



HAL
open science

De l'écohydrologie aux interactions nappe-rivière: quantifier pour mieux gérer

T. Datry

► **To cite this version:**

T. Datry. De l'écohydrologie aux interactions nappe-rivière: quantifier pour mieux gérer. Sciences de l'environnement. Habilitation à diriger des recherches, Université Lyon I, 2012. tel-02597721

HAL Id: tel-02597721

<https://hal.inrae.fr/tel-02597721>

Submitted on 15 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Habilitation à Diriger des Recherches
Université de Lyon 1 –Fédération sciences
Mémoire de soutenance

Thibault Datry
Thibault.datry@irstea.fr

De l'éco-hydrologie aux interactions nappe-
rivière :
quantifier pour mieux gérer

Lyon, le 22 novembre 2012

Jury : Arturo Elosegı (rapporteur)
Gilles Pinay (rapporteur)
Sergi Sabater (rapporteur)
Bernard Dumont
Didier Graillot
Pierre Marmonier

Laboratoire Dynamique, modèles et indicateurs en éco-hydrologie.
Irstea – Lyon
Ecole doctorale de rattachement E2M2-UCBL Lyon 1

Avant propos / foreword

Ce mémoire comprend A) une notice d'activité, B) une synthèse de mes activités scientifiques, dans laquelle je décris mes projets de recherches, d'animation et d'encadrement, et C) quelques publications, incluant les co-publications avec des thésards et post-doctorants.

This dissertation includes A) a detailed CV, B) a synthesis of my research activity and projects, and C) some selected publications, including co-publications with PhD and post-doctorate students.

Je remercie vivement les chercheurs qui ont accepté d'être rapporteurs pour mon HDR.

Arturo Elozegi (Enseignant-chercheur à l'Université du pays Basque) qui est un expert du métabolisme des cours d'eau et étudie depuis longtemps les liens entre géomorphologie et écologie dans les rivières. Arturo est fortement impliqué dans les projets de restauration impliquant l'ajout de bois morts.

Gilles Pinay (Directeur de recherche CNRS, Université de Rennes) qui est un habitué des échanges nappe-rivière dans les cours d'eau et spécialiste de leur rôle sur les cycles bio-géochimiques. Gilles a été récemment professeur d'éco-hydrologie à l'Université de Birmingham.

Sergi Sabater (Directeur Scientifique de l'ICRA à Girona et professeur à l'Université de Girona) qui travaille depuis très longtemps sur les cours d'eau méditerranéens pour déterminer l'effet des assèchements sur les processus de l'écosystème et les communautés biologiques. Sergi est impliqué dans plusieurs grands projets Espagnols ou Européens visant à améliorer la gestion des cours d'eau temporaires.

Je remercie également très chaleureusement les chercheurs qui ont bien voulu participer au jury.

Bernard Dumont (Directeur de recherche, Irstea-Aix en Provence) qui est un acteur incontournable des rivières et ruisseaux temporaires de la région PACA. Bernard a une connaissance des communautés biologiques associées à ces systèmes qui n'a pas d'égale.

Didier Graillot (Directeur de recherche, Ecole Nationale Supérieure des Mines, St Etienne) qui est hydrogéologue expert des échanges hydriques nappe-rivière dans les cours d'eau. Didier porte un regard éclairé de physicien sur ces aspects, indispensable à l'éco-hydrologie.

Pierre Marmonier (Professeur, Université de Lyon) qui est un spécialiste incontestable des échanges nappe-rivière dans les cours d'eau et un amoureux des organismes qui y sont associés. Pierre a travaillé très activement sur les problèmes de colmatage des cours d'eau en Bretagne.

Merci à tous mes collègues avec qui j'ai travaillé ces dernières années, de près ou de loin, et en particulier aux co-auteurs des publications incluses dans ce mémoire, et à mes collègues de l'équipe DYNAM pour les riches discussions et interactions quotidiennes !

Sommaire

A) Notice d'activité	5
A.1. Résumé des activités scientifiques	7
A.2. Scientific activities: summary	11
A.3) CV	15
A.4) Travaux-publications	17
A.5) Edition – organisation	27
A.6) Encadrement-Enseignement-Transfert	28
A.6.1. Encadrement	28
A.6.2. Enseignement	30
A.6.3. Formation, Expertise, Appui technique	31
A.6.4. Accueil de chercheurs étrangers	31
A.7. Collaborations internationales	32
B) Synthèse des activités scientifiques	33
B.1. Interactions nappe-rivière et la gestion des hydro-systèmes	35
B.2. Les projets développés	39
B.2.1. Le colmatage hyporhéique : relations entre le sédiment, les processus biogéochimiques, et les communautés biologiques	40
B. 2.2. Assèchements et dynamique des invertébrés aquatiques dans les cours d'eau intermittents	50
B.3. Collaborations, animation et encadrement	64
B.5. Références	66
C) Annexes : quelques publications	79

A) Notice d'activité

A.1. Résumé des activités scientifiques

De l'éco-hydrologie aux interactions nappe-rivière : quantifier pour mieux gérer

Les interactions nappe-rivière se déroulant au sein de la *zone hyporhéique* sont aujourd'hui reconnues comme essentielles au fonctionnement écologique des cours d'eau, et à l'organisation et au maintien de leur biodiversité (Jones & Holmes 1995, Brunke & Gonser 1997, Boulton et al. 2010). Toutefois, les programmes de gestion, conservation et restauration des cours d'eau ont pour l'instant du mal à les prendre en compte (Datry et al. 2008, Boulton et al. 2010, Hester & Gooseff 2010). Si cette *dimension verticale* des cours d'eau est encore très souvent oubliée, c'est en partie lié au manque d'outils tangibles, quantitatifs, valides sur plusieurs sites, et de recommandations claires produites pour les gestionnaires. Mes travaux de recherche ont donc consisté à développer deux axes principaux de recherche autour de l'*écohydrologie* des interactions nappe-rivière, en adoptant une approche quantitative et multi-sites. Ces recherches ont pour but premier d'améliorer les connaissances de *l'habitat temple* des communautés fluviales, c'est à dire de comprendre et de quantifier les liens entre les communautés et leur environnement physique (Townsend & Hildrew 1994).

Contexte

Le premier axe de recherche porte sur les relations entre le sédiment (texture, granulométrie, quantité), les processus biogéochimiques et les communautés biologiques (micro-organismes, invertébrés) de la zone hyporhéique. Il s'agit notamment de pouvoir appréhender le colmatage du lit des cours d'eau, aujourd'hui problème environnemental majeur (Waters 1995, Kasahara et al. 2011), à travers la mise en place d'un protocole de mesure sur les réseaux nationaux français, en quantifiant les relations entre colmatage, processus de l'écosystème et les communautés biologiques, ou en étudiant des modes de restauration. Le second axe s'attache à étudier les relations entre les assèchements (fréquence, durée, étendue), les processus de l'écosystème, et les communautés biologiques dans les cours d'eau intermittents. Ces cours d'eau qui s'assèchent une partie de l'année en réponse à de fortes interactions nappe-rivière sont en effet peu considérés tant par les scientifiques que les gestionnaires ; pourtant ils représentent une proportion substantielle des cours d'eau, et leur nombre s'accroît en réponse au changement climatique et à l'augmentation des besoins en eaux (Larned et al. 2010, Datry et al. 2011a, Steward et al. 2012, Döll & Schmied 2012). Ces recherches doivent permettre de mieux appréhender ces systèmes tant d'un point de vue fondamental qu'appliqué.

Résultats principaux

Mes travaux sur le colmatage du lit des cours d'eau ont tout d'abord permis de mettre au point un protocole de mesure robuste, simple, peu coûteux, et donc applicable à large échelle et sur du long terme. Actuellement testé sur plus de 150 rivières en France dans le cadre des suivis hydro-morphologiques DCE, ce protocole est basé sur des mesures aléatoires de la conductivité hydraulique, qui s'avère un bon proxy du % de sédiments fins stockés dans les sédiments hyporhéiques (Ryan & Packman 2007, Descloux et al. 2011). En parallèle, les effets du colmatage hyporhéique sur les communautés de micro-organismes (et leurs fonctions) et sur les communautés d'invertébrés ont été étudiés sur plusieurs sites contrastés dans trois rivières. Ces recherches ont été menées au travers d'un post-doctorat (G. Nogaro) et d'une thèse (S. Descloux) que j'ai co-encadré. Elles ont montré qu'il était difficile de prédire les effets du colmatage à l'échelle du micro-habitat sur la composition, la structure et les fonctions des communautés de micro-organismes (Nogaro et al. 2010, 2012), et que les modèles théoriques actuels (e.g., Dahm et al. 1987, Hendricks 1996) étaient trop simplistes. Concernant les invertébrés, les effets du colmatage ont été pour la première fois considérés

simultanément dans les habitats benthiques et hyporhéiques. De manière comparable sur les trois rivières étudiées, plus les % de sédiments fins sont élevés, plus les communautés sont pauvres et cela d'autant plus dans la zone hyporhéique (Descloux et al. 2012a). Si la composition générale des communautés change faiblement avec le colmatage, les communautés benthiques et hyporhéiques deviennent de plus en plus dissimilaires, indiquant une réduction des échanges entre les deux habitats (Descloux et al. 2012a). De plus, les traits biologiques liés à la réduction d'espace (e.g., formes vermiformes) sont graduellement sélectionnés avec le colmatage (Descloux et al. 2012b). Enfin, j'ai participé aux côtés de collègues internationaux aux réflexions pour améliorer la prise en compte de la zone hyporhéique dans les programmes de restauration, en particulier dans le cas de cours d'eau colmatés (Datry et al. 2008, Kasahara et al. 2009, Boulton et al. 2010).

Mes travaux sur les cours d'eau intermittents (CEIs) ont tout d'abord consisté à quantifier l'occurrence des assèchements dans les réseaux hydrographiques français. Un travail de régionalisation, effectué en collaboration avec plusieurs collègues français et néozélandais, a permis de montrer que les CEIs pouvaient représenter jusqu'à 35% du linéaire français et que ceux-ci n'étaient pas cantonnés aux seules régions méditerranéennes (Snelder et al. 2012). Considérant les CEIs comme des mosaïques d'habitats aquatiques et terrestres (Larned et al. 2010), j'ai ensuite identifié les métriques de l'intermittence (durée, fréquence des assèchements) contrôlant la structure et la composition des communautés d'invertébrés benthiques et hyporhéiques et généré des relations quantitatives intermittence-communautés en France (Datry 2012), comme en Nouvelle Zélande (Datry et al. 2007). J'ai aussi quantifié l'importance de certains des mécanismes utilisés par les organismes pour persister dans les CEIs de ces deux pays, telle que l'estivation (Larned et al. 2007, Datry et al. 2012). D'un point de vue plus fonctionnel, j'ai montré en quoi la dynamique de la décomposition de la matière organique différait dans les CEIs de celle observée et théorisée dans les cours d'eau pérennes (Datry et al. 2011, Corti et al. 2011, Corti & Datry 2012). Notamment, les zones et périodes de stockage sont découplées, dans le temps et l'espace, des zones et périodes de décomposition (Datry et al. 2011, Corti et al. 2011). Les transitions terrestre-aquatique sont marquées par un transport important de la matière organique des zones de stockage à celles de décomposition (Corti & Datry 2012). Enfin, d'un point de vue prospectif et à travers un travail de thèse en cours (R. Corti), mes recherches ont aussi porté sur les habitats terrestres des CEIs et les successions écologiques d'invertébrés s'y déroulant (Corti et al. 2012).

Conséquences fondamentales et appliquées

La recherche de liens quantitatifs entre les communautés fluviales et leur habitat physique (e.g., sédiments, assèchements) contribue à l'amélioration des connaissances de l'*habitat templet* des rivières. De plus, si les communautés de systèmes indépendants biogéographiquement montrent des réponses similaires à cet *habitat templet*, cela signifie que des mécanismes généraux interviennent et qu'il existe des convergences adaptatives chez les communautés (Wiens 1991, Lamouroux et al. 2002). Enfin, ces recherches contribuent à l'identification de descripteurs clés de l'habitat physique des organismes, à intégrer dans les modèles d'organisation des communautés fluviales (Poff et al. 1997, Thorp et al. 2006). D'un point de vue plus appliqué, les liens généraux quantitatifs établis au sein de mes travaux permettent d'aider les gestionnaires à prédire ou de mitiger l'effet d'aménagements, de prélèvements, ou de rejets dans les cours d'eau. De plus, l'intégration de la zone hyporhéique dans les projets de restauration, et plus généralement dans les pratiques de gestion des cours d'eau, va permettre l'amélioration de l'efficacité de ces projets (Datry et al. 2008, Kasahara et al. 2009, Boulton et al. 2010) et des connaissances sur la zone hyporhéique en obtenant des

données nombreuses et à large échelle, et en considérant les cours d'eau dans toutes leurs dimensions (Ward 1989).

Collaborations, animation & encadrement

Mes recherches ont généré de nombreuses et fructueuses collaborations internationales ces dernières années (Allemagne, Angleterre, Australie, Chili, Espagne, Monténégro, Nouvelle Zélande, USA, Suisse). Tout en poursuivant ces dernières, je vais aussi m'attacher à développer des collaborations nationales plus importantes dans les années à venir, notamment par le biais de projets de recherches EC2CO et ANR. Le développement de la thématique restauration dans notre équipe, et l'arrivée prochaine d'un nouvel ingénieur de recherche « restauration des cours d'eau » permettra de consolider les liens amicaux et scientifiques avec mes collègues de DYNAM, tout en favorisant l'échange disciplinaire (physique, modélisation, habitat, poisson). Je prévois aussi un séjour à l'étranger de plusieurs mois (sabbatical) dans les 5 ans à venir. Enfin, je me consacrerai de plus en plus à l'animation scientifique de mon équipe et/ou de mon laboratoire, en profitant notamment du déménagement à la Doua qui nous rapprochera des laboratoires d'écologie (UMR-CNRS 5023 et 5558). En ce qui concerne l'encadrement, j'ai co-dirigé une thèse (S. Descloux) et en dirige actuellement une autre (R. Corti) et propose chaque année des sujets de stage de Master Recherche et Professionnel (voir activités). Ces deux thèses ont donné lieu à plusieurs publications. Ma philosophie d'encadrement est de proposer aux doctorants et post-doctorants des sujets de recherche en liens avec mes travaux, mais sur lesquels je « n'empiète » pas, et qui sont relativement distincts de mes propres thématiques de recherche afin de promouvoir leur « niche » scientifique.

Perspectives

A chacun de mes deux axes de recherche, trois perspectives sont envisagées.

1) Le protocole de mesure du colmatage va être testé et évalué sur les réseaux hydrographiques français. A ce jour, et avec l'aide précieuse des agents Onema de toutes les Directions Régionales, ce protocole a été appliqué à plus de 150 sites sur autant de rivières françaises. Sur une vingtaine d'entre elles, les opérateurs ont alterné les mesures de manière à estimer le biais expérimentateur. Une synthèse des données collectées ces trois dernières années sera effectuée en 2013 et un article scientifique rédigé, ainsi qu'un guide méthodologique à destination des gestionnaires (Collectivités, Agences, Onema, Bureau d'Etude, etc.).

2) Les interactions nappe-rivière jouent un rôle fondamental dans le recyclage des nutriments. A l'échelle du tronçon, le colmatage des sédiments réduit les échanges nappe-rivière, ce qui pourrait conduire à une modification de la transformation des nutriments. Des co-injections de traceurs conservatifs (e.g., Cl, Br) et de nutriments (azote et phosphore) seront réalisées sur une dizaine de sites présentant des niveaux de colmatage contrastés. Ce travail sera réalisé dans le cadre d'un post-doctorat en 2014-2015 et permettra de mieux comprendre les effets du colmatage à l'échelle du tronçon tout en développant des indicateurs fonctionnels hyporhéiques novateurs.

3) Les programmes de restauration des cours d'eau se sont multipliés ces dernières années, sous l'influence de la mise en application de la DCE. Au cours des prochaines années, et avec l'arrivée d'un poste d'Ingénieur d'Etude « restauration » fin 2012 dans notre laboratoire, je compte développer des recherches permettant d'inclure ces interactions nappe-rivière dans la

conception, le suivi et l'évaluation des projets de restauration. Cela pourra prendre plusieurs formes, comme concevoir des projets visant spécifiquement à rétablir ou améliorer les interactions nappe-rivière avec l'ajout de structures, de bois morts, ou de sédiments dans le lit de petits cours d'eau, ou tester de nouveaux indicateurs (e.g., conductivité hydraulique, transient storage) pour suivre et évaluer le succès des projets de restauration incluant l'effacement de seuils et de barrages et le rehaussement de débits à l'aval d'ouvrages.

4) L'identification de relations générales et transférables est un objectif majeur en écologie. La première perspective de mes travaux sur les CEIs est de tester la généralité des réponses des communautés d'invertébrés à l'assèchement, en comparant ces réponses sur plusieurs continents. Ceci permettra notamment d'identifier quels sont les mécanismes impliqués et de tester si des convergences existent à l'échelle des communautés.

5) Au sein d'une mosaïque d'habitats des CEIs, les organismes sont structurés sous la forme de méta-communautés qui interagissent continuellement au gré des modifications de la composition et de la structure spatiale de la mosaïque. Plusieurs modèles théoriques ont été proposés pour expliquer ces interactions au sein de paysages plus ou moins fragmentés, mais aucun n'a été testé dans les CEIs. Notamment, la position des assèchements au sein des réseaux hydrographiques et les fragmentations du paysage aquatique en résultant pourraient avoir un rôle important dans le contrôle des communautés fluviales. Ces aspects seront considérés dans plusieurs travaux de thèse dans les années à venir, aussi bien sur les communautés d'invertébrés que de poissons.

6) Les interactions biotiques ont largement été ignorées dans les CEIs, puisque l'assèchement est considéré comme le facteur abiotique principal contrôlant les communautés. Toutefois, les transitions spatiales, mais aussi temporelles entre les habitats terrestres et aquatiques sont le siège d'intenses interactions entre organismes aquatiques, semi-aquatiques et terrestres. En couplant des approches expérimentales *in situ*, l'utilisation de mésocosmes de laboratoire et le développement et l'utilisation d'outils isotopiques novateurs (e.g., H, S), certaines de ces interactions (prédation, compétition) seront étudiées, de manière à comprendre leur rôle dans la structuration et l'organisation des communautés.

A.2. Scientific activities: summary

Hydroecology at the edge: accounting for surface-groundwater interactions to improve river management

Surface-groundwater (SW-GW) interactions occurring in the hyporheic zone are essential to stream and river functioning and to the organisation and conservation of their biodiversity (Jones & Holmes 1995, Brunke & Gonser 1997, Boulton et al. 2010). However, river management, restoration and conservation programs usually do not account for these interactions (Datry et al. 2008, Boulton et al. 2010, Hester & Gooseff 2010). If this vertical dimension of streams and rivers is often disregarded, it is partly due to a lack of tangible, quantitative tools effectual across sites, and to the rarity of clear recommendations towards water managers. I developed two main research themes related to the hydroecology of SW-GW interactions, with a quantitative, multisite approach. The primary objective of my research is to improve our knowledge and understanding of the habitat templet of riverine communities, by quantifying the relationships between communities and their physical environment (Townsend & Hildrew 1994).

Context

In a first research theme, I'm examining in the hyporheic zone the relationships between the sediment (texture, grain-size, quantity), biogeochemical processes and biotic communities (micro-organisms, invertebrates). The objective is to understand and mitigate the effects of streambed clogging, which is today a major environmental issue (Waters 1995, Kasahara et al. 2011). This includes developing and testing a protocol to measure clogging conditions along monitoring stream networks, quantifying the relationships between clogging, biogeochemical processes and biotic communities, and developing restoration programs. In a second theme, I'm examining the relationships between drying events (frequency, duration, extent and timing), ecosystem processes, and biotic communities in intermittent rivers. These rivers that stop flowing for part of the year in response to intense SW-GW are still poorly considered by river scientists and managers; nevertheless, they comprise a substantial proportion of rivers worldwide, and their extent is increasing because of climate change and increasing water appropriation by humans (Larned et al. 2010, Datry et al. 2011a, Steward et al. 2012, Döll & Schmied 2012). This research aims at improving our knowledge and understanding of these ecosystems, both from fundamental and applied perspectives.

