un cylindre de Hess muni d'un filet avec un vide de maille de 200  $\mu\text{m}$ . Les premiers centimètres de substrat et la faune associée ont été collectés sur une surface de 0,05 m<sup>2</sup>. Les organismes ont été fixés sur le terrain avec de l'éthanol (concentration finale de l'éthanol de 80 %). Les échantillons ont été tamisés au laboratoire en utilisant un tamis avec un vide de maille de 200  $\mu\text{m}$ . Après extraction, les oligochètes ont été conservés dans de l'éthanol 75 %, en même temps que les autres macroinvertébrés.

Les oligochètes ont été étudiés à partir de l'examen de 30 prélèvements (ou relevés) à Belley (10 en 2002, 10 en 2008, 10 en 2009), et de 18 prélèvements (ou relevés) à Brégnier-Cordon (8 en 2002 et 10 en 2009). Chaque prélèvement (ou relevé) étant constitué par 4, 5 ou 6 répliques, nous avons analysé 158 échantillons à Belley et 87 à Brégnier-Cordon, soit un total de 245 échantillons. Nous avons eu recours à une procédure de sous-échantillonnage lorsque le nombre de spécimens dépassait 100 par échantillon. Les spécimens d'oligochètes ont été montés dans un milieu constitué à parts égales de glycérine et d'acide lactique. L'identification a été conduite à l'espèce (si possible) en utilisant les ouvrages de BRINKHURST & JAMIESON (1971), travail ancien mais très didactique, et de TIMM & VELDHUIZEN VAN ZANTEN (2002).

Pour l'analyse de la structure des communautés d'oligochètes, nous avons appliqué la méthodologie des traits fonctionnels TRF (VIVIER 2006; LAFONT *et al.* 2006, 2010; VIVIEN *et al.* 2019), développée spécifiquement pour les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique des cours d'eau (tableau 2). En résumé, un trait fonctionnel regroupe les espèces/taxons décrivant une fonctionnalité particulière, i. e. des échanges hydrologiques verticaux (infiltration, exfiltration) et des degrés divers de pollutions. Le trait de fonctionnement 1 (TRF1) regroupe les espèces indiquant la présence d'exfiltration de la nappe. Il est constitué par des espèces soit souterraines, soit stygophiles, c'est-à-dire pouvant se développer dans le milieu hyporhéique et les eaux souterraines. Les taxons TRF2, TRF3, TRF4 et TRFi décrivent, respectivement, une sensibilité aux pollutions, une résistance aux pollutions de type dissoute,

**Tableau 1.** Détail des campagnes d'échantillonnage réalisées sur les sites de Belley et de Brégnier-Cordon.

Site	Pré-restauration	Post-restauration n+3	Post-restauration n+4
Belley	30/05/2002	23/05/2008	24/04/2009
Brégnier-Cordon	06/06/2002	30/04/2009	-

**Tableau 2.** Liste des cinq traits fonctionnels (TRF) et exemples de taxons d'oligochètes associés à chaque TRF.

Traits fonctionnels TRF	Exemples de taxons caractéristiques
TRF1 : % de taxons indicateurs d'exfiltrations des eaux souterraines	Tous les Lumbriculidae ( <i>Trichodrilus</i> spp., <i>Stygodrilus</i> spp., etc.) excepté <i>Lumbriculus variegatus</i> , <i>Haber</i> spp., <i>Pristina</i> spp., <i>Cernovistiella</i> spp., <i>Achaeta</i> spp., <i>Marionina argentea</i> , <i>Haplotaxis gordioides</i> , <i>Propappus volki</i> , <i>Chaetogaster parvus</i>
TRF2 : % de taxons intolérants à la pollution	<i>Cernovistiella</i> spp., <i>Marionina argentea</i> , <i>Eiseniella tetraedra</i> , <i>Nais alpina</i> , <i>Vejdovskyella comata</i> , <i>Rhyacodrilus falciformis</i> , <i>Propappus volki</i> , <i>Haplotaxis gordioides</i>
TRF3 : % de taxons tolérants à la pollution des eaux (de type dissoute)	<i>Nais elinguis</i> , <i>Pristina jenkiniae</i> , <i>Dero digitata</i> , <i>Marionina riparia</i> , <i>Lumbriculus variegatus</i>
TRF4 : % de taxons indiquant la présence de boues polluées	Tubificinae avec ou sans soies capillaires, <i>Lophochaeta ignota</i> , <i>Tubifex tubifex</i> , <i>Limnodrilus</i> spp., <i>Bothrioneurum</i> sp., <i>Lumbricillus</i> spp.
TRFi : % de taxons résistants à des pollutions moyennes	<i>Chaetogaster diastrophus</i> , <i>C. diaphanus</i> , <i>Nais communis</i> , <i>N. christinae</i> , <i>N. barbata</i> , <i>N. pardalis</i> , <i>Slavina appendiculata</i>

la présence de boues polluées dans les interstices sédimentaires et une tolérance moyenne aux pollutions. Certains taxons peuvent appartenir à deux TRF différents, aux TRF1 et TRF2 (par exemple *Cernovistiella* spp.) et aux TRF1 et TRF3 (par exemple *Pristina jenkiniae*) et sont comptabilisés pour chacun des groupes fonctionnels (donc deux fois).

L'association prédominante des TRF1 et TRF2 (présence d'exfiltrations des eaux souterraines ; bonne qualité biologique) est associée à des écosystèmes peu ou pas anthropisés, tandis que la prédominance des TRF3 et TRF4 est associée à des effets anthropiques importants. Le TRFi représente une situation intermédiaire, qui peut basculer soit vers une situation non altérée, soit vers une situation fortement altérée. Une restauration menée avec succès devrait permettre d'éradiquer le TRF4 et de voir les TRF1 et TRF2 dominer sur le TRFi et surtout le TRF3.

Le potentiel écologique PE synthétise les informations apportées par les TRF1, TRF2, TRF3 et TRF4. Il repose sur la formule  $[(\%TRF1 + \%TRF2) + 1] / [(\%TRF3 + \%TRF4) + 1]$  et il est exprimé en logarithme à base 2. Une valeur de PE > 7 désigne des milieux préservés tandis qu'une valeur de PE ≤ 0 indique des milieux fortement altérés (LAFONT *et al.* 2010). Concernant les stades intermédiaires, un PE > 4 et ≤ 7 désigne un milieu faiblement altéré, un PE > 2 et ≤ 4 indique un milieu moyennement altéré et un PE > 0 et ≤ 2 désigne un milieu altéré. Ce PE exprime un fonctionnement global où les échanges avec la nappe interfèrent avec l'effet des polluants (dont la matière organique) présents dans le milieu.

Les analyses statistiques réalisées ont consisté en des tests T de Student (Excel) et une analyse en composantes principales normées (ACPn) (logiciel R, R CORE TEAM 2019).

Pour le site de Brégnier-Cordon, seuls 17 relevés ont pu être intégrés pour l'étude des effectifs d'oligochètes et pour l'ACPn et les tests T de Student, du fait de l'exclusion d'un prélèvement contenant moins de cinq spécimens.

## RÉSULTATS

Sur l'ensemble des campagnes et des deux sites, près de 25 000 spécimens ont été identifiés, avec 59 espèces et taxons répertoriés, répartis dans trois familles principales: Naididae (78 % des effectifs), Lumbriculidae (19 %) et Enchytraeidae (3 %) (tableau 3). Les peuplements d'oligochètes sont dominés par des espèces banales et ubiquistes. Le TRFi comprend le plus de taxons (27 taxons), suivis du TRF1 (17 taxons), TRF2 (15 taxons), TRF4 (7 taxons) et TRF3 (5 taxons). Le TRF1 est surtout représenté par les Lumbriculidae sp. (immatures), *Stylodrilus heringianus* et *Marionina argentea* (> 30 % d'occurrence). Les autres espèces du TRF1 (*Bichaeta sanguinea*, *Stylodrilus lemani*, *Rhynchelmiss paraolchonensis*, *Marionina libra*, *Cernosvitoviella* spp., *Propappus volki*, *Pristina jenkiniae*, *Phallosdrilus* sp.) sont peu représentées.

**Tableau 3.** Liste des espèces/taxons d'oligochètes recensés à Belley et Brégnier-Cordon, avec leur code d'identification, % d'occurrence (= nombre de relevés où un taxon a été observé / nombre total de relevés), % d'effectif (= effectif total d'un taxon / effectif global de tous les taxons), et trait(s) fonctionnel(s) (TRF1 à TRFi) correspondant(s) (VIVIER 2006); les taxons sont classés de haut en bas dans l'ordre décroissant de leur pourcentage d'occurrence.

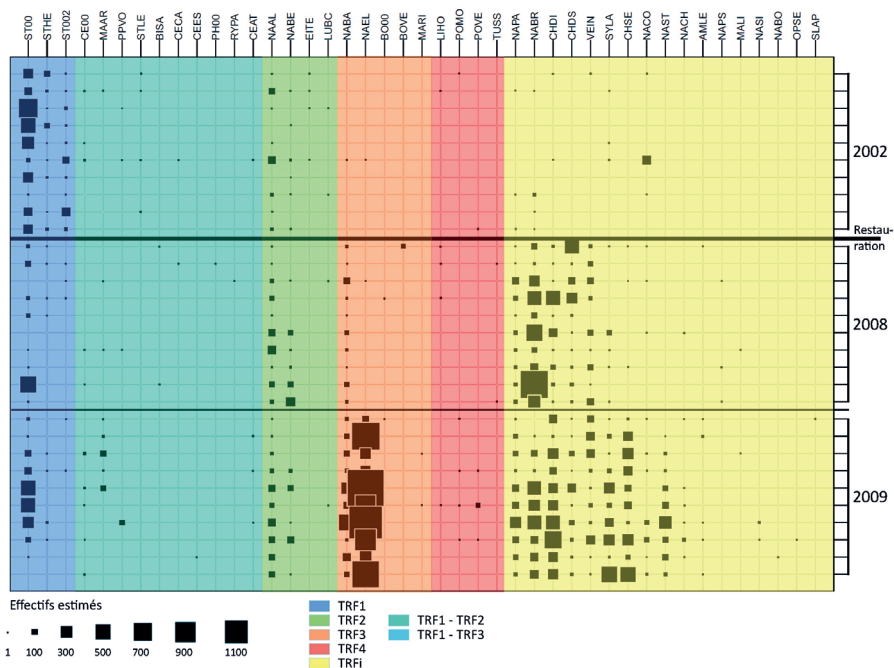
Famille (sous-famille)	Espèce/taxon	Code	% d'occurrence	% d'effectif	TRF
Lumbriculidae	Lumbriculidae immatures	ST00	90	16,5	TRF1
Naididae (Naidinae)	<i>Nais pardalis</i>	NAPA	81	3,3	TRFi
Naididae (Naidinae)	<i>Nais alpina</i>	NAAL	77	3	TRF2
Naididae (Naidinae)	<i>Chaetogaster diaphanus</i>	CHDI	69	8,7	TRFi
Naididae (Naidinae)	<i>Vejdovskyella intermedia</i>	VEIN	65	8,3	TRFi
Naididae (Naidinae)	<i>Nais barbata</i>	NABA	63	3,2	TRFi
Lumbriculidae	<i>Stylodrilus heringianus</i>	STHE	60	1,2	TRF1
Naididae (Naidinae)	<i>Nais elinguis</i>	NAEL	58	21,4	TRF3
Naididae (Naidinae)	<i>Chaetogaster diastrophus</i>	CHDS	58	2,9	TRFi
Naididae (Naidinae)	<i>Nais bretscheri</i>	NABR	54	8,3	TRFi
Naididae (Naidinae)	<i>Nais stolci</i>	NAST	50	3,8	TRFi
Naididae (Naidinae)	<i>Chaetogaster setosus</i>	CHSE	44	3,5	TRFi
Naididae (Naidinae)	<i>Stylaria lacustris</i>	SYLA	42	2,5	TRFi
Lumbriculidae	Lumbriculidae sp.2	ST002	38	1	TRF1
Enchytraeidae	<i>Marionina argentea</i>	MAAR	38	0,7	TRF1, TRF2
Naididae (Naidinae)	<i>Nais behningi</i>	NABE	35	1,3	TRF2
Naididae (Naidinae)	<i>Nais communis</i>	NACO	35	0,8	TRFi
Enchytraeidae	<i>Cernosvitoviella</i> spp.	CE00	29	0,3	TRF1, TRF2
Naididae (Tubificinae)	<i>Potamothenix moldaviensis</i>	POMO	27	4,2	TRF4
Naididae (Tubificinae)	<i>Potamothenix vejdoskyi</i>	POVE	27	0,3	TRF4
Naididae (Naidinae)	<i>Nais christinae</i>	NACH	25	0,3	TRFi
Naididae (Tubificinae)	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	LIHO	21	0,6	TRF4
Propappidae	<i>Propappus volki</i>	PPVO	19	0,3	TRF1, TRF2
Naididae (Naidinae)	<i>Amphichaeta leydigii</i>	AMLE	19	0,2	TRFi
Enchytraeidae	<i>Cernosvitoviella atrata</i>	CEAT	17	0,1	TRF1, TRF2