Main results

My research on hyporheic clogging led to the development of a robust, simple and cheap measure protocol, hence appropriate for large-scale and long-term studies. This protocol is presently being tested on > 150 French rivers in the context of hydromorphological river monitoring programs driven by the Water Framework Directive. It is based on random sediment hydraulic conductivity measures, which was shown to be a surrogate to % fine sediment content in the hyporheic zone (Ryan & Packman 2007, Descloux et al. 2011). In parallel, I've studied on nine sites across three rivers the effects of hyporheic clogging on microbial communities and functions, and on invertebrate communities. These studies were conducted by a post-doctorate (G. Nogaro) and a PhD student (S. Descloux), whom I co-supervised. We showed it was difficult to predict the effects of clogging on microbial community composition, structure and functions at the micro-habitat scale (Nogaro et al. 2010, 2012), and that current models are inaccurate (e.g., Dahm et al. 1987, Hendricks 1996). Concerning invertebrates, it was the first time benthic and hyporheic organisms were

considered simultaneously. Consistently across the studied rivers, invertebrate communities become species-poorer when % fine sediment increased, as this all the more in the hyporheic zone (Descloux et al. 2012a). Whereas the overall community composition did not change substantially with clogging, benthic and hyporheic communities became more and more dissimilar, indicating a reduction of vertical exchanges between the two habitats (Descloux et al. 2012a). Biological traits associated with a reduction of available pore-space (e.g. cylindrical forms) were selected at clogged sites (Descloux et al. 2012b). Last, I participated alongside with national and international colleagues to several reflexions about how to improve the incorporation of SW-GW interactions in restoration programs (Datry et al. 2008, Kasahara et al. 2009, Boulton et al. 2010).

With respect to intermittent rivers, my researches have first addressed the occurrence of drying events across the French hydrological network. In collaboration with several colleagues from France and New Zealand, a regionalisation procedure has shown that up to 35% of the network length is intermittent, and that drying events are not restricted to the Mediterranean areas (Snelder et al. 2012). Considering intermittent rivers as aquatic and terrestrial habitat mosaics, I've identified which flow intermittence metrics (drying duration and frequency) are controlling benthic and hyporheic community structure and composition, and have generated quantitative relationships between them in France (Datry 2012) and New Zealand (Datry et al. 2007). I have also quantified the significance of some of the mechanisms used by organisms to persist in intermittent rivers in these two countries (Larned et al. 2007, Datry et al. 2012). In a more functional perspective, I've shown how organic matter processing differed in intermittent rivers compared to perennial's (Datry et al. 2011, Corti et al. 2011, Datry & Corti 2012). In particular, storage is decoupled in time and space from processing, in response to aquatic and terrestrial habitat mosaic (Datry et al. 2011, Corti et al. 2011). Terrestrial-aquatic transitions are important moments of organic matter transport from storage to processing zones (Corti & Datry 2012). Last, in a more prospective approach and through an on-going PhD project (R. Corti), my research also focuses on dry riverbeds and their constituent ecological successions in invertebrates (Corti et al. 2012).

Basic and applied implications

Identifying quantitative relationships between riverine communities and their physical habitat (e.g. sediments, flow intermittence) contributes to advancing knowledge on the habitat templet of rivers. Moreover, when communities from biogeographically-separated systems show consistent response to this habitat templet, this indicates the existence of general underlying mechanisms and adaptive community convergence (Wiens 1991, Lamouroux et al. 2002). Last, this research helps identifying key variables of organism physical habitats to be further integrated in the models of riverine community organisation (e.g., Poff et al. 1997, Thorpe et al. 2007). From an applied perspective, general quantitative relationships help water managers predicting or mitigating the effects of management practices, such as water allocation programs. Furthermore, incorporating the hyporheic zone in current and upcoming restoration projects, and more generally in river management practices and policies, will improve their success and efficiency (Datry et al. 2008, Kasahara et al. 2009, Boulton et al. 2010), increase large-scale datasets availability and enlarge our consideration of hydrosystems in all dimensions (Ward 1989).

Collaborations, animation and supervision

My research led to several fruitful international collaborations (Australia, Chili, Germany, Montenegro, New Zealand, USA, UK, Spain, Switzerland). While I'll keep these productive, I'll also develop more national collaborations through of EC2CO and ANR research

programs. The expansion of restoration programs in France, together with the arrival in our team of an assistant researcher on these issues will consolidate the friendly and research linkages developed with my colleagues from DYNAM and favour inter-disciplinary collaborations (e.g., hydraulic, modelling, habitat, fish biology). I also plan a sabbatical overseas for several months in the next five years. I'll allocate more time to the scientific animation of my team/laboratory, taking advantage of our relocation to the University campus, which will get us closer to the ecology laboratories (UMR CNRS 5023 et 5558). I have co-supervised one PhD student (S. Descloux), am presently supervising another one (R. Corti) and have Master degree students every year (see activities). These two PhD projects generated several publications. My way of considering student's supervision is to offer students research projects related to my own research, but without too much overlap so they can develop their own "niche".

Perspectives

I'm proposing three perspectives for each research theme.

1) The protocol measuring hyporheic clogging is being tested and evaluated across the French hydrological network. It has been currently used on > 150 sites and rivers. On about 20 of them, we tested the biases induced by the observer. A synthesis of the data collected in the last three years will be undertaken in 2013 to produce a scientific paper and a methodological guide for water managers (Water Agencies, Onema, consultants, etc.).

2) SW-GW interactions are essential to nutrient processing in rivers. At the reach-scale, hyporheic clogging reduces SW-GW interactions and thus might alter nutrient processing. Co-injections of conservative (Cl, Br) and non-conservative (nitrate, phosphate) tracers will be undertaken on ~10 sites with contrasted clogging levels. This work will be realized during a 2-year long post-doctorate in 2014-2015, and will advance our understanding of clogging effects on reach-scale nutrient processing and promote the development of innovating functional hyporheic indicators.

3) River restoration programs are developing with the application of the WFD. In the coming years and with the arrival of a research assistant in our lab in late 2012, I will develop research projects that will account for SW-GW interactions in the conception, monitoring and evaluation of restoration projects. This includes projects that will increase intentionally SW-GW interactions by adding structures, wood or sediments in streams, and other that will develop new indicators of these interactions (e.g. hydraulic conductivity, transient storage, etc.) to monitor and evaluate the success of restoration projects including those related to dam removal and environmental flow definitions.

4) Identifying general quantitative relationships is a perennial goal in ecology. In relation with my past research on intermittent rivers, I'll test whether the responses of communities to flow intermittence I have identified previously are general and transferable to other systems on different continents. This will help documenting underlying mechanisms (resistance, resilience) and testing whether intercontinental community convergence exist.

5) In habitat mosaics, organisms are structured as meta-communities which constantly interact following variation in the composition of the mosaics. Whereas several models are proposed to explain these interactions in fragmented landscapes, there were never tested in intermittent rivers. The position of drying events across networks and subsequent resulting habitat

fragmentations may notably have an influence on the organisation of riverine communities. These aspects will be explored through several PhD projects in the coming years, both on invertebrates and fish communities.

6) Biotic interactions have generally been ignored in intermittent rivers, flow intermittence being considered as the master abiotic variable driving riverine communities. However, spatial and temporal terrestrial-aquatic interactions occurring in intermittent rivers are pivotal sites of biotic interactions among aquatic, semi-aquatic and terrestrial organisms. Coupling *in situ* and laboratory controlled-experiments and the development and use of innovating stable isotope tools (e.g., H, S), some of these interactions (competition, predation) will be explored to understand their roles in structuring and organising riverine communities.

A.3) CV

Nom / Prénom: DATRY Thibault

Date et lieu de naissance : 19 /10 /1977 à Décines (69)

Nationalité : française

Situation de famille: Pacsé

Adresse personnelle: 27 rue Neyret 69001 Lyon

Téléphone personnel: 06 66 92 09 89

Adresse professionnelle:

IRSTEA, Groupement de Lyon

3 bis quai Chauveau

F-69336 Lyon cedex 09

France

Téléphone /Fax professionnels: 04 72 20 87 55 / 04 78 47 78 75

e-mail: thibault.datry@irstea.fr



SITUATION ACTUELLE

Chargé de Recherche 1^{er} classe au Laboratoire DYNAM (Dynamique, indicateurs et modèles en éco-hydrologie) de l'IRSTEA de Lyon, depuis septembre 2005.

THEMES DE RECHERCHE

- Ecologie des communautés d'invertébrés
- Hydro-écologie et échanges nappe-rivière
- Processus écologiques en milieu hyporhéique
- Invertébrés aquatiques et terrestres en rivières intermittentes

CURSUS ET EXPERIENCE

2005- Cemagref-Irstea Lyon.

* Communautés d'invertébrés et processus biogéochimiques dans les rivières intermittentes.

* Successions écologiques terrestres et aquatiques dans les rivières intermittentes.

* Echanges nappe-rivière et biodiversité dans les rivières en tresse.

* Colmatage hyporhéique : mesure et estimation à l'échelle stationnelle, mise au point d'un protocole sur le réseau national de surveillance et d'observation.

* Effets du colmatage hyporhéique sur les communautés microbiennes et d'invertébrés aquatiques.

2005-2006 : NIWA Christchurch (post-doc), Nouvelle Zélande, Aquatic Biodiversity and Biosecurity, Collaboration avec M. Scarsbrook et S. Larned, 18 mois.

* Biodiversité et processus biogéochimiques dans la zone hyporhéique d'une rivière intermittente.

* Réponses des écosystèmes souterrains à différents types d'échanges nappe-rivière.

2004 : UMR 5023, Attaché temporaire d'enseignement et de recherche, UCBL.

* Réponse des écosystèmes souterrains à l'infiltration d'eaux pluviales.

2003 : UMR 5023, Doctorat d'Ecologie, Encadrement J. Gibert et F. Malard, UCBL.

* Urbanisation et nappes phréatiques – Réponses des écosystèmes souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale.

2003 : Université Jean Moulin Lyon 3 : DU Langue et Civilisation, Croate, mention TB.

2000 : UMR 5023, DEA « Analyse et Modélisation des Systèmes Biologiques », mention B (classé 6/38), UCBL.

* Dynamique des invertébrés et des solutés dans le lit d'un bassin d'infiltration d'eau pluviale.

1999 : Maîtrise Biologie des Populations et des Écosystèmes, mention AB, UCBL.

1998 : Licence de Biologie des Organismes et des Populations, mention AB, UCBL.

1997 : DEUG Sciences de la Vie et de la Terre, mention AB, UCBL.

1995 : Baccalauréat Scientifique, dominante Biologie, mention B, Lyon.

DIVERS

* Anglais, Croate/Serbe/Bosniaque/Macédonien lus, parlés et écrits, très bonnes notions en Allemand / Espagnol / Rromani. Notions d'Arabe littéraire et d'Arabe dialectale algérien.

* Spéléologie, randonnée, escalade, nombreuses expéditions à l'étranger.

* Accordéoniste.

* Assistance à la réalisation de documentaires vidéos (Paroles de Tchavés 2011, Sans toit ni tombe 2012, <http://fragmentsdigidela.over-blog.com/>).

A.4) Travaux-publications

Publications dans des revues internationales à comité de lecture (Impact Factor 2011):

- [1] **Datry T.**, Hervant F., Malard F., Vitry L., & Gibert J., 2003. Dynamics and adaptive responses of invertebrates to suboxia in contaminated sediments of a stormwater infiltration basin. *Archiv für Hydrobiologie* 156 (3): 339-359. (1.41)
- [2] **Datry T.**, Malard F., Vitry L., Hervant F., & Gibert J., 2003. Solutes dynamics in the bed sediments of a stormwater infiltration basin. *Journal of Hydrology* 273: 217-233. (2.65)
- [3] **Datry T.**, Malard F., Niedereitter R. & Gibert J., 2003. Video logging for examining biogenic structures in deep heterogeneous subsurface sediments. *Comptes-rendus de l'Académie des Sciences, Biologie* 326 (6): 589-597. (1.73)
- [4] **Datry T.**, Malard F. & Gibert J., 2004. Dynamics of solutes and dissolved oxygen in shallow urban groundwater below a stormwater infiltration basin *Science of The Total Environment* 329 (1-3): 212-229. (3.29)
- [5] Mermillod-Blondin, F., Nogaro, G., **Datry T.**, Malard F. & Gibert J., 2005. Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments? *Environmental Pollution* 134(1): 57-69. (3.75)
- [6] **Datry T.**, Malard F. & Gibert J., 2005. Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer. *Journal of The North American Benthological Society* 24(3): 461-477. (2.97)
- [7] Malard F., **Datry T.**, & Gibert J., 2005. Subsurface sediment contamination during borehole drilling with an air-actuated down hole hammer. *Journal of Contaminant Hydrology* 79 (3-4): 156-164. (2.32)
- [8] **Datry T.**, Larned S.T., & Scarsbrook M.R., 2007. Responses of hyporheic invertebrate assemblages to large-scale variation in flow permanence and surface-subsurface exchange. *Freshwater Biology* 52: 1452:1462. (3.29)
- [9] Larned S.T., **Datry T.**, & Robinson C.T., 2007. Invertebrate and microbial responses to inundation in an ephemeral river: effects of preceding dry periods. *Aquatic Sciences* 69: 554-567. (2.06)
- [10] **Datry T.**, & Larned S.T., 2008. River flow controls ecological processes and invertebrate assemblages in subsurface flowpaths of an ephemeral river reach. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 65(8): 1532-1544. (2.21)

- [11] **Datry T.**, Scarsbrook M.R., Larned S.T., & Fenwick G., 2008. Lateral and longitudinal patterns within the stygoscape of New Zealand alluvial river. *Archiv für Hydrobiologie-Fundamental & Applied Limnology* 171(4): 335-347. (1.41)
- [12] Foulquier A., Malard F., Mermillod-Blondin F., **Datry T.**, Simon L., Montuelle B. & Gibert J. 2009. Vertical change in dissolved organic carbon and oxygen at the water table region of an aquifer recharged with stormwater: biological uptake or mixing? *Biogeochemistry* 99(1-3): 31-47. (3.01)
- [13] Kasahara, T., **Datry T.**, Mutz, M., & Boulton A., 2009. Restoration of stream-groundwater linkages in streams and rivers. *Marine and Freshwater Research* 60: 976-981. (1.59)
- [14] Karanovic, I. & **Datry T.**, 2009. Review of South American Candoninae (Crustacea, Ostracoda) with description of three new species and one new genus. *Zootaxa* 2267: 1–25. (0.93)
- [15] Larned S.T., **Datry T.**, Arscott D.R., & Tockner K., 2010. Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology* 55: 717–738. (3.29)
- [16] **Datry T.**, Lafont M. & Larned S., 2010. Oligochaete assemblages along a flow permanence gradient in a New Zealand intermittent river.- *Aquatic Sciences* 72(3): 335-346. (2.06)
- [17] Nogaro G., **Datry T.**, Mermillod-Blondin F. & Montuelle B., 2010. Influence of streambed sediment clogging on microbial processes in the hyporheic zone. *Freshwater Biology* 55: 1288–1302. (3.29)
- [18] Boulton A., **Datry T.**, Kasahara T., Mutz M., & Stanford J., 2010. Stream-groundwater interactions in the hyporheic zone: ecohydrology, management and restoration. *Journal of the North Benthological Society* 29(1):26–40. (2.97)
- [19] Pesic V., Smit H., & **Datry T.**, 2010. Water mites (Acari: Hydrachnidia) from the hyporheic waters of the Selwyn River (New Zealand), with descriptions of nine new species. *Zootaxa* 2355: 1–34. (0.93)
- [20] Pesic V., Smit H., & **Datry T.**, 2010. New records of water mites (Acari: Hydrachnidia, Halacaroidea) from Patagonia (Chile). *Systematic & Applied Acarology* 15:151–160. (0.65)
- [21] Descloux S., **Datry T.**, Philippe M. & Marmonier P., 2010. Comparison of Different Techniques to Assess Surface and Subsurface Streambed Colmation with Fine Sediments). *International Review of Hydrobiology* 95: 520–540. (1.19)
- [22] **Datry T.**, Corti R., Claret C., & Philippe M., 2011. Leaf litter decomposition along a gradient of flow permanence in a French temporary river: the memory of drying. *Aquatic Sciences* 73(4): 471-483. (2.06)

- [23] Corti R., **Datry T.**, Drummond L., & Larned S., 2011. Natural variation in immersion and emersion affects breakdown and invertebrate colonization of leaf litter in a temporary river. *Aquatic Sciences* 73(4): 537-550. (2.06)
- [24] **Datry T.**, Arscott D. & Sabater S., 2011. Recent Perspective on temporary river ecology. *Aquatic Sciences* 73(4): 453-457. (2.06)
- [25] 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 organisms in hyporheic processes: gaps in current knowledge, needs for future research and applications. *International Journal of Limnology* 48(3): 253-266. (0.93)
- [26] Larned S.T., Schmidt J., **Datry T.**, Konrad C.P., Dumas J.L., Diettrich J.C., 2011. Longitudinal ecohydrology: flow variation down the lengths of alluvial rivers. *Ecohydrology* 4(4): 532-548. (2.13)
- [27] **Datry T.**, 2012. Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a flow intermittence gradient: effects of duration of dry events. *Freshwater Biology* 57(3): 563-574. (3.29)
- [28] **Datry T.**, Corti R., & Philippe M., 2012. Spatial and temporal aquatic-terrestrial transitions in the temporary Albarine River, France: responses of invertebrates to experimental rewetting. *Freshwater Biology* 57(4): 716-727. (3.29)
- [29] Corti R., & **Datry T.**, *in press*. Invertebrate and sestonic matter in an advancing wetted front travelling down a dry riverbed (Albarine, France). *Freshwater Science (JNABS)*. (2.97)
- [30] Descloux S., **Datry T.**, & Usseglio-Polaterra P., *in press*. Trait-based structure of invertebrates along a gradient of sediment colmation: benthos versus hyporheos responses. *Hydrobiologia* (1.78)

Publications en review ou en préparation :

- Datry T.**, Larned S.T., Fritz K.F., Bogan M.T., Wood P., Meyer E., & Santos A. *in review*. Broad-scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: effect of flow intermittence . *Global Ecology & Biogeography*.
- Capderrey C., **Datry T.**, Douady C., Claret C., & F. Malard. *in review*. Large-scale patterns of invertebrate distribution in relation with SW-GW exchanges. *Freshwater Science (JNABS)*.
- Nogaro G., **Datry T.**, Mermillod-Blondin F. & B. Montuelle, *in review*. Microbial community structure along a riverbed sediment clogging gradient. *Microbial Ecology*.

Descloux S., **Datry T.**, & Marmonier P., *in review*. Benthic and hyporheic assemblages along a riverbed sediment clogging gradient. *Hydrobiologia*.

Snelder T.H., **Datry T.**, Lamouroux N., Larned S., Pella H., Sauquet E., & Catalogne C., *in review*. Characterization of regional patterns of flow intermittence from gauging station records. *Journal of Hydrology*.

Corti R., Larned S. & **Datry T.**, *in review*. Pitfall traps and quadrat searches for sampling ground-dwelling invertebrates in dry riverbeds. *Conservation Biology*.

Stubbington R. & **Datry T.**, *in review*. The significance of the invertebrate seedbank in temporary rivers: a global analysis. *Freshwater Biology*.

Datry T., & Larned S. *in prep.*. Nutrient limitation in the hyporheic zone of a New Zealand river: importance of riparian zone inputs. *Ecosystems*.

Datry T., Descloux S., Lamouroux N., Donon E., & Baudoin JM. *in prep.* A standardized protocol to assess streambed colmation in large scale stream monitoring programs. *River Research & Applications*.

Descloux S., **Datry T.**, & Marmonier P., *in prep.* Comparing Bou-Rouch pumping and freeze coring to sample hyporheic communities in clogged sediments. *Hydrobiologia*.

Datry T., Larned S., & Tockner K., *in prep.*. Intermittent rivers: harsh, widespread and overlooked ecosystems. *Nature Geosciences*.

Acuña V., Tockner K., Dahm C.N., **Datry T.**, & Sabater S., *in prep.* When rivers run dry: why it matters. *Science* (policy section).

Corti R., & **Datry T.**, *in prep.* Successions of terrestrial invertebrates in the dry riverbed of two French temporary rivers. *Freshwater Biology*.

Corti R., & **Datry T.**, *in prep.* Aquatic and terrestrial invertebrate biodiversity in drying rivers: examples from French temporary river (Albarine, France). *Oikos*.