Tableau 3. (Suite).

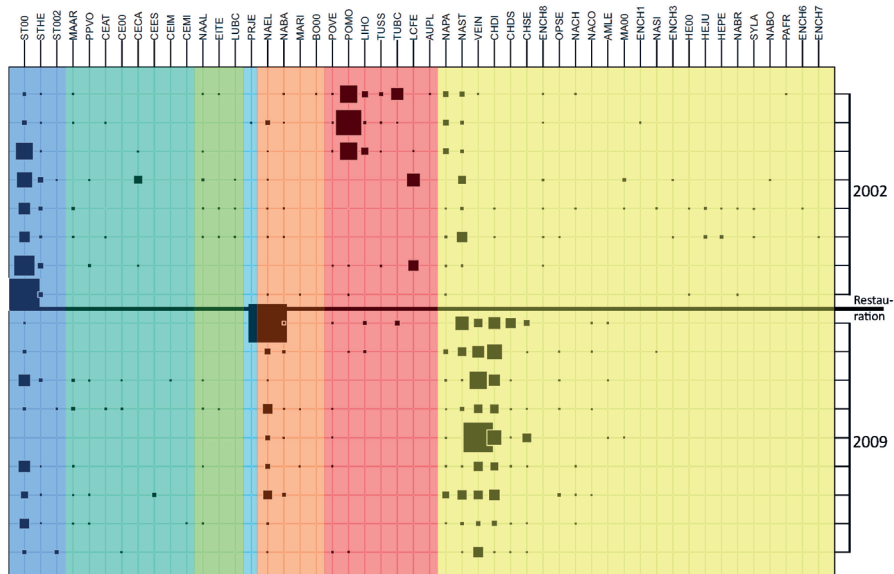
Famille (sous-famille)	Espèce/taxon	Code	% d'occurrence	% d'effectif	TRF
Lumbricidae	Lumbricidae immatures	LUBC	17	0,1	TRF2
Lumbricidae	<i>Eiseniella tetraedra</i>	EITE	17	0,1	TRF2
Naididae (Tubificinae)	Tubificinae immatures sans soies capillaires	TUSS	13	0,1	TRF4
Enchytraeidae	Enchytraeidae sp., Groupe 8	ENCH8	13	0,1	TRFi
Naididae (Naidinae)	<i>Ophidonais serpentina</i>	OPSE	13	0,1	TRFi
Enchytraeidae	<i>Cernosvitiella carpatica</i>	CECA	10	0,3	TRF1, TRF2
Enchytraeidae	<i>Marionina riparia</i>	MARI	10	0,1	TRF3
Naididae (Naidinae)	<i>Nais simplex</i>	NASI	8	0,1	TRFi
Lumbriculidae	<i>Stylodrilus lemani</i>	STLE	8	0,04	TRF1, TRF2
Enchytraeidae	<i>Lumbricillus fennicus</i>	LCFE	6	1	TRF4
Naididae (Tubificinae)	Tubificinae immatures avec soies capillaires	TUBC	6	0,7	TRF4
Enchytraeidae	<i>Marionina</i> sp.	MA00	6	0,1	TRFi
Naididae (Naidinae)	<i>Nais pseudobtusa</i>	NAPS	6	0,04	TRFi
Naididae (Tubificinae)	<i>Bothrioneurum</i> sp.	BO00	6	0,02	TRF3
Enchytraeidae	<i>Henlea jutlandica</i>	HEJU	4	0,1	TRFi
Enchytraeidae	<i>Cernosvitiella estaragniensis</i>	CEES	4	0,1	TRF1, TRF2
Enchytraeidae	<i>Henlea perpusilla</i>	HEPE	4	0,1	TRFi
Enchytraeidae	Enchytraeidae sp., Groupe 3	ENCH3	4	0,04	TRFi
Naididae (Naidinae)	<i>Nais borutzkii</i>	NABO	4	0,04	TRFi
Enchytraeidae	<i>Henlea</i> sp.	HE00	4	0,03	TRFi
Enchytraeidae	<i>Marionina libra</i>	MALI	4	0,03	TRF1
Lumbriculidae	<i>Bichaeta sanguinea</i>	BISA	4	0,02	TRF1, TRF2
Naididae (Rhyacodrilinae)	<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>	BOVE	2	0,1	TRF3
Enchytraeidae	Enchytraeidae sp., Groupe 1	ENCH1	2	0,02	TRFi
Enchytraeidae	<i>Cernosvitiella immota</i>	CEIM	2	0,02	TRF1, TRF2
Lumbriculidae	<i>Rhynchelmis paraolchonensis</i>	RYP A	2	0,02	TRF1, TRF2
Naididae (Pristininae)	<i>Pristina jenkiniae</i>	PRJE	2	0,02	TRF1, TRF3
Naididae (Naidinae)	<i>Paranais frici</i>	PAFR	2	0,02	TRFi
Naididae (Tubificinae)	<i>Aulodrilus pluriseta</i>	AUPL	2	0,02	TRF4
Enchytraeidae	<i>Cernosvitiella minor</i>	CEMI	2	0,01	TRF1, TRF2
Enchytraeidae	Enchytraeidae sp., Groupe 7	ENCH7	2	0,01	TRFi
Enchytraeidae	Enchytraeidae sp., Groupe 6	ENCH6	2	0,01	TRFi
Naididae (Naidinae)	<i>Slavina appendiculata</i>	SLAP	2	0,01	TRFi
Naididae (Phallodrilinae)	<i>Phallodrilus</i> sp.	PH00	2	0,01	TRF1



## A. Site de Belley



## B. Site de Brégnier-Cordon

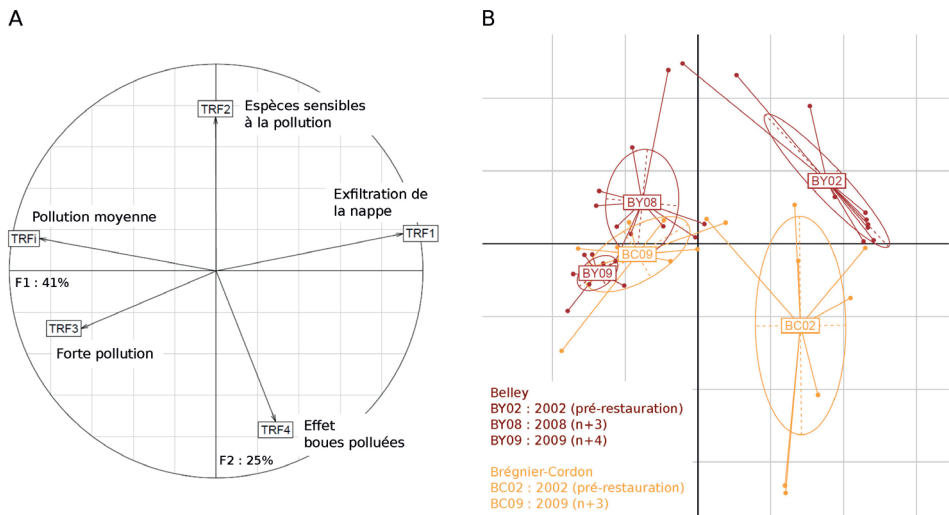


**Figure 2.** Distribution des effectifs (en nombre de spécimens par  $0,1\text{ m}^2$ ) des espèces/taxons d'oligochètes à Belley (30 relevés) (A) et à Brégnier-Cordon (17 relevés) (B); les espèces/taxons sont classés de gauche à droite en fonction du ou des TRF auquel (auxquels) ils appartiennent (TRF1 à TRF5); au sein de chaque TRF, les espèces/taxons sont classés de gauche à droite dans l'ordre décroissant de leur pourcentage d'occurrence; les correspondances entre les codes et le nom des espèces/taxons figurent dans le tableau 2.

Le cortège des taxons sensibles (TRF2) est essentiellement représenté par *Nais alpina*, *Nais behningi*, *Marionina argentea* et *Cernosvitoviella* spp. (> 20% d'occurrence). Les taxons les plus fréquents (% d'effectifs) sont dans l'ordre décroissant *Nais elinguis* (21,4 %), les Lumbriculidae sp. (16,5 %), *Chaetogaster diaphanus* (8,7 %), *Nais bretscheri* (8,3 %), *Vejdovskyella intermedia* (8,3 %) et *Potamothrix moldaviensis* (4,2 %). Une grande majorité de taxons (71 %) sont très peu fréquents (< 1 % d'effectifs).