Chapitre de livre :

Datry T., Malard F. & Gibert J., 2006. Effect of artificial stormwater infiltration on urban groundwater ecosystems. In NATO-ASI Book : Sustainable development of urban groundwater systems, J.H. Tellam, Rivett M.O., Israfilov, R.G. eds. pp 331-345

Thèse de doctorat :

Datry T., 2003. Urbanisation et nappes phréatiques – Réponses des écosystèmes souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale. Thèse de Doctorat, Université Lyon 1, Villeurbanne, France, n° 181-2003. 220 p

Publications dans des revues nationales à comité de lecture :

- Malard F. & **Datry T.**, 2002. Plan d'expérimentation pour la mesure des impacts de l'infiltration des eaux pluviales sur la qualité physico-chimique et biologique des nappes en zone urbanisée. *Fiche Technique OTHU n°6*, Journée technique de l'OTHU, 25/09/2002, Lyon.
- Malard F. & **Datry T.**, 2004. Infiltration des eaux pluviales et qualité physico-chimique de la nappe de l'Est lyonnais: importance de l'épaisseur de la zone non saturée. *Fiche Technique OTHU n°7*, Lyon.
- Datry T.**, Malard F., Bouger G. & Gibert J. , 2005. Self purification of urban rainwater runoff in infiltration basins. *Hydrosciences* 28: 57-62.
- Datry T.**, Dole-Olivier M.J., Marmonier P., Claret C., Perrin J.F., Lafont M., & Breil, P., 2008. La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau. *Ingénierie EAT* 54 : 3-18.

Actes de conférence avec comité de lecture :

- Datry T.**, Malard F. & Gibert J., 2001. Une nouvelle méthodologie pour mesurer *in situ* l'influence des organismes aquatiques souterrains sur le remaniement sédimentaire. Milieux poreux et transferts hydriques, *Bulletin du GFHTM n°47*, 132-137, ISSN: 0245-9493.
- Malard F. & **Datry T.**, 2004. The use of multilevel wells and multiparameters loggers for monitoring groundwater quality beliw stormwater infiltration basins, Pages 713-720 In GRAIE (Ed.), « Sustainable techniques and strategies in urban water management », Novatech 2001, Delta Imprimerie, Lyon, France.
- Datry T.**, Malard F. & Gibert J., 2004. Does groundwater recharge stimulate biodiversity ? Proceeding of the international conference "Symposium on World Subterranean Biodiversity ", Lyon, décembre 2004.

Publiées dans des revues nationales non-côtées :

- Datry T.**, 2002. Aide au tri et à la détermination des organismes souterrains terrestres rencontrés dans notre région. Spéléo-Dossier 32, 20 p.
- Datry T.**, 2003. La spéléo en Croatie: compte rendu de 2 expéditions françaises. Spéléo-Dossier 33, 30 p.
- Datry T.**, Monvoisin G., Alspaugh M. 2003, Expédition Crikvena 2003, Speleo Magazine 47, 4 p.
- Datry T.**, Croatie, une verticale de 516 m, Speleo Magazine 48, 1 p.

Communications internationales :

- 16-21 juillet 2000 : **Datry T.**, Malard F. & J. Gibert. Qualité physico-chimique et biologique d'une nappe peu profonde soumise à l'infiltration d'eaux de ruissellement pluvial en milieu urbain. Communauté Internationale de Limnologie d'Expression Française, **CYLEF 2000**, Clermont Ferrand (France).

- 25-27 juin 2001 : Malard F., **Datry T.**, & J. Gibert. Physico-Chemical and Biological Groundwater Quality Below a Stormwater Infiltration Basin Lacking Efficient Filtration System. **NOVATECH** – Conférence Internationale des Techniques en Assainissement Urbain, Villeurbanne (France).
- 8-12 juillet 2001 : **Datry T.**, Malard F. & J. Gibert. A new method to quantify *in-situ* the influence of subsurface organisms on aquifer materials. **SEFS 2** – 2nd Symposium of European Freshwater Sciences- Toulouse (France).
- 3-5 novembre 2001 : **Datry T.**, Malard F. & J. Gibert. Une nouvelle méthodologie pour mesurer *in-situ* l'influence des organismes aquatiques souterrains sur le remaniement sédimentaire. **GFHN**, Milieu Poreux, Milieu Vivants, Vaux en Velin (France).
- 8-15 septembre 2002 : **Datry T.**, Malard F. & J. Gibert. First results of *in-situ* quantification of bioturbation by subsurface organisms. **16^o International Symposium of Biospeology**, congrès de la Société Internationale de Biospéologie Vérone (Italie).
- 10-17 juillet 2003 : **Datry T.**, Malard F. & J. Gibert. Does DOC supply promote biodiversity in groundwater ecosystems ? **SEFS 3** – 3rd Symposium of European Freshwater Sciences- Edinburgh (Ecosse). **Prix de la meilleure communication jeune chercheur**.
- 5-17 août 2004 : **Datry T.**, Malard F. & J. Gibert. Effect of artificial stormwater infiltration on urban groundwater ecosystems. Sustainable development of urban groundwater systems. **NATO-ASI meeting**, Baku, Azerbaïdjan.
- 8-10 décembre 2004, **Datry T.**, Malard F. & Gibert J. Does groundwater recharge stimulate biodiversity ? **Symposium on World Subterranean Biodiversity**, Lyon, France.
- 28-31 août 2005, **Datry T.**, Larned S., Fenwick G., & M. Scarsbrook. Subsurface biotic gradients in the alluvial Selwyn river, New Zealand. Joining meetings of the **New Zealand Limnological and Ecological Society**, Nelson, New Zealand.
- 28 novembre- 2 décembre 2005, **Datry T.**, Malard F. & J. Gibert. Groundwater ecosystem responses to artificial stormwater infiltration : influence of vadose zone thickness. Meeting of the **Australian and New Zealand Hydrological Society**, Where waters meet, Auckland, New Zealand.
- 4 –11 juin 2006, **Datry T.**, Larned S. & M. Scarsbrook. The effect of surface discharge on ecological processes and biodiversity along a SW-GW gradient. **NABS 2006**, Anchorage, Alaska, USA.
- 9-13 septembre 2006, **Datry T.**, Larned S. & M. Scarsbrook. The effect of surface discharge on ecological processes and biodiversity along a SW-GW gradient. **HydroEco 2006**, Karlsbad, Tchécoslovaquie.
- 18-23 janvier 2007, **Datry T.**, Larned S. & M. Scarsbrook. The effect of surface discharge on ecological processes and biodiversity along a SW-GW gradient. **Ecohydraulics 2007**, Christchurch, New Zealand.

- 8-14 juillet 2007, **Datry T.**, Larned S. & M. Scarsbrook. Effect of large scale flow permanence and surface-subsurface exchange patterns on hyporheic invertebrates. **SFES 5**, Palermo, Sicily.
- 13-21 août 2007, **Datry T.**, Larned S. & M. Scarsbrook. Effect of large scale flow permanence and surface-subsurface exchange patterns on hyporheic invertebrates. **SIL 2007**, Montreal, Canada.
- 26-30 mai 2008, **Datry T.**, Larned S., D. Arscott & C. Robinson. Hyporheic invertebrate responses to drying and rewetting in an intermittent New Zealand river: from natural to lab experiments. **NABS 2008**, Salt Lake City, Utah, USA.
- 25-30 janvier 2009, **Datry T.**, Larned S., D. Arscott & P. Lambert. Distribution of benthic and hyporheic invertebrates along a flow permanence gradient in a New Zealand alluvial river. **ASLO 2009**, Nice, France.
- 02-07 août 2009, Nogaro G., **Datry T.**, Mermillod-Blondin F., Descloux S., & B. Montuelle. Influence of sediment clogging on the microbial community structure and functions of the river hyporheic zone. **ESA 2009**, Albuquerque, New Mexico.
- 17-21 août 2009, **Datry T.**, Philippe, M., & G. Le Goff. Distribution of benthic and hyporheic invertebrates along a flow permanence gradient in a French alluvial river. **SEFS 6**, Sinaia, Romania.
- 17-21 août 2009, Descloux S., **Datry T.**, & P. Marmonier. Effect of streambed clogging on benthic / hyporheic invertebrate assemblages in 3 French rivers. **SEFS 6**, Sinaia, Romania.
- 17-21 août 2009, Corti R., Philippe M., & **T. Datry**. Leaf litter decomposition along an intermittent gradient in a French river. **SEFS 6**, Sinaia, Romania.
- 26-30 octobre 2009, **Datry T.**, Philippe, M., & G. Le Goff. Distribution of benthic and hyporheic invertebrates along a flow permanence gradient in a French alluvial river. **SCL**, Coyhaique, Chile.
- 6-12 juin 2010, **Datry T.**, Philippe, M., & G. Le Goff. Distribution of benthic and hyporheic invertebrates along a flow permanence gradient in a French alluvial river. **NABS 2010**, Santa Fe, USA.
- 6-12 juin 2010, Descloux S., **Datry T.**, & P. Marmonier. Effect of streambed clogging on benthic / hyporheic invertebrate assemblages in 3 French rivers. **NABS 2010**, Santa Fe, USA.
- 6-12 juin 2010, Corti R., Philippe M., & **T. Datry**. Leaf litter decomposition along an intermittent gradient in a French river. **NABS 2010**, Santa Fe, USA.
- 26 janvier 2011, Corti R., **Datry T.**, Drummond L. & S. Larned. Natural variation in immersion and emersion affects breakdown and invertebrate colonisation of leaf litter in a temporary river. **InBioProcess 2011**, Lyon - France.

- 26 janvier 2011, Datry T., Corti R., & M. Philipe. Leaf litter decomposition along an intermittent gradient in a French river. **InBioProcess 2011**, Lyon - France.
- 22-26 mai 2011, **Datry T.**, Philippe, M., Corti R. & S. Larned. Comparison of intermittence-hyporheic invertebrate biodiversity models between France and New Zealand. **NABS 2011**, Providence, Rhode Island, USA.
- 22-26 mai 2011, Capderrey C., **Datry T.**, Douady C., & F. Malard. Effects of large-scale SW-GW exchange on hyporheic communities of braided rivers. **NABS 2011**, Providence, Rhode Island, USA.
- 27-30 juin 2011, **Datry T.**, Corti R., Philippe M., & S. Charansol. Invertebrate responses to rewetting in a temporary river in France: effects of preceding dry period duration. **SEFS 7**, Girona, Spain.
- 27-30 juin 2011, Corti R., Charansol S. & **T. Datry**. Surfing the wave: invertebrate fluxes in the advancing wetted front of a temporary river following a 6 month dry period. **SEFS 7**, Girona, Spain.
- 26 mai 2012, **Datry T.**, Larned S.T., Fritz K.F., Bogan M.T., Wood P., Meyer E., Arscott D.B., & A. Santos. Intercontinental congruence of the responses of stream invertebrates to flow intermittence. **SFS (ex NABS) 2012**, Louisville, Kentucky, USA.
- 26 mai 2012, Corti R. & **T. Datry T.** Terrestrial communities in dry riverbeds; importance of the dry period duration. **SFS (ex NABS) 2012**, Louisville, Kentucky, USA.
- 26 juin 2012, Capderrey C., **Datry T.**, Douady C., Claret C., & F. Malard. Structuration de l'hyporhéos par les échanges nappe-rivière à large échelle spatiale dans les plaines alluviales. **ISRivers 2012**, Lyon, France.

Séminaires :

- Datry T.**, A scientific expedition in the archipelagos of chilean Patagonia, NIWA Christchurch, Nouvelle Zélande, 10 mars 2006.
- Datry T.**, Effet de l'intermittence et des échanges hyporhéiques sur les processus écologiques et les assemblages d'invertébrés hyporhéiques : la Selwyn river, Nouvelle Zélande. Cemagref Lyon, 15 janvier.
- Datry T.**, River research at Cemagref, NIWA Christchurch, Nouvelle Zélande, 22 janvier 2008.
- Datry T.**, Premiers résultats scientifiques de l'expédition Ultima Patagonia 2006 (<http://speleo.fr/ultima/>), Patagonie chilienne, Chili. Présentation au Cemagref de Lyon, le 26 mai 2009.
- Datry T.**, Research on intermittent rivers at Cemagref, NIWA, Nouvelle Zélande, 18 février 2010.
- Datry T.**, Recherche sur les cours d'eau intermittents, Agence de L'eau RM&C, Lyon, 21 mars 2010.
- Datry T.**, Temporary river ecology. ISEM 4, Budva, Montenegro, le 5 octobre 2011. Expression écologique des cours d'eau intermittents, Agence de L'eau RM&C, Lyon, 22 septembre 2011.

Conférences invitées :

Datry T., Intermittent river ecology: emerging concepts, IGB (Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei), Berlin, 14 octobre 2008.

Datry T., A scientific expedition in the archipelagos of chilean Patagonia, SCL, Coyhaique, Chile, 4 november 2009.

Datry T., Temporary river ecology. ISEM 4, Budva, Montenegro, le 5 octobre 2011.

Datry T., Terrestrial and aquatic invertebrate meta-communities in temporary rivers. EAWAG, Suisse, le 29 novembre 2012.

Posters :

Datry T., Malard F. and Gibert J., Solutes dynamics in the bed of a rapid infiltration storm water basin. International Workshop for sampling groundwater, PASCALIS, 21-28 avril 2002, Lyon.

Datry T., Hervant F., Malard F., Vitry L., and Gibert J., Dynamics and adaptive responses of invertebrates to suboxia in contaminated sediments of a stormwater infiltration basin. International Workshop for sampling groundwater, PASCALIS, avril 2002, Lyon.

Rapports :

Datry T., 2000. Impacts de l'urbanisation sur les écosystèmes souterrains - Rapport bibliographique de D.E.A., (30p + annexes).

Datry T., 2000. Gradients et processus écologiques au toit d'une nappe soumise à l'infiltration d'eaux de ruissellement pluvial - Rapport technique de D.E.A., (30p + annexes).

Gibert, J., Malard F., **Datry T.**, & Claret, C., 2000. Mises au point méthodologique d'analyses biologiques. Réalisation d'analyses physico-chimiques et biologiques dans les sites OTHU de Django Reinhardt (Site de Chassieu) et de l'IUT. Rapport à la COURLY, Grand LYON, 102 pp.

Gibert, J., Malard F., **Datry T.**, & Claret, C., 2000. Mises au point méthodologique d'analyses biologiques. Réalisation d'analyses physico-chimiques et biologiques dans les sites OTHU de Django Reinhardt (Site de Chassieu) et de l'IUT. Rapport à la COURLY, Grand LYON, 130 pp.

Gibert, J., Malard F., **Datry T.**, Hervant F., & Vitry L., 2001. Réalisation d'analyses physico-chimiques et biologiques dans les sites OTHU de Django Reinhardt (Site de Chassieu) et de l'IUT. Rapport à la COURLY, Grand LYON, 97 pp.

Gibert, J., Malard F., & **Datry T.**, 2002. Réalisation d'analyses physico-chimiques et biologiques dans les sites OTHU de Django Reinhardt (Site de Chassieu), de l'IUT et de 22 piézomètres sur la nappe de l'Est Lyonnais. Rapport à la COURLY, Grand LYON, 145 pp.

Malard F., & **Datry T.**, 2002. Plan d'expérimentation pour la mesure des impacts de l'infiltration des eaux pluviales sur la qualité physico-chimique et biologique des nappes en zone urbanisée. Fiche Technique OTHU n°6, Journée technique de l'OTHU, Lyon.

Datry T., 2002. Zivjeli : compte rendu d'une expédition spéléo en Croatie, Velebit médian. Rapport CREI n°22-2002, 55 p.

- Datry T.,** Monvoisin G., 2003. Crikvena : compte rendu d'une expédition spéléo en Croatie, Velebit Nord. Rapport CREI CREI n°23-2003, 62 p.
- Monvoisin G., **Datry T.,** 2004. Kladanj-Gospic : compte rendu d'une expédition spéléo en Croatie et en Bosnie Herzégovine. Rapport CREI CREI n°26-2004, 52 p.
- Datry T.,** & Lefebure T., 2006. Biodiversité des cours d'eau de l'archipel Madre de Dios. In « Ultima Patagonia 2006: rapport scientifique final d'une expédition en Patagonie Chilienne », Tourtre B., Aguero Faridoni M. & Maire R. (Eds.). 59 pp.

Rapports de contrats (montants pour le laboratoire en K€) :

- Datry T.,** & Gob F., 2009. Conséquences écologiques de la mobilisation du substrat. *Synthèse bibliographique*, Contrat de Collaboration EDF – LNHE (Chatou) – Cemagref. 53 pp. (30 K€)
- Datry T.,** & Donon E., 2010. Colmatage interstitiel des cours d'eau: développement d'un protocole de mesure standardisé sur les réseaux français. Cemagref - ONEMA, 126 pp. (60 K€)
- Capra H., Pella H., Morin J., LePichon C., Perraud C., **Datry T.,** Secretan Y., Jouve P., & Matte P., 2011. Conséquences de l'artificialisation de l'hydrologie du Rhône sur la structuration des communautés d'invertébrés et de poissons. Rapport Final. Rapport Cemagref – Agence de l'Eau RM&C. 109 p. (70 K€)
- Datry T.,** Corti R., Philippe M., Claret C., Dumont B., Sauquet E., Le Goff G., & Roger P., 2011. Rivières intermittentes du bassin RMC: fonctionnement écologique dans un contexte de mise en application de la DCE. Rapport final Cemagref – Agence de l'Eau RM&C. 61 pp. (80 K€)
- Datry T.,** Snelder T., Pella H., Sauquet E., Catalogne C., & Sauquet E., 2012. Typologie des cours d'eau temporaires en France métropolitaine. Cemagref - ONEMA, 52 pp. (70 K€)

A.5) Edition - organisation

Expertises :

Journal of the North American Benthological Society
Science of the Total Environment
Journal of Contaminant Hydrology
New Zealand Natural Sciences
Invertebrate Systematics
Geophysical Letter
Freshwater Biology
Hydrogeology Journal
Aquatic Sciences
International Journal of Limnology
Hydrobiologia
Canadian Journal of Freshwater Aquatic Sciences
Marine and Freshwater Research
Wetlands

Editeur associé :

Journal of the North American Benthological Society (now Freshwater Science) 2006-

Organisateur de sessions spéciales lors de conférences :

4 sessions spéciales sur les cours d'eau temporaires (NABS 2010, SFES 2011, NABS 2011, NABS 2012)

3 sessions spéciales sur l'écologie de la zone hyporhéique (NABS 2006, Ecohydraulics 2007, NABS 2011)

Organisation de séminaire :

Séminaire des doctorants ZABR du thème *Flux Forme Habitat et Biocénoses*, décembre 2011, Lyon.

Editeur invité :

Editeur invité et organisation d'une issue spéciale sur la biodiversité et les processus écologiques dans les cours d'eau temporaires dans *Aquatic Sciences*, publiée en Janvier 2012.

Autres :

Coordinateur du "Non Native English Author Service" de la revue Journal of the North American Benthological Society 2008-

Membre de International Profile Committee, NABS, 2008-

A.6) Encadrement-Enseignement-Transfert

A.6.1. Encadrement

Thèse :

Stéphane Descloux, Cemagref Lyon et Université Claude Bernard (P. Marmonier), 10/2008-10/2011. Soutenance le 17/10/2011.

Le colmatage minéral du lit des cours d'eau : méthode d'estimation et effets sur la composition et la structure des communautés d'invertébrés benthiques et hyporhéiques

Stéphane a étudié sur trois rivières des Alpes (l'Isère, la Drôme et Les Usses), les liens entre le colmatage de la zone hyporhéique par des sédiments fins et les communautés d'invertébrés aquatiques (benthiques et hyporhéiques). A partir d'expérimentations de terrain et de manipulations artificielles de substrat, il a mis en évidence i. des relations quantitatives entre le % de sédiments fins de la zone hyporhéique et les caractéristiques des communautés d'invertébrés, ii. des modifications systématiques de la structure et composition de ces communautés dans des situations de colmatage, et iii. une méthode adaptée pour estimer de manière robuste le colmatage hyporhéique par le biais de mesures de conductivité hydraulique. Ses travaux ont été présentés à deux conférences internationales (cf. liste de communication) et dans trois articles acceptés (cf. liste de publications); deux autres sont en soumission et/ou en préparation. De plus, les perspectives de ce travail ont donné lieu à un projet soutenu par l'ONEMA pour la mise en place d'un protocole d'estimation du colmatage sur les réseaux de surveillance et d'observations des cours d'eau français.