Les figures 2A et 2B montrent, en 2008-2009 par rapport à 2002, une prolifération des espèces du TRFi (pollution moyenne), une diminution significative des effectifs des espèces indicatrices d'échanges avec la nappe (TRF1), et la nette augmentation de l'abondance de *Nais elinguis* (TRF3), notamment à Belley. Les effectifs de quelques espèces du TRF2 (*Nais alpina*, *Nais behningi*, *Cernosvitoviella* spp., *Marionina argentea* et *Propappus volki*) augmentent en 2009 à Belley. Cette observation laisse présager une réhabilitation en 2009 de la situation à Belley, mais sur ce même site les effectifs des taxons du TRFi et du TRF3 sont nettement plus élevés en 2009 qu'en 2002. Les espèces du TRF4 ne sont significativement représentées qu'à Brégnier-Cordon en 2002 et deviennent nettement moins abondantes sur ce site en 2009.

Une analyse ACPN a été réalisée sur les deux jeux de données (Belley et Brégnier-Cordon) en utilisant les valeurs moyennes des pourcentages de chaque TRF par relevé (figure 3). L'ACPN comprend un total de 47 relevés (30 pour Belley et 17 pour Brégnier-Cordon). Le facteur F1 (41 % de la variance totale) oppose le TRF1 (exfiltration de la nappe) au TRFi (pollution moyenne) et au TRF3 (forte pollution) (figure 3A). Le facteur F2 (25 % de la variance totale) oppose le TRF2 (espèces sensibles) au TRF4 (effet boues polluées). Le site de Belley évolue d'une association des TRF1-TRF2 en 2002 vers celle des TRFi-TRF2 en 2008 et TRFi-TRF3 en 2009,



**Figure 3.** Analyse en composantes principale normée (ACP) sur les sites de Belley (30 relevés) et de Brégnier-Cordon (17 relevés) à partir des valeurs moyennes des pourcentages de chaque trait fonctionnel (TRF1 à TRFi); (A) : cercle des corrélations; (B) : espace des relevés moyens sur le premier plan factoriel (F1-F2).

ce qui traduirait une augmentation progressive des altérations dues aux polluants (figure 3B). Le site de Brégner-Cordon évolue d'une association des TRF1-TRF4 en 2002 vers une association des TRFi-TRF3 en 2009. Le nettoyage du lit, effectif car débarrassé de ses boues, reste cependant apparemment pollué par des formes dissoutes de polluants. Par ailleurs, la dispersion des relevés sur le plan factoriel F1-F2 est plus accusée avant restauration sur les deux sites qu'après restauration où les relevés tendent à se regrouper, témoignant d'une uniformisation de la situation écologique après restauration (figure 3B). L'hétérogénéité des situations écologiques avant restauration a fait place à une homogénéisation de ces mêmes situations. En outre, après restauration, les relations avec la nappe (TRF1) diminuent significativement pour les deux sites.

En entrant plus en détail dans l'examen des deux sites, dans le cas de Belley (tableau 4), le test T de Student montre que les pourcentages de TRFi et TRF3 sont significativement plus élevés en 2008/2009 qu'en 2002 et que le pourcentage de TRF1 est significativement moins élevé en 2008/2009 qu'en 2002. On observe une diminution du pourcentage de TRF2 en 2008 et 2009 par rapport à 2002 mais celle-ci n'est pas significative. Le potentiel écologique est significativement moins élevé en 2008/2009 qu'en 2002. Il présentait une valeur proche de 6 en 2002, ce qui correspond à un PE de milieu faiblement altéré, puis une valeur inférieure à 0 en 2009, indiquant un milieu fortement altéré. Par ailleurs, on observe une augmentation significative des effectifs d'oligochètes et du nombre de taxons en 2008/2009 par rapport à 2002. Le bilan à Belley, après restauration, indique donc une dégradation très importante de l'état fonctionnel, dégradation qui s'accroît même entre 2008 et 2009 si l'on considère les valeurs du TRF3 et du PE.

Sur le site de Brégner-Cordon (tableau 5), le test T de Student montre que les pourcentages de TRF3 et TRFi sont significativement plus élevés en 2009 qu'en 2002 et que les pourcentages de TRF1 et TRF4 sont significativement moins élevés en 2009 qu'en 2002. La restauration semblerait avoir permis de réduire significativement la présence des boues polluées (nettoyage efficace du lit par le courant) au profit des espèces moyennement et fortement résistantes aux pollutions de type dissoutes (TRFi, TRF3). Les taxons sensibles (TRF2) restent peu représentés et leurs pourcentages inchangés entre les deux périodes. Les différences entre la richesse taxonomique, les effectifs d'oligochètes et le potentiel écologique obtenus en 2002 et

**Tableau 4.** Valeurs moyennes des variables oligochètes obtenues à Belley en 2002, 2008 et 2009 : pourcentages de chaque trait fonctionnel (TRF1 à TRFi), potentiel écologique (PE), nombre de taxons (NbT) et effectifs d'oligochètes par 0,1 m<sup>2</sup> (N) ; Test T : test T de Student calculé à partir des pourcentages de TRF, des PE, des nombres de taxons et des effectifs d'oligochètes obtenus en 2002 et 2008 (2002/2008) et en 2002 et 2009 (2002/2009) pour déterminer la significativité des différences de ces valeurs entre 2002 et 2008/2009 ; NS = non significatif.

	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi	PE	NbT	N
2002	76,42	16	0,16	0,5	9,62	5,99	8,6	149,4
2008	15,65	12,81	6,36	0,53	65,44	1,98	12,5	319,5
2009	8,09	6,06	36,49	0,6	50,02	-1,43	17,7	908,2
2002/2008								
Test T	p<0,0001	NS	p<0,0001	NS	p<0,0001	p<0,0001	p=0,003	p=0,006
2002/2009								
Test T	p<0,0001	NS	p<0,0001	NS	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001

**Tableau 5.** Valeurs moyennes des variables oligochètes obtenues à Brégnier-Cordon en 2002 et 2009: pourcentages de chaque trait fonctionnel (TRF1 à TRFi), potentiel écologique (PE), nombre de taxons (NbT) et effectifs d'oligochètes par 0,1 m<sup>2</sup> (N); Test T: test T de Student calculé à partir des pourcentages de TRF, des PE, des nombres de taxons et des effectifs d'oligochètes obtenus en 2002 et 2009 pour déterminer la significativité des différences de ces valeurs entre 2002 et 2009; NS = non significatif.