Roland Corti, Cemagref Lyon, 10/2009-. Soutenance prévue début 2013.

Successions d'invertébrés terrestres et aquatiques dans les cours d'eau intermittents: comparaisons sur 2 cours d'eau contrastés.

Roland s'intéresse aux cours d'eau intermittents dans leur double aspect écosystème terrestre et aquatique. A travers des expérimentations de terrain, il décrit les successions écologiques en invertébrés et étudie un processus écologique clé, la décomposition de la matière organique. Son attention se porte aussi bien sur les phases terrestres qu'aquatiques et il examine également les interactions se produisant lors des périodes de transitions (remises en eau, assèchements). Son travail permet d'avoir un regard nouveau sur les cours d'eau intermittents, de mieux comprendre comment s'organisent les communautés biologiques dans ces systèmes, ainsi que les cycles de stockage et de décomposition de la matière organique. Son travail a aussi permis d'obtenir les premières relations quantitatives entre communautés d'invertébrés terrestres et caractéristiques des assèchements (e.g., durée, fréquence, timing). Les implications de sa thèse sont tant fondamentales, en montrant par exemple comment les modèles et concepts utilisés en écologie aquatique sont inadaptés aux cours d'eau intermittents, qu'appliquées, en proposant une approche nouvelle pour mesurer, protéger et restaurer la biodiversité de ces rivières. Ses recherches ont été présentées à cinq conférences internationales (cf. liste de communication) et sont publiées dans deux articles; trois autres sont en review et/ou en préparation (cf. liste de publication). Ma soutenance d'HRD aura lieu avant la fin de la thèse de Roland.

Post-doctorat :

Géraldine Nogaro, Cemagref Lyon, 10/2007-03/2009. Co-encadrement avec B. Montuelle.

Détermination d'indicateurs et de descripteurs microbiologiques du colmatage minéral de la zone hyporhéique des cours d'eau.

Géraldine a examiné les liens quantitatifs entre communautés et processus microbiens et le colmatage de la zone hyporhéique. Travaillant en synergie avec les travaux de terrain de S. Descloux, elle a documenté les changements en activité, diversité, fonction et structure des communautés microbiennes hyporhéiques dans des situations contrastées de colmatage, et ce sur trois rivières des Alpes (l'Isère, la Drôme et Les Usses). Son travail a permis de tester les modèles conceptuels prévalant en écologie hyporhéique et d'identifier des indicateurs microbiologiques de colmatage. Ils ont été publiés dans deux papiers et présentés lors d'une conférence internationale (cf. listes de publication et de communication).

M2 Professionnel :

Cynthia Perraud, Bio-évaluation des écosystèmes et expertise de la biodiversité, Université Lyon 1, 2007-2008. Hydrologie Economique : impacts des variations d'origine anthropique du débit du Rhône sur la distribution des invertébrés aquatiques.

Yoann Le Masson, Gestion et Evaluation des Ressources en Eau, Université de Montpellier 2, co-encadrement avec E. Sauquet, 2010-2011. Modélisation pluie-débit et assèchements dans un bassin karstique: l'Albarine.

Géraldine Thivin, Bioévaluation des écosystèmes et expertise de la biodiversité, Université Lyon 1, 2011-2012. Réalisation d'un guide méthodologique pour mesurer et interpréter le colmatage interstitiel des cours d'eau.

M2 Recherche :

Roland Corti, Sciences de la biodiversité et écologie méditerranéenne, Université Aix-Marseille, co-encadrement avec C. Claret, 2008-2009. Dégradation de litière le long d'un gradient d'intermittence.

Alban Sagouis, Ecologie et Biosciences de l'Environnement, Université de Toulouse 3, 2011-2012. Effets des assècs et des échanges nappe-rivière sur les communautés benthiques dans des cours d'eau en tresses.

M1 :

Leonie Clitherow, River Environmental Management, University of Birmingham, 2 mois, 2010. Successions d'invertébrés terrestres dans le lit asséché d'une rivière intermittente.

Pauline Jean, Ecosciences, Microbiologie, Master Université Lyon 1, 1 mois. 2011. Utilisation de la zone hyporhéique par les invertébrés benthiques en tant que refuge durant les assèchements estival de l'Albarine.

Amélie Gaudriot, Ecosciences, Microbiologie, Master Université Lyon 1, 1 mois. 2011. Utilisation de la zone hyporhéique par les invertébrés benthiques en tant que refuge durant les assèchements estival de l'Albarine.

Christopher Mathias, River Environmental Management, University of Birmingham, 3 mois, 2011. Utilisation de la zone hyporhéique par les invertébrés benthiques en tant que refuge durant les assèchements estival de l'Albarine.

Jennifer Mercer, River Environmental Management, University of Birmingham, 3 mois, 2012. Variations du taux d'émergence des invertébrés benthiques durant les assèchements estival de l'Albarine.

Victoria Thamia, River Environmental Management, University of Birmingham, 3 mois, 2012. Déplacements longitudinaux des insectes adultes dans le lit de l'Albarine lors des périodes d'assèchement estival.

BTS :

William Recoura, Gestion et Protection de la Nature (GPN), 4 mois, 2012. Emergence des insectes aquatiques dans un cours d'eau intermittent.

Stage ingénieur :

Elsa Donon, stage de fin d'année ingénieur ENSAT, 6 mois, 2011. Mise en place d'un protocole standardisé sur les réseaux ONEMA pour la mesure du colmatage interstitiel au moyen de la détermination des conductivités hydrauliques.

Marion Geoffre, stage de fin d'année ingénieur ENGEES, 6 mois. 2011. Dynamique des habitats terrestres dans une rivière en tresse.

CDD :

Guillaume Grosbois, assistance terrain et détermination, 12 mois. 2010.

Steeve Charansol, assistance terrain et détermination, 8 mois. 2011.

Vanessa Riblet, assistance terrain et détermination adultes EPT, 10 mois, 2012-2013.

Bertrand Launay, assistance terrain et détermination adultes EPT, 14 mois, 2012-2013.

Participation à des comités de thèse :

C. Capderrey. Diversité génétique et patrons d'assemblages des invertébrés dans les rivières en tresses. 2009-

A. Dehedin. Changements climatiques et assèchements des zones humides fluviales : conséquences sur les processus écologiques et les invertébrés interstitiels. 2009-

V. Wawrzyniak. Étude géographique des structures thermiques dans les corridors fluviaux par imagerie infrarouge thermique (IRT). 2011-

A.6.2. Enseignement

Durant ma thèse et mon année d'ATER à l'université Claude Bernard, j'ai effectué **98,5 eq TD** dans le domaine de la Biologie Animale et de l'Ecologie Aquatique dont 8h de TD et 147 h de TP. D'autre part, j'ai consacré **119 h** de formation à la Biologie et à l'Ecologie Souterraine dans le milieu fédéral spéléologique.

Depuis 2008, chaque année, je dispense plusieurs heures de cours à l'ENTPE et l'université Claude Bernard :

Ecologie des milieux souterrains (4h), ingénieur 2^e année, ENTPE, 2009-

Ecologie des milieux aquatiques temporaires (4h), ingénieur 2^e année, ENTPE, 2009-

Ecosystèmes aquatiques et réchauffement climatique, (1.5h), Master 1, UCBL, 2010-

Gestion de l'eau, (7h), TR3, UCBL, 2010-

A.6.3. Formation, Expertise, Appui technique

Mise en place d'un outil d'autoformation au tri et à la détermination des invertébrés aquatiques d'eau douce. Formation à la réalisation d'IBGN. Institut de Génie de l'Environnement et de l'Ecodéveloppement, IUP, Lyon. 1 mois, 1999.

Expertise et assistance pour l'échantillonnage du milieu souterrain phréatique profond dans le cadre de la formation de techniciens de la Communauté Urbaine du Grand Lyon (COURLY). Plusieurs journées. 2002.

Participation à l'organisation d'une réunion scientifique sur l'échantillonnage du milieu souterrain, Projet Européen PASCALIS, 2002 (www.pascalis.com).

Aide à l'échantillonnage du milieu souterrain phréatique et karstique dans le cadre du projet Européen PASCALIS, plusieurs journées, 2002.

Expertise et assistance pour l'échantillonnage d'une nappe située dans des anciennes gravières du bord de la Loire, (Montbrison, Ecopôle du Forez) dans le cadre d'une collaboration avec l'Ecole des Mines de St Etienne (F. Parent). 2 jours, 2002.

Expertise et assistance pour l'échantillonnage de grottes en Nouvelle Zélande, Waitomo caves (Ile du Nord) avec le Dr. Mike Scarsbrook. 1 semaine, 2004

Expert scientifique lors d'une expédition scientifique et sportive en Patagonie Chilienne : mesure de la biodiversité des rivières sur des archipels restés inexplores par l'homme (Madre de Dios). Important échantillonnage, nombreuses découvertes archéologiques intéressantes. Importantes retombées médiatiques (<http://www.centre-terre.fr/ultima2006/index.html>), 1 mois. 2006.

A.6.4. Accueil de chercheurs étrangers

S. Larned (Chercheur, NIWA, Nouvelle Zélande), 2.5 mois en septembre-octobre 2010. Participation à des expérimentations et à l'analyse de données de rivières intermittentes (Projet soutenu par l'Agence de l'Eau RM&C), conférences.

T. Snelder (Ingénieur, NIWA, Nouvelle Zélande), 12 jours en juin 2011. Participation à la modélisation et régionalisation des rivières intermittentes en France (Projet soutenu par l'ONEMA).

A.7. Collaborations internationales

Allemagne :

IGB (K. Tockner)

Univ. Munster (E. Meyer)

Free Univ. Berlin (M. Mutz)

Australie:

Univ. New England (A.J. Boulton)

Chili:

Univ. Concepcion (C. Meyer)

Espagne:

ICRA (S. Sabater)

Univ. Barcelona (N. Bonada)

Montenegro:

Univ. Podgorica (V. Pesic)

Nouvelle Zélande :

NIWA (S.T. Larned, T. Snelder & M. Scarsbrook)

Suisse :

EAWAG (C.T. Robinson)

USA :

US EPA (K. Fritz)

Univ. New Mexico (C. Dahm)

Oregon State Univ. (M. Bogan)

Stroud Center (D.B. Arscott)

U.K. :

Univ. Nottingham (P.J. Wood, R. Stubbington)

B) Synthèse des activités scientifiques

De l'éco-hydrologie aux interactions nappe-rivière : quantifier pour mieux gérer

Les références en gras indiquent les publications auxquelles j'ai participé.

B.1. Interactions nappe-rivière et la gestion des hydro-systèmes

B.1.1. Introduction, définition.

Le cycle de l'eau tel qu'il a été pendant longtemps enseigné considérait les ruisseaux, cours d'eau, rivières et fleuves comme des drains qui collectent l'eau de pluie et la conduisent à la mer (Harvey & Bencala 1993, **Datry et al. 2008**). Cette représentation simpliste et inexacte fait désormais place à une vision plus complexe et réaliste, intégrant toutes les dimensions des hydrosystèmes (longitudinale, latérale, temporelle et verticale ; Ward 1989). La **dimension verticale** s'illustre par le fait qu'avant de rejoindre la mer, une molécule d'eau de pluie va, de multiples fois, sur des distances variant du cm à la centaine de km, et pour des durées allant de quelques secondes à plusieurs années, être échangée entre la surface et les eaux souterraines. Il est aujourd'hui largement démontré qu'au cours de ces échanges se produisent des processus essentiels au fonctionnement écologique des cours d'eau et à l'organisation et au maintien de leur biodiversité (Jones & Holmes 1996, Brunke & Gonser 1997, **Boulton et al. 2010**). Au cours de ces 25 dernières années, diverses disciplines scientifiques telles que l'écologie, la benthologie, la biogéochimie, l'hydrogéologie, la géomorphologie et l'hydrologie se sont en effet entremêlées pour faire progresser notre compréhension des rôles joués par les interactions entre les nappes phréatiques et les rivières (**Boulton et al. 2010**). Ces interactions qui définissent la dimension verticale des hydrosystèmes se produisent dans la **zone hyporhéique**, qui peut se définir de manière générale comme *les interstices saturés en eau sous les cours d'eau et leurs berges contenant une certaine proportion d'eau de surface* (White 1993). Elles peuvent avoir lieu à de multiples échelles spatiales et temporelles (**Fig. 1**).

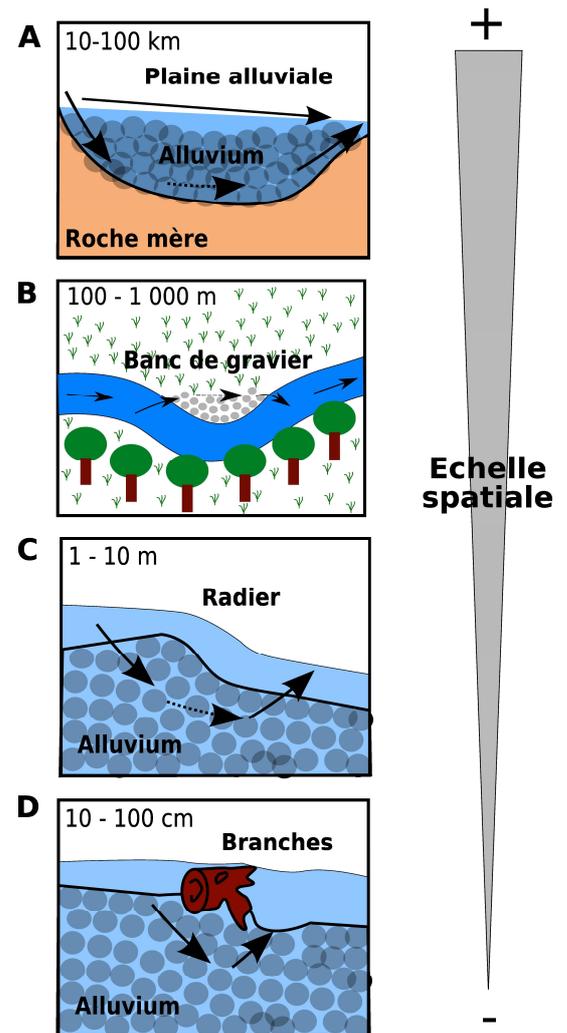


Figure 1. Les échanges nappe-rivière à différentes échelles spatiales.

B.1.2. Les écoulements en milieu poreux

Les interactions nappe-rivière sont contrôlées par deux grandeurs physiques: la perméabilité des sédiments et le gradient hydraulique qui s'instaure de part et d'autre d'un obstacle. Pour un milieu poreux et uniforme, les échanges sont résumés par la loi de Darcy.

$$q = k * \frac{H_A - H_B}{L} = ki$$

Où :

q représente le débit spécifique ou débit par unité de surface (m/s)

k la conductivité hydraulique (m/s)

$H_A - H_B$ la différence de charge hydraulique (m)

L la distance parcourue par l'eau entre A et B (m)

i est appelé gradient hydraulique

Le débit spécifique q a la dimension d'une vitesse et représente la vitesse moyenne de l'écoulement dans l'unité de section. La vitesse peut être confondue avec la conductivité hydraulique si le gradient de charge hydraulique équivaut à l'unité. La formule de Darcy reste valable dans la gamme des gradients hydrauliques que l'on peut rencontrer dans et autour des rivières. Ces gradients varient en règle générale de quelques pour cent à quelques dix millièmes. La vitesse d'écoulement dans les berges est de quelques centimètres par jour contre quelques mètres dans un substrat poreux du lit. L'effet de la température de l'eau sur la vitesse d'écoulement en milieu poreux n'est pas négligeable: entre des eaux à 5°C et à 30°C, la conductivité hydraulique est pratiquement doublée (Thibodeaux & Boyle 1987). Cela signifie par exemple, qu'en climat continental, les flux d'eaux hyporhéiques peuvent doubler entre des débits d'hiver et les débits d'été.

B.1.3. Des fonctions essentielles aux cours d'eau

La zone hyporhéique et plus largement les interactions nappe-rivière ont plusieurs **fonctions** essentielles au fonctionnement écologique des cours d'eau. La zone hyporhéique est tout d'abord un **habitat**. Une grande variété d'organismes, constituant l'hyporheos, vivent une partie ou l'intégralité de leur cycle biologique dans la zone hyporhéique. C'est du reste au travers de la découverte par des biologistes d'invertébrés sous le lit des rivières (e.g., Karaman 1935, Chapuis 1942, Orghidan 1959, Coleman & Hynes 1970), ou parfois dans les sédiments à plusieurs centaines de mètres de celles-ci (e.g., Stanford & Gaufin 1974), que les recherches dans le milieu hyporhéique ont commencé. En raison de sa position lisière entre les eaux de surface et les eaux souterraines, la zone hyporhéique est caractérisée par le mélange hétérogène d'un grand nombre d'espèces, écologiquement très diverses. Elle abrite, outre ses espèces propres (Gibert et al. 1990), une grande diversité d'espèces provenant des eaux de surface, mais aussi d'espèces adaptées aux eaux souterraines. Une classification basée sur le cycle de vie des organismes et leur degré d'adaptation aux eaux souterraines (Gibert et al. 1994) permet de décrire ce mélange, dont l'interprétation constitue alors une aide à la compréhension du fonctionnement écologique de cette zone et de ses échanges avec le cours d'eau de surface (Claret et al. 1999). La zone hyporhéique peut aussi dans certains cas offrir un refuge efficace aux invertébrés de surface lors de perturbations, comme les crues ou les assèchements par exemple (Dole-Oliver et al. 1993, Stubbington 2012). La zone hyporhéique est un élément clé de la survie des œufs et embryons de poissons. La localisation des frayères

de Salmonidés est liée aux interactions nappe-rivière et se trouvent systématiquement dans des zones d'upwelling, profitant d'une température plutôt constante et d'eau riche en nutriments, ou dans des zones de downwelling plus oxygénées (Baxter & Hauer 2000, Geist 2000).

Dans les cours d'eau, le **transport et le recyclage des nutriments** sont deux phénomènes étroitement associés (Newbold 1992, Elwood et al. 1983) qui conduisent à des modifications de la qualité de l'eau de l'amont vers l'aval. L'auto-épuration comprend l'ensemble des processus naturels qui permettent le recyclage des nutriments minéraux et organiques et l'élimination des charges excessives (Wuhrmann 1972, Ostroumov 1998). Les processus impliqués sont physiques (sédimentation, dilution, adsorption), chimiques (oxydation, réduction) et biologiques (assimilation, oxydation et réduction microbienne) (Stream Solute Workshop 1990). Ces processus se déroulent essentiellement dans la zone hyporhéique, qui constitue à la fois une zone de stockage des nutriments et le siège d'une activité métabolique importante (Valett et al. 1996, Fischer 2003, **Datry & Larned 2008, Nogaro et al. 2010**). La matière organique, au cours du transit de l'eau dans les interstices des sédiments, est en partie rapidement adsorbée à la surface des sédiments, tandis qu'une autre partie est biodégradée par les communautés microbiennes qui se développent sur les particules. La croissance et l'activité de ces micro-organismes sont liées non seulement à la quantité de matière organique présente dans le milieu mais aussi à sa qualité (biodégradabilité, C/N, etc). Ainsi la zone hyporhéique se comporte comme un filtre physique et biologique (Vervier et al. 1992).

Du fait de la décomposition de la matière organique, il existe des gradients de potentiel d'oxydo-réduction dans la zone hyporhéique, qui permettent d'**atténuer les métaux dissous** en provoquant leur retard ou précipitation (Gandy et al. 2007), et d'**atténuer les hydrocarbures** par leur minéralisation (Smith & Lerner 2008). Du fait de sa position lisière entre les rivières et les nappes, la zone hyporhéique peut retarder le transport des polluants d'une source ou l'autre (Hester & Gooseff 2010). C'est ainsi un puits pour l'arsenic (As) des eaux de surface (Brown et al. 2007), le manganèse (Mn), zinc (Zn) et cobalt (Co) ou les solvants chlorés (Fuller & Harvey 2000, Conant et al. 2004) des eaux souterraines.

Les interactions nappe-rivière contribuent à la **régulation de la température** des eaux de surface en limitant l'exposition des eaux au rayonnement solaire et en mélangeant les eaux de surface aux eaux souterraines (Arrigoni et al. 2008, Hannah et al. 2009, Hester et al. 2009). La dynamique de la température est un facteur important de l'hétérogénéité des habitats dans les rivières, influence la survie des invertébrés et des poissons durant les étiages et est un déterminant fort des réactions biogéochimiques (Jones & Holmes 1996, Brunke & Gonser 1997, Boulton et al. 1998).

Les interactions nappe-rivière **contribuent à maintenir un débit** acceptable dans les cours d'eau ou les sections en situation d'upwelling. Dans les cours d'eau intermittents, ces zones peuvent s'avérer être des refuges durant les assèchements, permettant ainsi une recolonisation rapide des habitats après assèchements (**Datry et al. 2007, Larned et al. 2010, Datry 2012**).

Ces fonctions se traduisent aussi en services offerts par la rivière qu'il serait impossible ou très coûteux de remplacer (Baron et al. 2002). Dans ce contexte, les processus se déroulant au sein de la zone hyporhéique participent à un certain nombre de services rendus par le cours d'eau (Boulton et al. 1998). Le tableau ci-dessous récapitule les fonctions connues

liées aux interactions nappe-rivière et associe les services écosystémiques rendus par ces dernières.

Fonctions	Services rendus
Rétention / flux d'eau et de nutriments	Stockage d'eau et de nutriments; Atténuation des crues; Recharge des nappes phréatiques; Soutien d'étiage par apport de nappes ; Régulation thermique des eaux de surface.
Transformations biogéochimiques	Auto-épuration des eaux; Détoxification de contaminants.
Biodiversité en invertébrés (nursérie/refuge)	Nourriture pour les poissons/oiseaux/Homme.

B.1.4. Une dégradation par l'Homme

Les activités humaines peuvent altérer les interactions nappe-rivière dans l'espace et dans le temps. Les altérations des échanges dans l'espace sont souvent dues à l'obstruction des interstices par des sédiments fins ou par des particules organiques issues de certaines pratiques agricoles, forestières, ou industrielles, générant un **colmatage** qui réduit considérablement la circulation de l'eau dans la zone hyporhéique et son accessibilité aux organismes. Les besoins croissants en eaux des populations et les prélèvements intensifs dans les rivières et dans les nappes phréatiques altèrent les gradients hydrauliques et les quantités d'eau échangées (**Boulton et al. 2010**, Falke et al. 2010). Ainsi, le débit moyen de très nombreuses rivières diminue (Zhang et al. 2001, Renard 2006, **Larned et al. 2010**) et de plus en plus d'entre elles subissent des **assèchements** partiels ou complets de leur lit une partie de l'année ; c'est le cas du Nil, Indus, Fleuve Jaune, Armu Darya, Syr Darya, Mekong, Rio Grande, ou Colorado (Postel 2000, Gleick 2003, Meybeck 2003). Ces effets seront à plus long terme intensifiés par le réchauffement climatique, qui fera augmenter la fréquence et l'amplitude des événements hydrologiques extrêmes (crues et étiages, assecs) (IPCC 2002, **Larned et al. 2010**). Les simplifications extrêmes de la complexité géomorphologique des cours d'eau tel que la chenalisation, linéarisation, calibrage du lit mineur, etc., modifient durablement les interactions nappe-rivière (Hancock 2002, Boulton et al. 2007, **Datry et al. 2008**, Hester & Gooseff 2010, Elozegi & Sabater 2012). Les sites privilégiés d'échanges sont moins nombreux, leur diversité est réduite et l'hétérogénéité de la zone hyporhéique devient beaucoup plus faible. Les modifications des échanges dans le temps sont le plus souvent liées au fonctionnement des ouvrages hydro-électriques qui affectent la variabilité naturelle du régime hydrologique des cours d'eau et en conséquence ont un effet sur l'intensité et le rythme des échanges nappe-rivière. Enfin, certaines pratiques humaines polluent et contaminent directement la zone hyporhéique, affectant ainsi les organismes et micro-organismes qui la colonisent et en assurent les fonctions écologiques. Il peut s'agir de l'augmentation de la teneur en nutriments (e.g. rejets de STEP et stockage de boues polluées), de la teneur en métaux et hydrocarbures (e.g. activités minières), ou de pollution thermique (rejets industriels d'eau chaude, tels que ceux produits par les centrales nucléaires) (Boulton et al. 2007, **Datry et al. 2008**).

B.1.5. Des questions encore sans réponse

Malgré 50 années de recherche sur le milieu hyporhéique, il reste encore de nombreuses questions sans réponse et plusieurs thématiques de recherche bien développées en

surface n'ont pas été testées ou appliquées dans le milieu hyporhéique (**Boulton et al. 2010, Marmonier et al. 2012**). Par exemple, les liens entre processus physiques (substrat, écoulement), biogéochimiques et biologiques en milieu hyporhéique sont encore peu compris; l'éco-hydrologie des interactions nappe-rivière est en balbutiement (Krause et al. 2011). Une meilleure compréhension des relations physique-biologie dans le milieu hyporhéique est nécessaire pour tester leur généralité et transférabilité à plusieurs sites, rivières ou bassins, développer des indicateurs de fonctionnement écologique, changer d'échelle et notamment passer du radier au tronçon, et générer des modèles quantitatifs utiles à la gestion des cours d'eau.

Malgré les fonctions fondamentales des interactions nappe-rivière au sein du fonctionnement des cours d'eau et de l'organisation de leur biodiversité, les programmes de gestion, conservation et restauration des cours d'eau ont pour l'instant du mal à les prendre en compte et cette dimension verticale des cours d'eau est encore trop souvent oubliée (Hancock 2002, Boulton et al. 2007, **Datry et al. 2008, Boulton et al. 2010**, Hester & Gooseff 2010). Pourtant, les connaissances dont nous disposons au sujet des interactions nappe-rivière sont relativement solides et partagées par la communauté scientifique. Certes, le transfert des connaissances par les scientifiques est une étape difficile, bien qu'essentielle, pour aider les décideurs à faire des choix de gestion. Toutefois, le fait que l'intégration des interactions nappe-rivière dans les modes et pratiques de gestion et restauration des cours d'eau soit faible vient également d'un manque d'outils tangibles, de modèles simples, quantitatifs et valides sur plusieurs sites, et de recommandations claires produits pour les gestionnaires.

B. 2. Les projets développés

Mes recherches s'articulent autour de l'éco-hydrologie des interactions nappe-rivière, et plus spécifiquement des liens physique-biologie dans ces interactions. Bien que plutôt fondamentaux, mes travaux ont aussi pour objectif d'améliorer la prise en compte de la dimension verticale dans la gestion des cours d'eau. J'ai notamment développé **deux axes principaux de recherche** autour de l'écohydrologie des interactions nappe-rivière en adoptant une **démarche comparative multi-sites**. Ces recherches ont pour but premier d'améliorer les connaissances de *l'habitat templet* des communautés fluviales, c'est à dire de comprendre et de quantifier les liens entre les communautés et leur environnement physique (Townsend & Hildrew 1994).

Un premier axe porte sur **les relations entre le sédiment (texture, granulométrie, quantité), les processus biogéochimiques et les communautés biologiques (micro-organismes, invertébrés) de la zone hyporhéique**. Il s'agit notamment de pouvoir appréhender le colmatage du lit des cours d'eau, que ce soit en travaillant à la mise en place d'un protocole de mesure sur les réseaux nationaux français, en quantifiant les relations entre colmatage, processus et biodiversité, ou en étudiant des modes de restauration. Un second axe s'attache à comprendre **les relations entre les assèchements (fréquence, durée, étendue), les processus de l'écosystème (dégradation de matière organique) et les communautés biologiques (invertébrés terrestres et aquatiques) dans les cours d'eau intermittents**. Ces cours d'eau qui s'assèchent une partie de l'année en réponse à de fortes interactions nappe-rivière sont en effet peu considérés tant par les scientifiques que les gestionnaires. Il s'agit donc d'améliorer nos connaissances fondamentales tout en développant

des outils de gestion, comme des modèles quantitatifs prédisant l'évolution de la biodiversité en fonction des assèchements.

Dans les pages suivantes, je présenterai les problématiques associées à ces deux axes de recherche, une synthèse des résultats principaux obtenus ces six dernières années et les perspectives qui y feront suite. Je ferai apparaître mes collaborations passées, en cours et futures, ainsi que les liens avec les encadrements d'étudiants, doctorant et post-doctorant que j'ai effectués.

B.2.1. Le colmatage hyporhéique : relations entre le sédiment, les processus biogéochimiques, et les communautés biologiques

B.2.1.1. Problématique et objectifs

Le **colmatage** du lit des cours d'eau est défini comme le dépôt de sédiments fins, leur accumulation et leur infiltration entre les particules du lit, provoquant le remplissage des interstices du substrat. Il en résulte une diminution de la *porosité* (capacité d'une roche ou d'autres matériaux à pouvoir contenir un fluide, liquide ou gaz) et de la *perméabilité* (capacité d'une roche ou d'autres matériaux à se laisser traverser par un fluide, liquide ou gaz, sous l'effet d'un gradient de pression) des sédiments hyporhéiques.

Si l'érosion des reliefs des bassins versants et des berges des rivières est une source naturelle de sédiments fins, de nombreuses activités humaines génèrent des apports supplémentaires et parfois massifs de sédiments aux cours d'eau (Waters 1995, Gayraud et al. 2002, Hancock 2002, **Descloux et al. 2010**). Il s'agit principalement des pratiques agricoles, forestières, de l'aménagement du territoire (e.g., construction de routes, etc.), de l'extraction de granulats, du rejet d'eaux pluviales, ou des ouvrages hydro-électriques. Ces derniers ont de plus un effet sur les débits liquides en limitant le passage de crues, ce qui peut aggraver le dépôt des sédiments fins et leur infiltration dans le milieu hyporhéique.

Malgré le fait qu'il soit considéré comme un problème environnemental majeur aujourd'hui (Waters 1995, Brunke 1999, **Kasahara et al. 2010**), le colmatage du lit des cours d'eau reste un phénomène mal compris, dont les conséquences écologiques restent encore très théoriques et qui a été considéré essentiellement en surface (Brunke & Gonser 1997, Boulton et al. 1998). Le fait qu'il n'existe aujourd'hui aucune méthode standard pour mesurer le colmatage (**Descloux et al. 2010**) illustre sans doute ce manque de connaissances. C'est pourquoi, à mon arrivée au Cemagref, j'ai développé des recherches visant à améliorer notre compréhension des effets du colmatage sur les processus et communautés hyporhéiques. En travaillant sur plusieurs sites et rivières dans les Alpes, ces recherches avaient trois objectifs :

- i. comparer les méthodes existantes pour estimer le colmatage hyporhéique et déterminer la plus robuste et appropriée pour la mise en place d'un réseau de mesures et surveillance sur le réseau hydrographique français ;
- ii. identifier les processus biogéochimiques et les communautés microbiennes affectées par le colmatage hyporhéique ;
- iii. mesurer la réponse des communautés d'invertébrés au colmatage et générer des relations quantitatives entre % de sédiments fins et biodiversité.

B. 2.1.2. Résultats principaux

Une méthode robuste pour estimer le colmatage

Au cours de la thèse de Stéphane Descloux, nous avons testé différentes méthodes pouvant être utilisées pour estimer le colmatage sur 9 stations présentant des signes contrastés de colmatage et distribués sur trois rivières des Alpes (Isère, Drôme, Les Usses). Sur chaque station ont été réalisées aléatoirement 3 estimations visuelles du % de sédiments fins en surface (Whitman et al. 2003), 3 profils verticaux de pénétrométrie (Maquaire et al., 2002), 3 mesures de conductivité hydraulique des sédiments (méthode de Schneestante, Rouch 1992) et 3 carottages cryogéniques (Bretschko & Klemens 1986, Gayraud et al. 2002) (**Fig. 2**). De plus, 12 bâtonnets de pins ont été laissés quatre semaines dans les sédiments pour évaluer l'état oxique de ces derniers (Marmonier et al. 2004) (**Fig. 2**).

Les résultats de chaque technique ont ensuite été comparés aux % de sédiments fins (< 2 mm) et à la porosité des sédiments donnés par l'analyse des carottes cryogéniques sédimentaires. La plupart des techniques n'ont pas, ou que partiellement, reflété le % de sédiments fins et la porosité des sédiments (**Descloux et al. 2010**). Par contre, la conductivité hydraulique décroît fortement avec l'augmentation des sédiments fins dans la zone hyporhéique à la même profondeur (**Fig. 3**). Au delà de 20% de sédiments fins dans le substrat, la conductivité hydraulique devient nulle, ce qui traduit un milieu complètement colmaté et qui ne laisse plus passer d'eau. Cette relation est rarement reportée *in-situ* (voir Gayraud & Philippe 2001), car le colmatage a surtout été étudié en canal expérimental (Carling 1984, Scaälchli 1992, Packman & Mackay 2003). Elle pourrait toutefois être assez variable en fonction de la composition des sédiments fins. Par exemple, Ryan & Packman (2006) ont montré qu'une augmentation du 6 à 25% de la proportion d'argile dans les sédiments fins (< 2mm) diminuait par deux la conductivité hydraulique du lit des petits cours d'eau en milieu urbanisé.



Figure 2. Techniques pour estimer le colmatage. a) estimations visuelles, b) pénétrométrie, c) mesures de conductivité hydraulique, d) et e) carottages cryogéniques, et f) bâtonnets. D'après Descloux (2011).

La mesure de la conductivité hydraulique des sédiments est assez simple, peu sujette aux biais observateurs, et peu coûteuse, ce qui en fait un bon candidat pour évaluer le colmatage à large échelle, par plusieurs observateurs, et sur du long-terme, typiquement sur les réseaux de surveillance français (Descloux et al. 2010).

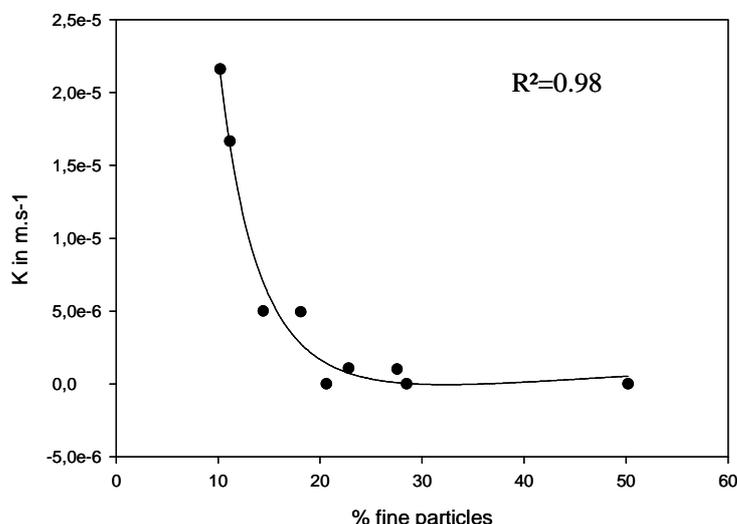


Figure 3 : Régression polynomiale d'ordre 2 entre la conductivité hydraulique (K) mesurée à 30 cm de profondeur, et le % de sédiments fins à 30 cm dans la zone hyporhéique. D'après Descloux et al. (2010).

Liens entre le colmatage et fonction/structure des communautés microbiennes

Le travail de post-doctorat de Géraldine Nogaro, en collaboration avec Bernard Montuelle (EMHA, IRSTEA) et Florian Mermillod-Blondin (UMR-CNRS 5023, Lyon 1) a consisté à examiner les liens entre colmatage, fonction et structures des communautés microbiennes dans la zone hyporhéique. Sur chacun des 9 sites précédemment cités, 3 prélèvements de sédiments et d'eau ont été effectués à l'aide de pompes Bou-Rouch (Bou & Rouch 1967) à 3 profondeurs dans la zone hyporhéique (-10, -30 et - 50 cm). Des analyses d'activités (e.g., deshydrogénase), d'abondance (comptage DAPI), de diversité génétique (DGGE), et de fonctions microbiennes (respiration, nitrification et dénitrification) ont ensuite été réalisées au laboratoire (Nogaro et al. 2010, 2012). Nous avons montré que les réponses des communautés microbiennes au colmatage étaient très variables entre les rivières : un fort colmatage peut stimuler ou au contraire réduire les activités microbiennes tant aérobies qu'anaérobies, suggérant ainsi que les modèles théoriques actuels sont inexacts et beaucoup trop réducteurs (Nogaro et al. 2010). De plus, il y a peu de modifications de diversité microbienne lorsque le colmatage augmente (Nogaro et al. 2012). Ainsi, le colmatage semble avoir des effets contrastés en fonction des nutriments disponibles dans le milieu. Deux types de configuration ont été identifiés (Fig. 4). Dans le cas d'apports importants en nutriments, il y a une diminution marquée de l'oxygène dissous dans le milieu hyporhéique, et le colmatage stimule les processus microbiens aérobies et anaérobies. Dans le cas de faibles apports en nutriments, il n'y a pas de modification des conditions oxiques du milieu, et les activités microbiennes sont toutes diminuées. Globalement, afin de comprendre les effets du colmatage sur les fonctions et structures microbiennes, il est nécessaire de prendre en compte i. le niveau trophique du site, ii. les temps de résidence des eaux hyporhéiques, et iii. l'hétérogénéité

spatiale induite par la juxtaposition de patches oxygènes et anoxiques dans les sédiments (Nogaro et al. 2010).

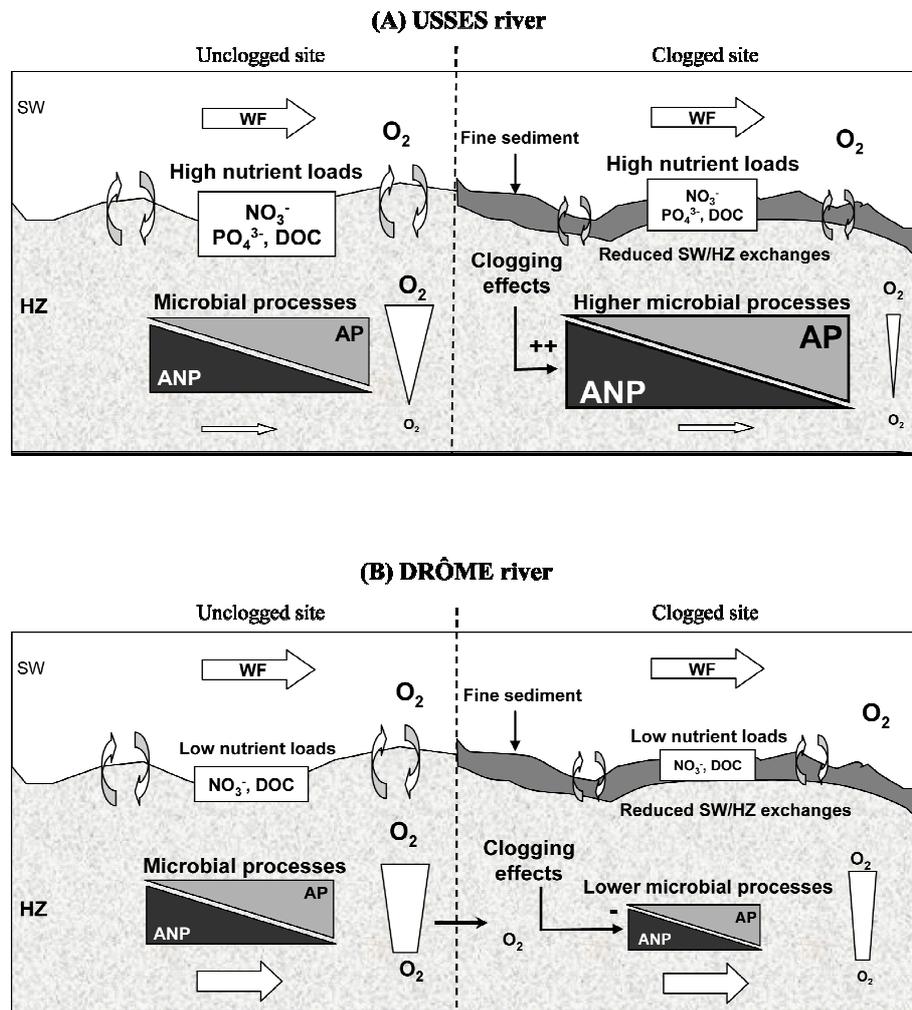


Figure 4. Effets du colmatage sur les processus microbiens hyporhéiques pour 2 configurations: la rivière Les Ussets, riche en nutriments, et la Drôme, pauvre en nutriments. Abréviations: SW= eau de surface, HZ= zone hyporhéique, WF=sens du courant, AP=processus aérobiques, ANP= processus anaérobiques.