	TRF1	TRF2	TRF3	TRF4	TRFi	PE	NbT	N
2002	48,2	4,7	1,63	32,63	16,29	1,17	15	468
2009	19,9	3,92	15,68	1,69	61,47	0,26	13,8	520,9
Test T	p=0,05	NS	p=0,04	p=0,008	p=0,0002	NS	NS	NS

2009 ne sont pas significatives. Le PE est peu élevé (inférieur à 2, indiquant un milieu altéré) aussi bien en 2002 qu'en 2009. L'augmentation du débit réservé a eu des effets bénéfiques à Brégnier-Cordon, mais n'a pas permis une amélioration de l'état fonctionnel. La diminution du pourcentage de TRF1 entre 2002 et 2009 est importante mais il reste relativement élevé en 2009 (proche de 20 %). Les exfiltrations de la nappe n'ont donc pas disparu en 2009, mais ont été en partie remplacées par des dynamiques d'infiltrations.

## DISCUSSION

L'analyse de la structure des peuplements d'oligochètes montre que les mesures de restauration du Haut-Rhône (augmentation des débits réservés) sur les sites de Belley et Brégnier-Cordon n'ont pas permis d'améliorer l'état fonctionnel, qui s'est même globalement dégradé entre 2002 et 2008/2009, en particulier sur le site de Belley. La seule amélioration constatée est la disparition de l'effet boues polluées (TRF4) sur le site de Brégnier-Cordon. Ces résultats mettent en évidence que les principaux facteurs d'altération des milieux en 2008/2009 sont la qualité insuffisante des eaux et des sédiments grossiers de surface et un déficit d'exfiltrations des eaux souterraines (au niveau des sédiments grossiers de surface).

En raison de l'absence de l'examen des communautés d'oligochètes dans le milieu hyporhéique, il n'est pas possible de déterminer l'importance des infiltrations des eaux de surface. Un colmatage de la matrice poreuse (sédiments grossiers superficiels et/ou milieu hyporhéique) pourrait inhiber l'infiltration des eaux de surface. Nous pouvons donc seulement affirmer que des infiltrations d'eaux de surface sont probables en 2008/2009 sur les deux sites et qu'elles peuvent constituer une menace pour les eaux souterraines (dans le cas où la qualité des eaux de surface est moins bonne que celle des eaux souterraines).

La première question fondamentale qui se pose lorsque l'on veut élaborer des actions de restauration, sans doute la plus importante, est celle du type de fonctionnement attendu par rapport à une situation de référence ou considérée comme peu altérée par l'homme: quel état de fonctionnement le moins altéré possible doit-on préserver ou restaurer? Cet état de référence est difficile à estimer pour les grands cours d'eau, du fait de la longue histoire d'anthropisation de ces milieux signalée en introduction (BUISJE *et al.* 2002) et du manque d'études écologiques qui sont principalement menées sur des cours d'eau de petite taille ou de taille moyenne, ne serait-ce que pour des raisons techniques. Il apparaît difficile d'étudier un grand cours d'eau particulièrement dans des situations de tressage générant une grande variété de types d'annexes

fluviales, ce qui est le cas des sites étudiés dans le Haut-Rhône (LAMOUROUX *et al.* 2006; MÉRIGOUX *et al.* 2009; PAILLEX *et al.* 2007, 2009; OLIVIER *et al.* 2009).

L'état optimal de fonctionnement dans le Haut-Rhône n'est pas connu. Des valeurs de PE supérieures à 7, observées au niveau des sources de cours d'eau de taille petite à moyenne, ne sont peut-être pas atteignables dans de grands cours d'eau fortement impactés par les activités humaines (barrages, pollutions) et les objectifs pourraient se situer à des valeurs de PE inférieures à 7. Le résultat obtenu sur le site de Belley en 2002 montre qu'un PE de 6 pourrait constituer un objectif réaliste de fonctionnement à préserver ou à restaurer dans le chenal central du Haut-Rhône.

Les raisons invoquées de la dégradation de l'état fonctionnel suite à l'augmentation des débits réservés sont liées à des paramètres indépendants de la restauration, incluant notamment la qualité des eaux et l'activité des barrages en amont. Les perturbations hydrologiques induites par les barrages ont donc pu causer, en aval, une diminution des exfiltrations (TRF1) au profit des infiltrations et une augmentation des pollutions (cf. introduction). L'analyse des communautés d'oligochètes a ainsi permis de mettre clairement en évidence un problème de fonctionnement du milieu pouvant également affecter les autres communautés d'organismes.

Dans les secteurs étudiés, soutenir les débits du Rhône reste une solution possible de restauration, mais n'est pas suffisant. Il serait nécessaire en parallèle de prendre des mesures efficaces pour améliorer la qualité de l'eau et de l'analyser le plus régulièrement possible, notamment lors des éclusées. Du fait du risque élevé d'infiltrations des eaux de surface, la qualité des eaux souterraines devrait être aussi régulièrement analysée. Les travaux de restauration devraient également viser à favoriser les dynamiques d'exfiltration des eaux souterraines, par exemple par une meilleure gestion des activités des barrages et une élévation du niveau de la nappe.

Un autre point important est l'augmentation significative et progressive des effectifs d'oligochètes et du nombre de taxons observé de 2002 à 2009 à Belley. Ces variables sont ambiguës et l'augmentation de leur valeur n'indique pas forcément une amélioration de la qualité du milieu. L'augmentation des effectifs et du nombre de taxons sur ce site est liée à l'apparition de taxons moyennement résistants et résistants à la pollution et à leur prolifération et est donc ici un signe de dégradation.

En conclusion, l'étude des peuplements d'oligochètes au niveau des sédiments grossiers de surface a permis de montrer que sur les sites étudiés une seule augmentation des débits réservés n'était pas suffisante pour améliorer le fonctionnement du milieu et que cette opération devrait s'accompagner de diverses autres mesures visant à améliorer la qualité des eaux (de surface et souterraines) et favoriser les exfiltrations des eaux souterraines. L'effet de mesures de restauration dans les cours d'eau est classiquement évalué en étudiant la structure des communautés de macroinvertébrés (insectes en particulier) et poissons et la végétation. Nos résultats montrent que l'étude des communautés d'oligochètes dans le milieu poreux peut permettre d'apporter des informations précieuses sur le fonctionnement du milieu et qu'il serait bénéfique de l'inclure dans les suivis de mesures de restauration des cours d'eau. À noter que la prise en considération des peuplements d'oligochètes lors d'études de l'ensemble des macroinvertébrés benthiques nécessite un certain nombre d'adaptations des procédures pour l'échantillonnage, la fixation des organismes et l'extraction des oligochètes (habitats étudiés, taille du vide de

maille du filet et des tamis, etc.) (VIVIEN *et al.* 2020a). Le développement de méthodes oligochètes basées sur le séquençage à haut débit de spécimens marqués génétiquement (VIVIEN *et al.* 2020b) devrait permettre dans le futur une plus large utilisation de ce groupe taxonomique pour évaluer la qualité biologique des milieux aquatiques.

## REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Madame Sylvie Méricoux (Laboratoire LEHNA, Université Claude Bernard Lyon 1) qui nous a obligeamment confié les collections d'oligochètes provenant des relevés effectués dans le chenal central du Haut-Rhône sur les sites de Brégnier-Cordon et de Belley. Cette étude a été financée par la CNR dans le cadre du Programme décennal de restauration écologique et hydraulique du Rhône.

## BIBLIOGRAPHIE

- AMOROS C., ROUX A.L., REYGRABELLET J.L., BRAVARD J.P. & PAUTOU G., 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers* 1:17-36.
- BOULTON A.J., 2000. River ecosystem health down under: assessing ecological conditions in riverine groundwater zones in Australia. *Ecosystem Health* 6: 108-118.
- BOULTON A.J., 2007. Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshwater Biology* 52: 632-650.
- BOURNAUD M. & AMOROS C., 1984. Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement: quelques exemples dans un système fluvial. *Bulletin d'écologie* 15: 57-66.
- BRINKHURST R.O. & JAMIESON B.G.M., 1971. Aquatic Oligochaeta of the world. *Oliver and Boyd, Edinburgh*: 860 pp.
- BRUNKE M. & GONSER T.O.M., 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology* 37: 1-33.
- BUIJSE A.D., COOPS H., STARAS M., JANS L.H., VAN GEEST G.J., GRIFFS R.E., IBEELINGS B.W., OOSTERBERG W. & ROOZEN F.C.J.M., 2002. Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe. *Freshwater Biology* 47: 889-907.
- BUNN S.E. & ARTHINGTON A.H., 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507. (DOI: 10.1007/s00267-002-2737-0)
- CREUZÉ DES CHÂTELLIERS M., DOLEDEC S., LAFONT M., DOLE-OLIVIER M.J., KONECNY L. & MARMONIER P., 2021. Are hyporheic oligochaetes efficient indicators of hydrological exchanges in river bed sediment? A test in a semi-natural and a regulated river. *River Research and Applications* 37: 399-407. (DOI: 10.1002/rra.3758)
- GRIMM N.B. & FISHER S.G., 1984. Exchange between surface and interstitial water: implications for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiologia*, 111: 219-228.
- HANCOCK P.J., 2002. Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management* 29: 763-781.
- HENRY P. & AMOROS C., 1995. Restoration ecology of riverine wetlands: I. A scientific base. *Environmental Management* 19: 891-902.
- HENRY P., AMOROS C. & GIULIANI Y., 1995. Restoration ecology of riverine wetlands: II. An example in a former channel of the Rhône River. *Environmental Management*, 19: 903-913.
- HOLMES R.M., 2000. The importance of ground water to stream ecosystem function. In: Jones, J. B. & P. J. Mulholland (eds), *Streams and Ground Waters*. Academic Press, San Diego: 137-148.
- HUGHES F.M.R., ADAMS W.M, MULLER E., NILSSON C., RICHARDS K.S., BARSOUM N., DÉCAMP H., FOUSSADIER R., GIREL J., GUILLOU H., HAYES A., JOHANSSON M., LAMBS L., PAUTOU G., PEIRY J.L., PERROW M., VAUTIER F. & WINFIELD M., 2001. Importance of different scale processes for the restoration of floodplain woodlands. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 325-345. (DOI: 10.1002/rrt.656)
- HYNES H.B.N., 1983. Groundwater and stream ecology. *Hydrobiologia* 100: 93-99.
- JACKSON H.M., GIBBINS C.M. & SOULSBY C., 2007. Role of discharge and temperature variation in determining invertebrate community structure in a regulated river. *River Research and Applications* 23: 651-669.