Liens entre le colmatage et les assemblages d'invertébrés aquatiques

Dans le cadre de la thèse de Stéphane Descloux, co-encadré par P. Marmonier (UMR-CNRS 5023, Lyon 1), nous avons étudié les liens entre les assemblages d'invertébrés (benthiques et hyporhéiques) et le colmatage des sédiments, reprenant ainsi la suite des travaux antérieurs de S. Gayraud (Gayraud 2001). L'originalité de ce travail résidait dans i- une approche combinée du milieu benthique et hyporhéique, et ii- une mesure directe du colmatage hyporhéique par du carottage cryogénique. De plus, deux approches complémentaires ont été utilisées. D'une part, dans une approche comparative, et sur chacun des sites présentés précédemment, les assemblages benthiques et hyporhéiques ont été échantillonnés en 3 points choisis de manière aléatoire. Un échantillonneur de Hess (ou benthomètre) a été utilisé pour collecter le benthos (invertébrés benthiques), et l'hyporheos (invertébrés hyporhéiques) a été collecté par pompage Bou-Rouch et par carottage cryogénique. D'autre part, dans une démarche expérimentale, nous avons utilisé des substrats

artificiels dans lesquels une matrice sédimentaire calibrée a été progressivement colmatée par ajout de sable (6 traitements, de 10 à 60% en volume). Ceux-ci ont ensuite été disposés dans le lit de la Drôme, sur un site non colmaté, et laissés ainsi 40 jours (**Fig. 5**). Cette approche expérimentale avait pour objectif de confirmer les résultats obtenus lors des prélèvements de terrain sur chaque site, et de générer des relations quantitatives entre % sédiments fins et caractéristiques des assemblages.



Figure 5. Implantation des substrats artificiels dans le lit du cours d'eau Les Ussets.

Les principaux résultats de ce travail sont que le colmatage a des effets significatifs et comparables entre les rivières étudiées sur les assemblages faunistiques des deux compartiments, benthiques et hyporhéiques (**Descloux et al. 2012a**). Sur les sites colmatés, la richesse taxonomique des invertébrés hyporhéiques est divisée par 2 et les densités des invertébrés benthiques et hyporhéiques par 3. Certains taxons sont préférentiellement observés sur les sites colmatés (Baetidae), et d'autres dans les sites non colmatés (Orthocladiinae, Cyclopoida et Harpacticoida). Ces résultats confortent globalement les patterns reportés pour le milieu hyporhéique par Gayraud & Philippe (2001) et Bo et al. (2007). Toutefois, ils apportent des éléments plus fonctionnels, dans la mesure où le compartiment benthique a aussi été pris en compte. Ainsi, la similarité entre les assemblages benthiques et hyporhéiques est plus faible dans les sites colmatés comparés aux sites non colmatés, suggérant une limitation des migrations verticales des organismes en réponse au colmatage des sédiments (**Descloux et al. 2012a**).

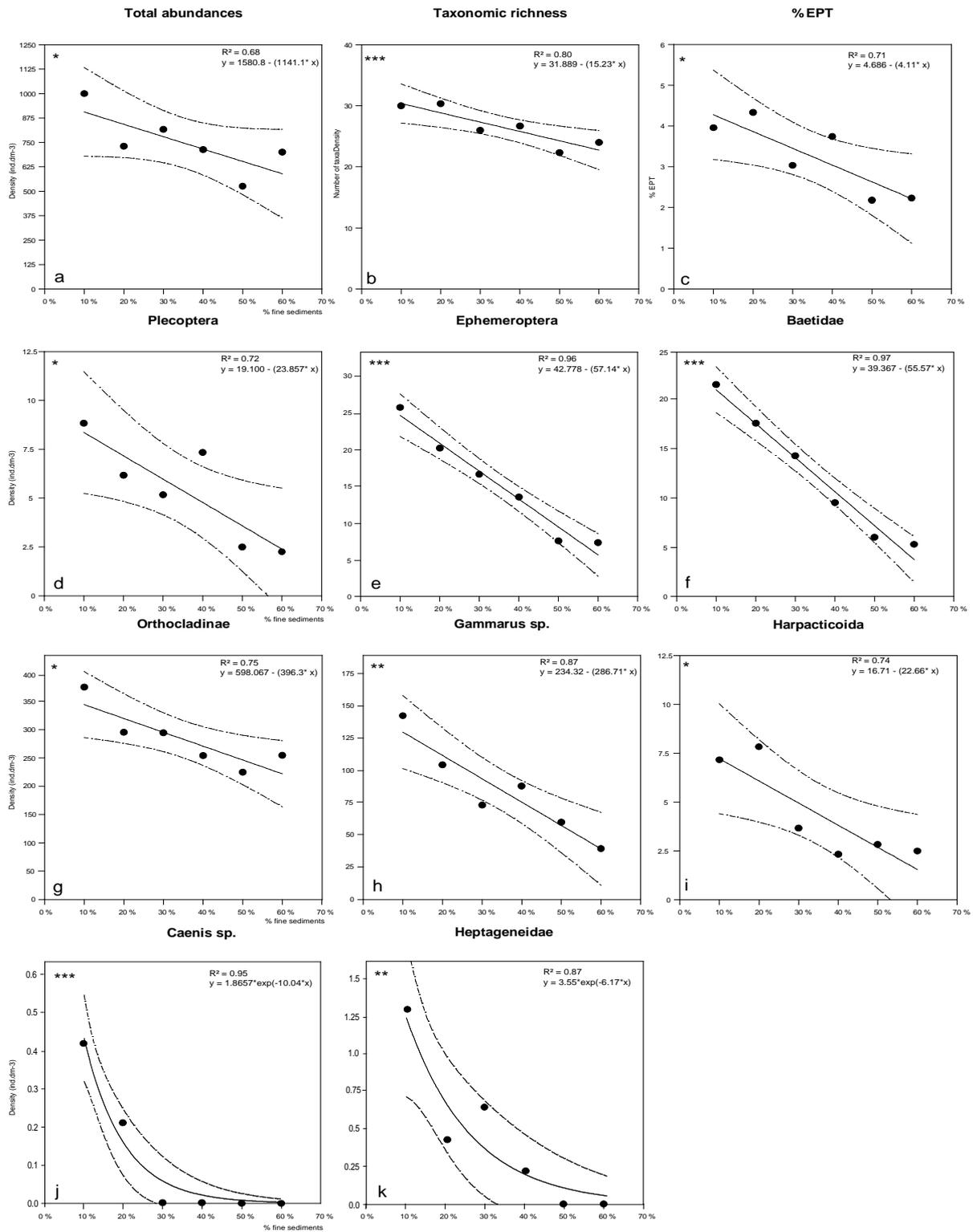


Figure 6. Régressions entre la densité totale, la richesse et les densités de différents taxa présents dans les substrats artificiels et le % de sédiments fins. Points: moyennes par traitement, n=3 ; en pointillé : intervalle de confiance à 95 %. Le R^2 et les équations sont donnés pour chaque taxon ($P < 0.01$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$).**

Aucun effet 'seuil' lié au colmatage n'a été observé sur aucune rivière: la densité, la richesse taxonomique, le pourcentage de taxons EPT, et les densités de la plupart des organismes diminuent de façon linéaire avec l'augmentation du pourcentage de sédiments fins (**Descloux et al. 2012a, Fig. 6**). Seuls les Ephéméroptères *Caenis sp.* et Heptageniidae disparaissent respectivement au-dessus de 30% et 50% de sédiments fins. Ces relations quantitatives sont à tester sur d'autres sites et dans d'autres rivières, afin d'apprécier leurs généralités et spécificités. Il s'agit toutefois, avec les travaux de S. Gayraud (Gayraud 2001), des premiers pas vers une prédiction quantifiée des effets des sédiments fins sur les assemblages d'invertébrés.

Avec l'aide de P. Usseglio-Polatera (Université de Metz), nous avons montré que le colmatage altère aussi la composition en traits biologiques des communautés, et ce dans les deux habitats et toutes les rivières étudiés (**Descloux et al. 2012b**). La technique de reproduction, la forme du corps, la forme de résistance, la taille potentielle maximum et le mode de locomotion sont les traits qui présentent le plus de modifications avec le colmatage. De manière générale, les organismes des sites colmatés étaient plus allongés, plus féconds et avaient une respiration aérienne réduite en comparaison aux organismes des sites non colmatés (**Descloux et al. 2012b**). Ces résultats sont consistants avec ceux de Gayraud & Philippe (2001), qui avaient mis en évidence une sélection des formes cylindriques, au détriment des formes sphériques, chez les organismes hyporhéiques en condition colmatée. Cette sélection pourrait difficilement s'expliquer par des facteurs hydrauliques puisque ces formes cylindriques ne réduisent pas les contraintes hydrauliques subies par les organismes (Statzner & Holm 1982). Enfin, les modifications de traits biologiques résultant du colmatage des sédiments sont plus fortes dans la zone hyporhéique qu'en surface (**Descloux et al. 2012b**).

De manière générale, ce travail a montré que la zone hyporhéique est plus vulnérable au colmatage que le milieu benthique. Cela vient sans doute du fait que les sédiments fins déposés en surface peuvent être régulièrement entraînés à l'aval par des crues même peu puissantes, ce qui n'est pas le cas dans les interstices de la zone hyporhéique. La zone hyporhéique est donc une sentinelle de l'état de colmatage d'un site. Le colmatage réduisant les échanges verticaux d'organismes, il est fort possible que la fonction refuge de la zone hyporhéique soit grandement altérée par le colmatage. C'est pourquoi les travaux ultérieurs devraient d'avantage prendre ce milieu en considération dans l'étude des liens entre les sédiments fins, leur origine et leur gestion, et les communautés biologiques.

B. 2.1.3. Perspectives

Développement d'un protocole d'évaluation du colmatage sur les réseaux hydrographiques

Les gestionnaires de l'eau en France et en Europe s'intéressent tout particulièrement aux outils de diagnostic et de suivi de la qualité physique, chimique et biologique des cours d'eau. Cette attention se retrouve notamment dans la Directive Cadre sur l'Eau (2000) qui, au-delà de fixer des objectifs de qualité, impose un suivi des masses d'eau. Le colmatage fait partie des paramètres à suivre sur le long terme sur l'ensemble des masses d'eau. Il est, par conséquent, de première importance de disposer d'un outil fiable et de mise en œuvre simple et peu coûteuse.

Les comparaisons méthodologiques effectuées au cours du travail de thèse de Stéphane Descloux suggèrent que les mesures de conductivité hydraulique sont de bons

estimateurs du colmatage hyporhéique. Ces mesures sont simples, peu coûteuses et peu sujettes à un biais expérimentateur : elles consistent à mesurer le temps d'infiltration d'1 L d'eau versée dans un entonnoir fixé à un piézomètre lui-même inséré à 25 cm dans le sédiment. Toutefois, il est nécessaire de confirmer ces résultats en les transférant sur de multiples rivières présentant des caractéristiques différentes (e.g., taille, transport solide et liquide, granulométrie, niveau trophique, etc.). De plus, les différents biais méthodologiques doivent être évalués (e.g., biais observateur, répétabilité de la mesure), et un protocole de mesure mis au point. Ceci constitue une perspective très appliquée de mes travaux effectués sur le colmatage.

Pour ce faire, en partenariat avec l'Onema et en collaboration avec Pierre Marmonier (UMR-CNRS 5023, Lyon 1), un protocole de terrain est en cours de test sur l'ensemble de la France, à l'échelle de plusieurs centaines de sites et rivières. Ce test à large échelle a pour objectifs i. d'appliquer les mesures de conductivité hydraulique à différentes rivières, ii. de déterminer combien de mesures sont nécessaires pour évaluer l'état de colmatage moyen d'un site, iii. de mesurer le biais expérimentateur, et iv. de regarder les liens entre colmatage et caractéristiques géomorphologiques des sites.

Le protocole a été établi. Sur chaque site, il consiste à mesurer la conductivité hydraulique sur 30 points répartis aléatoirement sur 15 transects également répartis sur une longueur de site de 20 fois la largeur mouillée moyenne. Ceci permet d'avoir accès à une séquence (théorique) radier-mouille, et ainsi d'avoir une bonne représentation des conditions géomorphologiques et hydrauliques du site. A ce jour, et avec l'aide précieuse des agents Onema de toutes les Directions Régionales, ce protocole a été appliqué à plus de 150 sites sur autant de rivières françaises. Sur une vingtaine d'entre elles, les opérateurs ont alternés les mesures de manière à estimer le biais expérimentateur. Les premières données ont été analysées au cours de 2 Masters Professionnels successifs, qui ont confirmé la pertinence du protocole. Cette année encore, le protocole sera testé sur plusieurs dizaines de sites. Une synthèse des données collectées ces 3 dernières années sera effectuée en 2013 dans le cadre d'un Master Professionnel, auquel suivra la rédaction d'un article scientifique et d'un guide méthodologique pour les gestionnaires (Collectivités, Bureau d'Etude, etc.).

Interactions nappe-rivière, colmatage et transformation des nutriments à l'échelle du tronçon

Les interactions nappe-rivière jouent un rôle fondamental dans le recyclage des nutriments (Valett et al. 1996, Mulholland & DeAngelis 2000) et dans la rétention d'eau (Harvey & Wagner 2000). Les conditions physiques, chimiques et biologiques de la zone hyporhéique diffèrent beaucoup de celles de surface, et celle-ci est le siège d'intenses transformations biogéochimiques, tel que la nitrification ou la dénitrification (Jones et al. 1995, Baker et al. 2000). En général, ces processus sont limités par les apports en matière organique et en oxygène dissous (Hendricks 1993;1996). Le temps de résidence des eaux dans la zone hyporhéique est aussi un facteur contrôlant les interactions entre les eaux, les solutés et les biofilms, et donc la production, transformation, et consommation des nutriments (azote et phosphore) et du carbone. Or, la taille de la zone hyporhéique, les échanges d'eau et de solutés et notamment les apports en matière organique et en oxygène, et le temps de résidence des eaux dans les interstices sont contrôlés par la granulométrie des sédiments (Hendricks 1993;1996, Ryan & Packman 2007, Kasahara et al. 2009), les formes géomorphologiques (Tonina & Buffington 2009, Buffington & Tonina 2009) et les conditions hydrauliques (Zarnetske et al. 2007).

Conceptuellement, un fort colmatage de la zone hyporhéique est systématiquement associé à une diminution des processus aérobies (nitrification) au profit des processus anaérobies (dénitrification). Toutefois, ce modèle est réducteur et simplifié à l'échelle du micro-habitat: les effets du colmatage sont contrastés car des patches oxiques et anoxiques coexistent très vraisemblablement dans les interstices hyporhéiques et nous n'avons pas pu le valider en travaillant sur quelques m³ de sédiments collectés sur le terrain (**Nogaro et al. 2011**). Qu'en est-il à l'échelle du méso-habitat (tronçon) ? Le dépôt massif de litière de feuilles à l'automne sur le fond d'un cours d'eau peut, par exemple, et en réduisant les échanges nappe-rivière, conduire à une modification importante de la transformation des nutriments sur plusieurs centaines de mètres de cours d'eau (Argerich et al. 2011). Toutefois, à notre connaissance, il n'existe pas d'étude ayant montré l'effet du colmatage hyporhéique sur la transformation des nutriments à l'échelle du tronçon. La transformation des nutriments devrait différer entre sites présentant des niveaux contrastés de colmatage hyporhéique. Afin de tester cette hypothèse, nous proposons de réaliser des co-injections de traceurs conservatifs (e.g., Cl, Br) et de nutriments (azote et phosphore) (Harvey & Bencala 1993, Jones et al. 1995, Ryan & Packman 2006, Argerich et al. 2011) sur une dizaine de sites présentant des niveaux de colmatage contrastés. Ces sites seront sélectionnés de manière à obtenir des conditions hydrauliques et géomorphologiques comparables. A cette fin, la sélection se fera à partir des quelques 100 sites sur lesquels le colmatage hyporhéique a été mesuré en utilisant le protocole précédemment testé et les conditions hydrauliques et géomorphologiques déterminées par les agents Onema lors d'évaluations de leurs états physiques. Les traceurs conservatifs permettront de déterminer les interactions nappes-rivières (Harvey & Bencala 1993, Triska et al. 1993, Valett et al. 1996), et les traceurs non-conservatifs permettront de conclure s'il y a production ou rétention de nitrates, nitrites, ammonium et phosphates à l'échelle des sites (Hill et al. 1998, Jones et al. 1995, Argerich et al. 2011). Les perspectives de ces expérimentations sont multiples : amélioration des connaissances du fonctionnement biogéochimique de la zone hyporhéique et des effets du colmatage, développement d'un protocole pour déterminer la capacité auto-épuratrice d'un tronçon de cours d'eau, création d'indicateurs fonctionnels hyporhéiques. En 2014, ce travail fera l'objet d'un post-doctorat de deux ans, soutenu par l'Onema, en collaboration avec des collègues hydrologues et biogéochimistes allemands (Michael Mutz, Brandenburg University of Cottbus) et espagnols (Sergi Sabater, ICRA; Eugénia Marti, Centre d'Estudis Avançats de Blanes).

Restauration des cours d'eau et interactions nappe-rivière

Les programmes de restauration des cours d'eau se sont multipliés ces dernières années, sous l'influence de la mise en application de la Directive Cadre Européenne sur l'eau. Pourtant, très peu ciblent ou prennent en compte les échanges nappe-rivière (**Datry et al. 2008, Kasahara et al. 2011**). Au cours des prochaines années, et avec l'arrivée d'un poste d'Ingénieur d'Etude « restauration » fin 2012 dans notre laboratoire, je compte développer des recherches permettant d'inclure ces interactions nappe-rivière dans la conception, le suivi et l'évaluation des projets de restauration. Cela pourra prendre plusieurs formes. Par exemple, concevoir spécifiquement des projets visant à rétablir ou améliorer les interactions nappe-rivière, avec l'ajout de structures (Kasahara & Hill 2006, 2007), de bois morts (Hilderbrand et al. 1997, Piégay et al. 2005, Mutz et al. 2007) ou de sédiments (Kondolf et al. 2006, Sarriquet et al. 2007) dans le lit de petits cours d'eau. Cela pourra aussi se faire par le test de nouveaux indicateurs (e.g., conductivité hydraulique, *transient storage*) pour suivre et évaluer le succès des projets de restauration, incluant l'effacement de seuils et de barrages et le rehaussement de débits à l'aval d'ouvrages. Dans ce contexte, je développerai en partenariat avec l'Onema les Agences de l'Eau et/ou EdF, des collaborations avec des collègues hydrologues de l'Irstea

(Isabelle Brau) et étrangers (Michael Mutz, A. Packman), des collègues géomorphologues de l'Université Lyon 2 (Hervé Piégay), des collègues écologues de l'Irstea (Nicolas Lamouroux, Hervé Capra, Véronique Rosset), de l'Université Lyon 1 (Pierre Marmonier, Florian Mermillod-Blondin) et étrangers (Vicencç Acuña, Arturo Elosegı, Tamao Kasahara).

B. 2.2. Assèchements et dynamique des invertébrés aquatiques dans les cours d'eau intermittents

B. 2.2.1. Problématique

Les cours d'eau intermittents (CEIs), cours d'eau qui cessent périodiquement de s'écouler sur une partie ou la totalité de leur parcours, représentent une proportion très substantielle de l'ensemble des eaux douces du globe (Tooth 2000). Les estimations de leur abondance et répartition sont encore rares et parcellaires. Aux Etats-Unis, au moins 59 % des cours d'eau sont intermittents, représentant plus de 3 200 000 km de linéaire (Nadeau & Rains, 2007). Pas moins de 43% de la Grèce est drainée par des CEIs (Tzorakis & Nikolaidis 2007), tout comme 97% de l'état de l'Arizona (Meyer et al. 2007). Ces cours d'eau sont largement dominants dans les régions méditerranéennes (Tochner et al. 2009).

L'appropriation croissante des ressources en eaux par l'Homme et les effets du changement climatique conduisent à une augmentation du nombre de CEIs. Un certain nombre de grands fleuves n'atteignent plus la mer et de très grandes rivières pérennes s'assèchent aujourd'hui une partie de l'année. C'est le cas du Nil, de l'Indus, de l'Amu Darya, du Syr Darya, du Mekong, du Rio Grande, et du Colorado (Postel 2000, Gleick 2003). C'est dans les milieux arides que ces tendances sont les plus fortes. L'Arizona a vu s'assécher 35% de ses rivières depuis 200 ans, suite aux prélèvements intensifs d'eau de surface et d'eau souterraines (Marshall et al. 2010). Les différents scénarios simulés de réchauffement climatique et de prélèvements d'eau montrent invariablement un accroissement des assèchements dans les rivières, que ce soit au niveau mondial (Döll & Schmied 2012) ou régional (Falke et al. 2010). En France, les scénarios des modèles climatiques prédisent une décroissance globale des débits, notamment dans la moitié Sud de la France, ainsi qu'une forte augmentation des sécheresses (Sauquet & Haond 2003, Renard 2006). Malgré l'incertitude des simulations d'anomalies climatiques, Leblois et al. (2002) ont par exemple montré que plusieurs affluents du bassin du Rhône verraient leur débit d'étiage se réduire substantiellement dans les 50 prochaines années.

Malgré leur prévalence, les CEIs ont été peu étudiés par les scientifiques, en particulier les écologistes. Les rares études disponibles ont surtout consisté à montrer en quoi les communautés différaient entre les cours d'eau pérennes et intermittents. Ces cours d'eau sont donc associés à une faible valeur de biodiversité: les communautés aquatiques sont composées d'un faible nombre d'espèces résistantes et/ou ubiquistes, constituant des sous-échantillons des communautés présentes dans les cours d'eau pérennes adjacents mais limitées à des stades de successions peu avancés (e.g., Légier et Talin 1973, Poff et Ward 1989, Stanley et al. 1997, Dodds et al. 2004, Williams 2006). Toutefois, depuis les années 2000, face aux observations d'une augmentation des assèchements, l'intérêt pour les CEIs s'est fortement accru et le nombre d'études a sensiblement augmenté (**Datry et al. 2011a**). L'écologie des CEIs est donc en pleine expansion.

Le manque actuel de connaissances fondamentales est sans doute à l'origine de la négligence des CEIs dans les politiques de gestion de l'eau. Il n'existe aucun pays pour lequel

la législation reconnaît l'existence des CEIs (**Larned et al. 2010**). Par exemple, les CEIs sont exclus de la protection par la Clean Water Act de 1972 aux Etats-Unis (Nadeau & Rains, 2007) et ne sont pas reconnus dans la Directive Cadre Européenne (Logan & Furse 2002). En France, les CEIs ont été récemment désignés « atypiques », et donc non soumis à la réglementation des débits minimums (Circulaire 33531 du 5 juillet 2011 relative à l'application de l'article L. 214-18 du code de l'environnement sur les débits réservés à maintenir en cours d'eau). Dans la pratique, ces cours d'eau sont généralement exclus des réseaux de surveillance de qualité, des programmes de conservation et de protection des cours d'eau. De plus, certaines pratiques consistent même à « améliorer » les CEIs en augmentant artificiellement leurs hypodromes (Wolff et al. 1989, Henszey et al. 1991, Cluett 2005). Pour améliorer la gestion des CEIs, il serait nécessaire i. de déterminer leur abondance et répartition ; ii. de produire des outils de gestion robustes et simples pour appréhender la biodiversité de ces écosystèmes (relations biodiversité-assèchements, bio-indicateurs); iii. de démontrer l'importance des CEIs en terme de biodiversité, fonctions écologiques et services écosystémiques ; et iv. de produire des classifications de régimes hydrologiques adaptées aux CEIs.

B. 2.2.2. Cadre conceptuel et objectifs

Sous l'influence des variations hydrologiques (débits) et hydrogéologiques (niveaux de nappes phréatiques), les cours d'eau subissent des cycles de contraction et d'expansion (Stanley et al. 1997). Les CEIs sont des cours d'eau dans lesquels les contractions sont importantes, conduisant à un assèchement partiel ou total du lit. Conceptuellement, les CEIs sont des mosaïques d'habitats aquatiques lotiques (courants), lenticules (stagnants) et terrestres (asséchés) (**Fig. 7**). Ces mosaïques sont multi-scalaires dans le temps et l'espace. Dans le temps, la fréquence de transition d'un habitat de l'état aquatique à terrestre, ou vice-versa, varie de moins d'un jour à plus d'un an. Dans l'espace, les habitats aquatiques peuvent être de petites mouilles persistantes et déconnectées, ou de longs tronçons pérennes ; les habitats terrestres peuvent être le sommet de rochers émergés, ou de longs tronçons asséchés.

Les CEIs sont des modèles idéals pour illustrer et appliquer le *patch dynamic concept* (Pickett & White 1985, Townsend 1989). Chaque habitat créé au sein de la mosaïque est colonisé par des organismes aquatiques, terrestres ou amphibiens. Des successions écologiques se mettent en place, résultant de processus tels que la colonisation, l'émigration, la mortalité ou la reproduction (Acuña et al. 2005, Presley et al. 2010, Logue et al. 2011). Des espèces aquatiques résistantes aux assèchements (Williams 2006) et des espèces terrestres résistantes à la submersion (Boumezzough & Musso 1983, Adis & Junk 2002) sont aussi présentes au sein de chacun de ces habitats. L'ensemble de ces organismes joue aussi un rôle clef dans certains processus de l'écosystème, telle que la décomposition de matière organique terrestre ou aquatique (Graça et al. 2001). Les successions se terminent avec les transitions d'un type d'habitat à l'autre sous l'impulsion d'une forte variation du débit ou des niveaux piézométriques, et de nouvelles successions se mettent alors en place. Ces transitions peuvent être perçues comme des perturbations qui réarrangent la composition et l'arrangement spatial des habitats dans la mosaïque. Au sein de la mosaïque d'habitats, une multitude de communautés aquatiques, terrestres et amphibiens à différents stades successionnels coexistent à tout moment, formant ainsi un système de méta-communautés (**Larned et al. 2010**). Dans ce contexte, au sein de ce cadre conceptuel et en travaillant sur des rivières contrastées en France et en Nouvelle Zélande, mes travaux ont consisté à :

- i. Cartographier et modéliser la distribution des CEIs en France métropolitaine ;

- ii. Comparer les taux de décomposition de la matière organique au sein de chacun des habitats de la mosaïque et identifier les acteurs (micro-organismes, invertébrés);
- iii. Quantifier les relations entre assèchement et les communautés d'invertébrés aquatiques, et identifier les mécanismes impliqués ;
- iv. Décrire les communautés terrestres colonisant les lits asséchés des CEIs et identifier les paramètres environnementaux structurants;

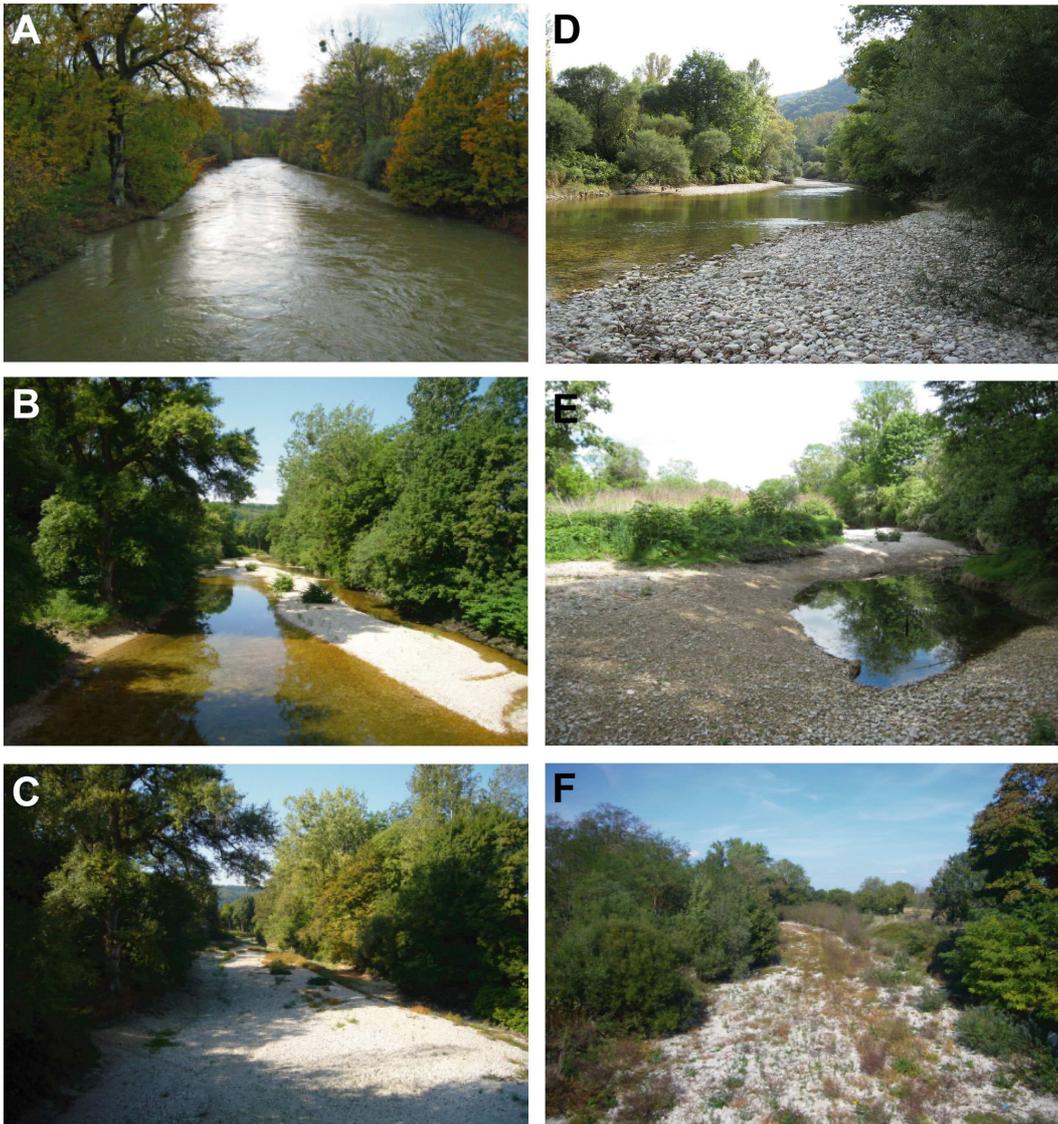


Figure 7. La mosaïque d'habitats dans les CEIs. Habitats lotiques (A, D), lenticques (B, E) et terrestres (C, F) dans le temps et l'espace dans une rivière intermittente. Les photos A, B et C montrent un même site à plusieurs dates ; les photos D, E et F montrent différents sites à la même date. Photos de l'Albarine, en France, par T. Datry & R. Corti.

B.2.2.3. Résultats principaux

Cartographie et modélisation de la distribution des CEIs en France métropolitaine

Localiser et prédire l'occurrence des CEIs sur les réseaux hydrographiques est une étape primordiale vers une meilleure prise en compte de ces cours d'eau dans les politiques de gestion. Ceci a été effectué à l'échelle de la France dans le cadre d'un projet soutenu par l'Onema que j'ai dirigé en 2011 avec la forte implication de Ton Snelder, un collègue néo-zélandais de Niwa, et en collaboration avec Nicolas Lamouroux, Hervé Pella et Eric Sauquet de l'Irstea. A partir des quelques 3 500 stations hydrométriques disponibles sur la Banque Hydro (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>), 628 stations ont été sélectionnées de manière à i. ne pas être sous l'influence significative de l'Homme sur les débits (barrages, réservoirs, prélèvements), ii. avoir une excellente qualité métrologique de mesure, et iii. avoir des séries de débits d'au moins 35 ans (Sauquet & Catalogne 2011). A partir des séries sélectionnées, 3 indices ont été calculés : la durée totale et la fréquence annuelles d'assèchements. Ensuite, les moyennes annuelles correspondantes ont été calculées sur chaque station hydrométriques. 123 stations montraient des assèchements réguliers, soit 20 % des stations (Snelder et al. 2012).

Ensuite, un travail de régionalisation des assèchements à des secteurs géographiques non-contigus a été effectué à partir i. d'une classification des stations hydrométriques en régimes pérennes et intermittents, ii. des valeurs de durée et fréquence d'assèchement. Le réseau hydrographique sur lequel les assèchements ont été modélisés est le RHT développé par Pella et al. (sous presse) à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT) d'une résolution spatiale de 50 m. Il comprend ~115 000 arcs jointifs et orientés d'une longueur moyenne de 2.5 km. Pour chacun de ces arcs, de nombreuses caractéristiques de bassin sont disponibles, tels que la surface drainée, la pente moyenne, la géologie dominante du bassin, les précipitations ou les températures par exemple (Pella et al., sous presse). Ce sont des modèles Random Forests (RF) qui ont été utilisés pour prédire la probabilité d'être temporaire, tout comme les valeurs de *mDUR* et *mFREQ*, sur le RHT (Breiman 2001, Cutler et al. 2007).

Les résultats montrent tout d'abord que les CEIs sont très répandus en France : entre 23 et 45% du linéaire considéré (RHT) est intermittent (Snelder et al. 2012, Fig. 8). Sachant que la plupart des petits cours d'eau ne sont pas du tout équipés en station de jaugeage, que les cours d'eau plus grands mais asséchés de manière fréquente ne le sont pas non plus, ces estimations sont fortement sous-estimées. Par exemple, en Charente-Maritime, c'est plus de 50% du linéaire qui est affecté par les assèchements estivaux (Fig. 9). Les CEIs ne sont pas l'apanage des régions méditerranéennes mais sont présents dans toute la France (Fig. 8). Il est plus difficile de prédire les assèchements à l'échelle des arcs, que les faibles débits ou les crues (Snelder et al. 2009): les taux de mauvaise classification des différents modèles sont élevés (> 50%). Contrairement à un régime hydrologique en général constant sur le linéaire d'un cours d'eau, les assèchements sont souvent liés à des phénomènes hydrogéologiques ou géologiques très locaux. Ce constat confirme le choix de développer des réseaux de mesures/suivis/observations des assèchements (type Observatoire National Des Etiages, Réseau D'Observation des Etiages, Réseau d'Observation de Crise des Assecs, Fig. 9), indépendants des réseaux actuellement déployés pour suivre le débit des rivières en France. De plus, il est nécessaire de développer des variables qui rendent compte des échanges nappes-rivière au sein des réseaux hydrographiques français.

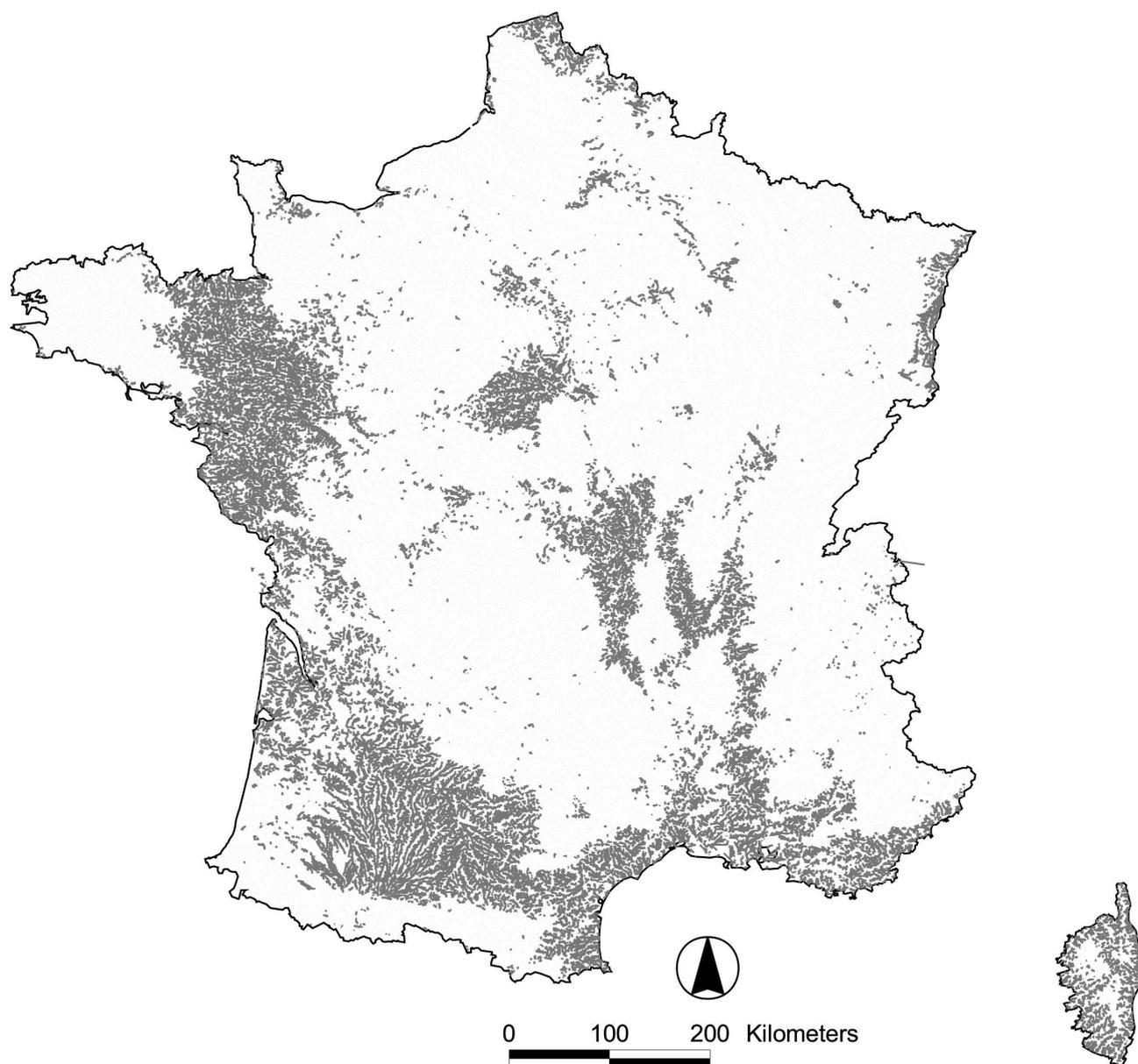


Figure 8. Arcs du RHT prédits comme intermittents. D'après Snelder et al. (2012).



Figure 9. Etat du réseau hydrographique en Charente-Maritime en juillet 2011, issu du suivi des assecs effectué par les Fédérations de Pêche de Poitou-Charentes (<http://www.eau-poitou-charentes.org/-Bilan-final-de-l-etiage-2010-.html>).

Décomposition de la matière organique au sein des habitats de la mosaïque.

La décomposition de la matière organique terrestre est un processus fondamental au fonctionnement des cours d'eau et rivières, produisant l'énergie et la matière nécessaires aux chaînes trophiques (Petersen & Cummins 1974, Wallace et al. 1997, Webster et al. 1997). Les modèles conceptualisant cette décomposition et la transformation de la matière organique en rivière, tel que le *river continuum concept* (Vannote et al. 1980), ou le *nutrient spiraling concept* (Newbold et al. 1981), assument à la fois une continuité d'écoulement et une

connectivité longitudinale. Aussi, bien qu'universellement utilisés en écologie lotique, ces modèles sont inadaptés aux CEIs et mes travaux l'ont confirmé à deux égards.

A travers des expérimentations de terrain en France et en Nouvelle Zélande menées dans le cadre de travaux de Master (Roland Corti, Laura Drummond), et en collaboration avec Scott Larned (NIWA, Nouvelle Zélande), nous avons montré que les taux de décomposition des litières de feuilles terrestres étaient respectivement 5 et 10 fois plus faibles dans les habitats lentiques et terrestres que dans les habitats lotiques (**Datry et al. 2011b, Corti et al. 2011**). Il existe donc, et de manière simultanée, des zones de transformation et de stockage de la matière organique dans les CEIs (Acuña et al. 2005, **Corti et al. 2011**, Dieter et al. 2011). De plus, l'influence de l'assèchement estival sur la décomposition hivernale de la litière est substantielle ; cet effet « mémoire » est caractérisé par une relation forte entre la durée et fréquence d'assèchement estival et la décomposition ultérieure de la litière (**Datry et al. 2011b, Fig. 9**). Par exemple, le taux de décomposition est diminué par 2 lorsque la durée d'assèchement estival moyenne passe de 0 à 4 jours. Concernant les acteurs de cette décomposition, ils varient entre les habitats lotiques et terrestres: le rôle des invertébrés décomposeurs diminue progressivement au profit des micro-organismes lorsque les conditions deviennent de plus en plus terrestres (**Corti et al. 2011**).