- JÉZÉQUEL C., LAFONT M., BONNARD R., 2011. Évolution du fonctionnement sur le chenal central et les bras morts du Haut-Rhône français suite à des opérations de restauration physique et hydrologique à partir des communautés d'oligochètes. *Rapport Cemagref/ZABR/ Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse*: 81 pp.
- JUGET J., AMOROS C., GAMULIN D., REYGROBELLET J.L., RICHARDOT-COULET M., RICHOUX P. & ROUX C., 1976. Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français: II. Étude hydrologique et écologique de quelques bras morts. Premiers résultats. *Bulletin d'Écologie* 7: 479-492.
- JUGET J., YI B.J., ROUX C., RICHOUX P., RICHARDOT-COULET M., REYGROBELLET J.L. & AMOROS C., 1979. Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français: VII. Le complexe hydrographique de la Lône des Pêcheurs (un ancien méandre du Rhône). *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 41: 395-417.
- JUGET, J., 1984. Oligochaeta of the epigeal and underground fauna of the alluvial plain of the French upper Rhône (biotypological try). *Hydrobiologia* 115: 175-182.
- KINGSFORD R.T., 2000. Ecological impacts of dams, water diversion and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology* 25: 109-127.
- LAFONT M. & DURBEC A., 1990. Essai de description biologique des interactions entre eau de surface et eau souterraine: application à l'évaluation de la vulnérabilité d'un aquifère à la pollution d'un fleuve. *Annales de Limnologie* 26: 119-129.
- LAFONT M., CAMUS J.C. & ROSSO A., 1996. Superficial and hyporheic oligochaete communities as indicators of pollution and water exchange in the River Moselle, France. *Hydrobiologia* 334: 147-155.
- LAFONT M., VIVIER A., NOGUEIRA S., NAMOUR P. & BREIL P., 2006. Surface and hyporheic Oligochaete assemblages in a French suburban stream. *Hydrobiologia* 564: 183-193.
- LAFONT M., JÉZÉQUEL C., VIVIER A., BREIL P., SCHMITT L. & BERNOUD S., 2010. Refinement of biomonitoring of urban water courses by combining descriptive and ecohydrological approaches. *Ecohydrology & Hydrobiology* 10(1): 3-11.
- LAMOUREUX N., OLIVIER J.M., CAPRA H., ZYLBERBLAT M., CHANDESRIIS A. & ROGER P., 2006. Fish community changes after minimum flow increase: testing quantitative predictions in the Rhône River at Pierre Bénite, France. *Freshwater Biology* 51: 1730-1743.
- MALARD F., LAFONT M., BURGHER P. & WARD J.V., 2001. A comparison of longitudinal patterns in hyporheic and benthic oligochaete assemblages in a glacial river. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 33: 457-466.
- MALARD F., TOCKNER K., DOLE-OLIVIER M.J. & WARD J.V., 2002. A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology* 47: 621-640.
- MÉRIGOUX S., LAMOUREUX N., OLIVIER J.M. & DOLÉDEC S., 2009. Invertebrate hydraulic preferences and predicted impacts of changes in discharge in a large river. *Freshwater Biology* 54: 1343-1356.
- OLIVIER J.M., LAMOUREUX N., MÉRIGOUX-LHOPITAL S., PIEGAY H., CASTELLA E., SEGURA S., FRUGET J-F., FORCELLINI M., REYNAUD D., RIQUIER J., PAILLEX A., MONTBERTRAND A.-L., CARRON G. & MCCRAE D., 2009. Suivi scientifique du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône: Un observatoire dynamique de l'état écologique du fleuve, Rapport d'étape. 278 pp. (<http://restaurationrhone.univ-lyon1.fr/>)
- PAILLEX A., CASTELLA E., CARRON G., 2007. Aquatic macroinvertebrate response along a gradient of lateral connectivity in river floodplain channels. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 779-796.
- PAILLEX A., DOLÉDEC S., CASTELLA E. & MÉRIGOUX S., 2009. Large river floodplain restoration: predicting species richness and trait responses to the restoration of hydrological connectivity. *Journal of Applied Ecology* 46: 250-258.
- PETTS G., MÖLLER H. & ROUX A.L., 1989. Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe. *John Wiley & Sons Ltd, Chichester*.
- R CORE TEAM, 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- TIMM T. & VELDHIJZEN VAN ZANTEN H.H., 2002. Freshwater oligochaeta of North-West Europe. Biodiversity Center of ETI, World Biodiversity Database, CD-ROM
- VIVIEN R., LAFONT M., WERNER I., LALUC M. & FERRARI B.J.D., 2019. Assessment of the effects of wastewater treatment plant effluents on receiving streams using oligochaete communities of the porous matrix. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 420, 18.
- VIVIEN R., LAFONT M. & FERRARI B.J.D., 2020a. Assessment of abundance and community composition of benthic macroinvertebrates: recommendations for improved sampling, fixation and extraction of oligochaetes. *Archives des Sciences* 71: 37-44.

- VIVIEN R., APOTHÉLOZ-PERRET-GENTIL L., PAWLOWSKI J., WERNER I., LAFONT M. & FERRARI B.J.D, 2020b. High-throughput DNA barcoding of oligochaetes for abundance-based indices to assess the biological quality of sediments in streams and lakes. *Scientific Reports* 10: 2041. (DOI: 10.1038/s41598-020-58703-2)
- VIVIER A., 2006. Effets écologiques de rejets urbains de temps de pluie sur deux cours d'eau périurbains de l'ouest lyonnais et un ruisseau phréatique en plaine d'Alsace. *Thesis, L.P. University, Strasbourg, France*, 208 pp.