Du fait de taux de décomposition très faibles dans les habitats lentiques ou terrestres, la matière organique d'origine terrestre, mais aussi aquatique, s'accumule dans certaines sections des CEIs (Acuña et al. 2005). De plus, une myriade d'arthropodes amphibies et terrestres colonisent ces habitats (Wishard et al. 2000, Steward et al. 2011, **Corti & Datry 2012**). Ainsi, lors des remises en eau de ces habitats, qui sont souvent brutales, d'énormes quantités de matières organiques et des milliers d'arthropodes vont être entraînés à l'aval (Jacobson et al. 2000, **Corti & Datry 2012**). Des prélèvements effectués dans le front de remise en eau sur l'Albarine ont ainsi mis en évidence les importantes quantités de matières organiques entraînées vers l'aval. Les flux de matière organique particulaire et d'invertébrés terrestres étaient respectivement 50 et 200 plus forts en moyenne dans les secteurs asséchés que dans les secteurs pérennes, atteignant 600 g/m^3 and $10\,000 \text{ indiv/m}^3$ (**Corti & Datry 2012**). Ces flux n'augmentent toutefois pas graduellement avec la distance parcourue par le front de remise en eau, ce qui indique l'existence de zones ponctuelles de dépôts, comme des mouilles, des méandres, etc. (Buffington et al. 2002, Jacobson & Jacobson 2012, **Corti & Datry 2012**). Ces apports massifs ont sans doute des conséquences importantes dans les sections aval, les confluences, les réservoirs, ou les estuaires. Ils pourraient tout aussi bien stimuler la productivité de ces milieux récepteurs, comme induire un colmatage et une anoxification massive de ceux-ci (Townsend et al. 2003, Warfe et al. 2011).

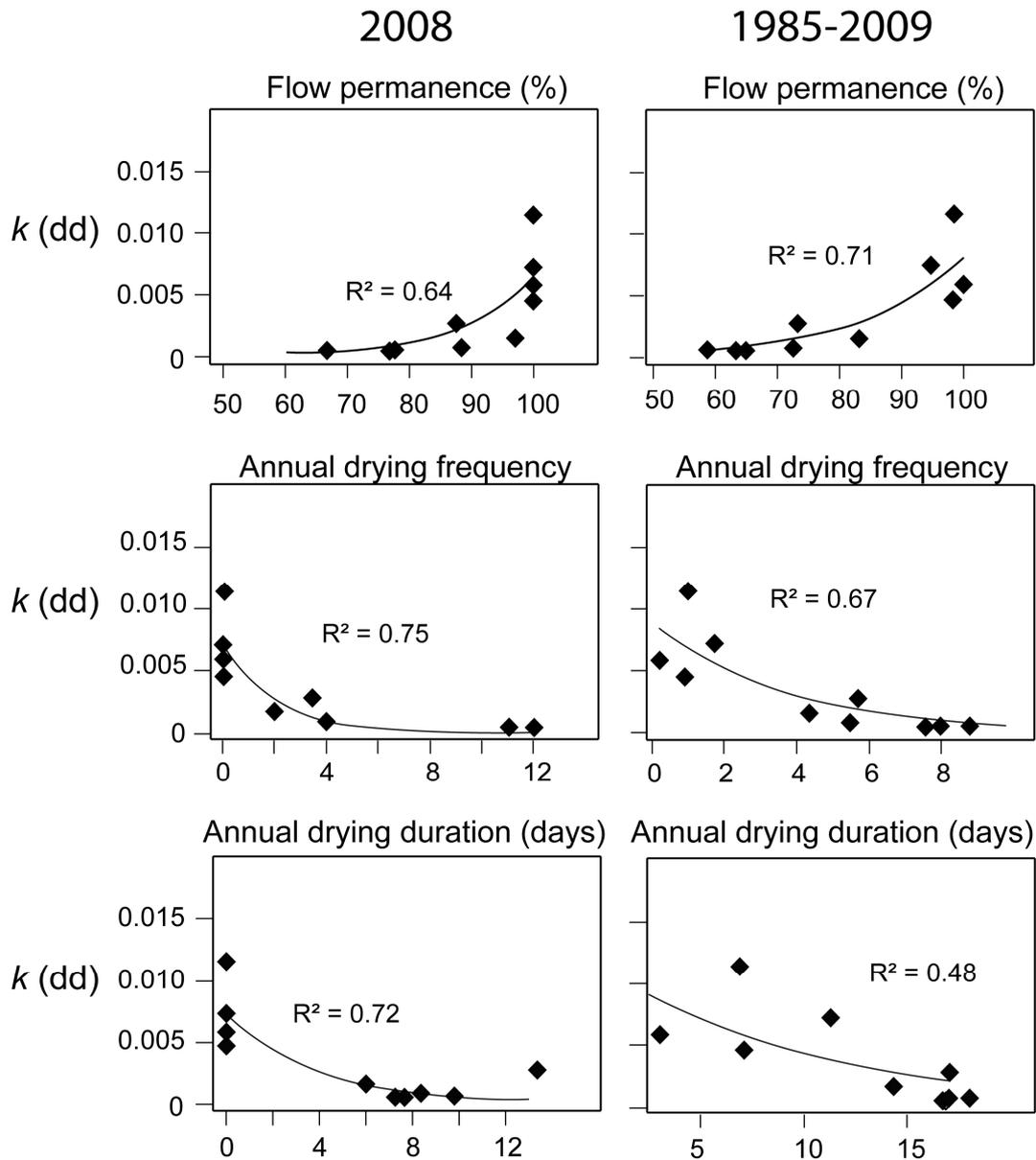


Figure 9. Relations quantitatives entre la décomposition de litières (k , exprimé en degré-jour) et métriques d'intermittence calculées pour l'été 2008, et pour la période 1985-2009. D'après Datry et al. (2011b).

Ces travaux ont montré en quoi la dynamique de la décomposition de la matière organique différait dans les CEIs et qu'il était donc crucial d'améliorer les modèles biogéochimiques actuels afin de les rendre applicables aux CEIs. Ceci permettrait à la fois de corriger les estimations actuelles des flux de carbone dans les écosystèmes aquatiques (Cole et al. 2007, Battin et al. 2008), de mieux percevoir le rôle global des rivières dans la production-transport-transformation de la matière organique (Webster et al. 1997, Aufdenkampe et al. 2010), et de mieux appréhender les effets futurs du changement global sur ceux-ci (Carpenter et al. 1992, Cole et al. 2007, Battin et al. 2008, Acuña & Tockner 2010).

Quantifier les relations entre assèchement et les communautés d'invertébrés aquatiques, et identifier les mécanismes impliqués

Durant de nombreuses années, les communautés biologiques des CEIs ont été essentiellement étudiées à travers des comparaisons avec celles de cours d'eau pérennes adjacents (e.g., Williams & Hynes 1977, Boulton & Lake 1988, Dieterich & Anderson 2000). Ces comparaisons qualitatives ont généré des résultats très variables : la diversité en invertébrés benthiques des CEIs peut être plus forte (Dieterich & Anderson 2000), égale (Légier & Talin 1973, Santos & Stevenson 2011) ou plus faible (Meyer & Meyer 2000, Bonada et al. 2007) que celle des cours d'eau pérennes adjacents. Cette forte variabilité peut s'expliquer par le fait que l'intermittence se mesure comme toute autre variable hydrologique et qu'elle se décline donc en métriques telles que la fréquence ou la durée des assèchements. Les assèchements constituent des perturbations de type « ramp » (sensus Lake 2003) pour les communautés biologiques : plus les assèchements sont longs et fréquents, plus les réponses des communautés sont fortes. Dans une démarche d'éco-hydrologie, mes travaux ont examiné cette influence graduelle, en mesurant les relations quantitatives entre métriques de l'intermittence et communautés d'invertébrés benthiques et hyporhéiques. Développant une approche multi-sites, sur plusieurs rivières, de France et de Nouvelle Zélande, j'ai cherché à tester la généralité et la transférabilité de ces relations. J'ai également conduit des expérimentations de laboratoire pour mettre en évidence les mécanismes pouvant expliquer ces relations, là encore en comparant, par exemple, les réponses des espèces à l'assèchement dans des cours d'eau contrastés en France et en Nouvelle Zélande.

Au cours d'une collaboration forte et fructueuse avec des collègues de NIWA en Nouvelle Zélande, des descriptions physiques des cours d'eau étudiés dans ces deux pays ont d'abord dû être conduites, notamment afin de déterminer les caractéristiques des assèchements dans le temps et l'espace. Nous avons pour cela utilisé un modèle hydrologique empirique, ELFMOD (Rupp et al. 2008, **Larned et al. 2011**). Des prélèvements répétés et répliqués d'invertébrés benthiques et hyporhéiques ont ensuite été réalisés dans les habitats lotiques sur plusieurs années, grâce au soutien de l'Agence de l'Eau RM&C, ce qui a permis de quantifier l'influence des assèchements sur la structure et la composition de communautés (**Datry et al. 2007**, Arscott et al. 2010, **Datry 2012**).

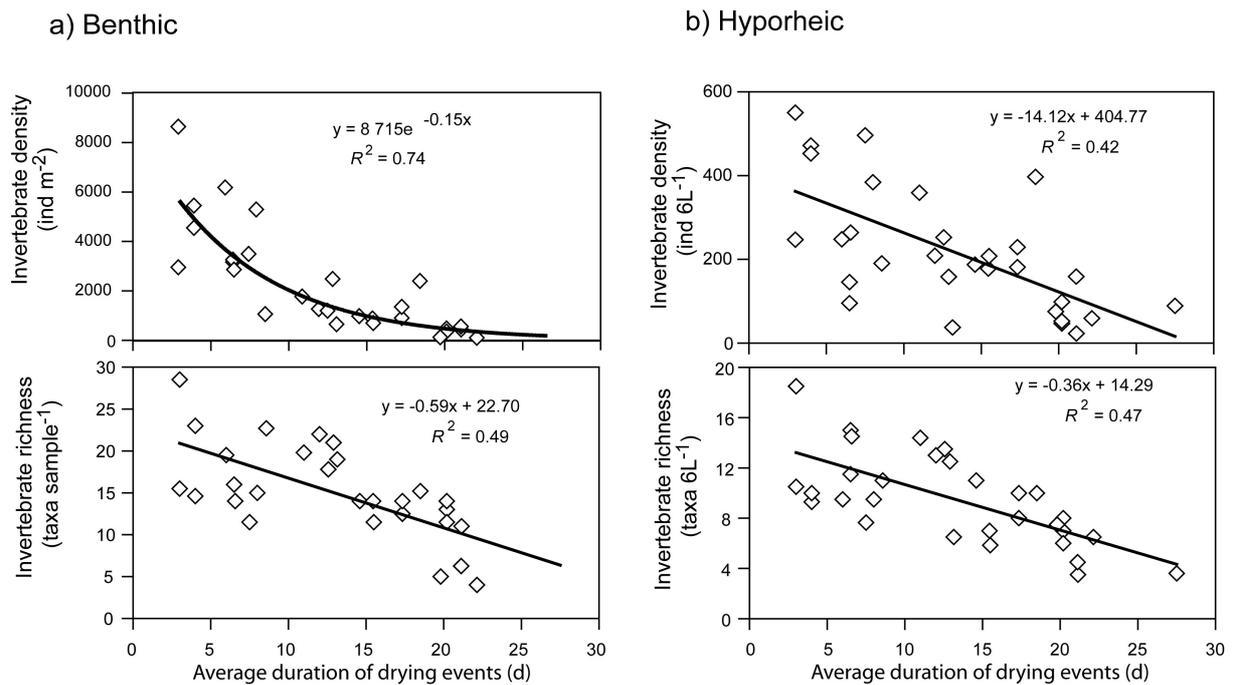


Figure 10. Relations entre densité et richesse taxonomique des communautés benthiques (a) et hyporhéiques (b) de l'Albarine et la durée moyenne des assèchements estivaux. D'après Datry (2012).

Les richesses taxonomiques benthiques et hyporhéiques décroissent avec l'augmentation de la durée d'assèchement (**Fig. 10**), et ce de manière consistante sur les rivières étudiées (**Datry et al. 2007**, Arscott et al. 2010, **Datry 2012**). De plus, la composition des communautés se modifie, d'une dominance en insectes EPT dans les sites peu asséchés, à une dominance par des diptères, oligochètes et micro-crustacés sur les sites les plus asséchés. A chaque fois, les communautés lotiques des sites les plus asséchés sont des sous-échantillons des sites pérennes, suggérant l'existence d'un faible nombre d'espèce « spécialistes » des conditions intermittentes, contrairement à ce qui est souvent reportés dans les zones humides ou mares temporaires (Wissinger et al. 2010). Ces résultats montrent une généralité des réponses des invertébrés aux assèchements sur des continents pourtant fort éloignés. Ils suggèrent que les augmentations des assèchements vont réduire la diversité lotique et homogénéiser les communautés qui seront dominées par des espèces plutôt ubiquistes, altérant la résilience et les fonctions des systèmes (McKinney & Lockwood 1999, Dudgeon et al. 2006). Ces relations quantitatives ont des implications fortes en terme de gestion, que ce soit pour appréhender les communautés d'invertébrés dans les CEI, démêler les effets d'autres perturbations possibles (e.g., chimiques), ou prédire et mitiger les modifications des communautés suite aux modifications des régimes d'assèchement (e.g., prélèvements et/ou rejets, réchauffement climatique).

Des expérimentations de réhydratation en laboratoire de sédiments asséchés ont été réalisées en laboratoire, en France comme en Nouvelle Zélande, afin de quantifier les processus de résistance des taxa à l'assèchement. Les sédiments ont été collectés sur des sites en assec depuis des durées variables et croissantes, de quelques heures à plus de cent jours, constituant ainsi une chronoséquence des caractéristiques des communautés dans les sédiments suite à leur assèchement. Les réhydrations ont montré que de très nombreuses espèces peuvent résister plusieurs jours, semaines ou mois dans les sédiments asséchés, illustrant un phénomène d'estivation (Boulton 1989, Tronstad et al. 2005, Williams 2006). Après hydratation, des sédiments en assec depuis plus de 150 jours contenaient encore une

dizaine de taxa aquatiques (Larned et al. 2007, Datry et al. 2012, Fig. 11). Des mécanismes de résistance à la dessiccation tels que la formation de cocon, la vie en diapause, ou l'anhydrobiose sont connus et décrits chez plusieurs groupes, dont les Chironomides ou Copépodes (Dahm 1995, Frouz et al. 2003).

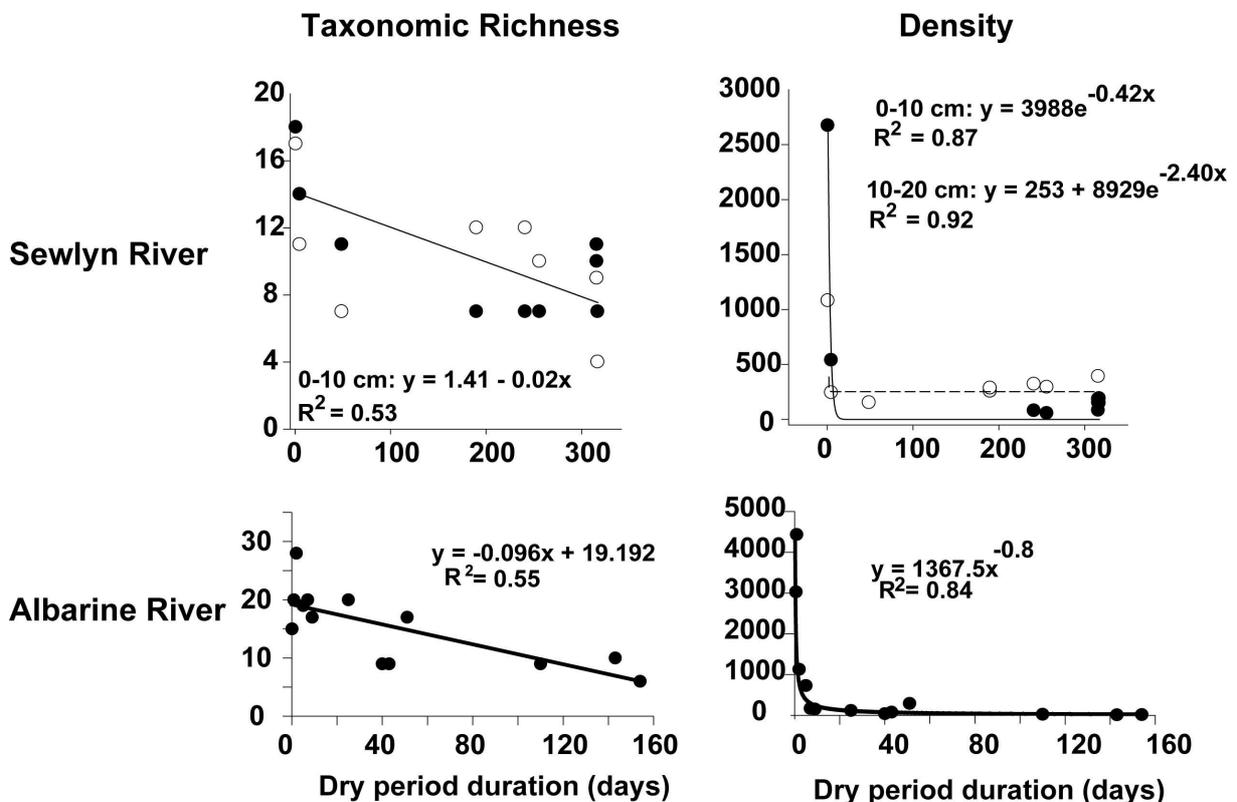


Figure 11. Relations entre la durée des assèchements et la richesse taxonomique et densité des communautés issues de la réhydratation de sédiments asséchés. Données compilées de la rivière Selwyn (Nouvelle Zélande, Larned et al. 2007) et Albarine (France, Datry et al. 2012). Les points noirs correspondent à des sédiments collectés entre 0 et 10 cm de profondeur, les points blancs à ceux collectés entre 10 et 20 cm (sur la Selwyn seulement).

Le nombre d'espèces et les abondances d'invertébrés aquatiques collectés à la fin de ces inondations étaient fortement dépendantes de la durée des assèchements, et ce de manière consistante entre les deux rivières étudiées (Larned et al. 2007, Datry et al. 2012, Fig. 11). Ces relations quantifient l'influence de toute augmentation de la durée d'assèchement d'un tronçon de rivière, qui conduira à une réduction de la diversité aquatique lors de la remise ultérieure en eau : contrairement à ce qui est communément admis, un lit de rivière asséché contient des organismes aquatiques. Ce constat suggère que la gestion des CEIs doit aussi intégrer les phases terrestres, qui sont du reste soumis à d'importantes dégradations par des activités récréatives (4x4, quads, motos), des extractions de sédiments, des rejets de STEP, etc. (Steward et al. 2012). Les diminutions linéaires de richesse couplées à des réductions exponentielles ou puissance de densités suggèrent l'existence de mécanismes de densité-dépendance lors des assèchements. Ceci pourrait inclure des mortalités, l'émergence des insectes, la fuite vers des refuges pérennes, une prédation accrue par les organismes terrestres qu'il serait intéressant de comprendre et quantifier.

Décrire les communautés terrestres colonisant les lits asséchés des CEIs et identifier les paramètres environnementaux structurants

Les CEIs sont des mosaïques d'habitats aquatiques lotiques (courants), lentiques (stagnants) et terrestres (asséchés). A ce jour, les successions d'invertébrés terrestres se développant dans les lits asséchés ont été largement ignorées tant par les écologues aquatiques que terrestres. Très peu d'études ont décrit la biodiversité qui pouvait être associée à ces milieux, et les fonctions de celle-ci restent méconnues. J'ai développé un sujet de thèse visant à décrire ces successions d'invertébrés terrestres sur plusieurs cours d'eau en France et en Nouvelle Zélande. Cette démarche descriptive est primordiale afin de pouvoir ensuite comprendre l'organisation de ces communautés, leurs fonctions et leurs interactions avec celles aquatiques.

Si ce travail est toujours en cours, il a déjà mis en évidence l'importante richesse des communautés terrestres (**Datry et al. 2012, Corti & Datry 2012, Corti et al. 2012**). Sur l'Albarine, plus de 130 taxa (des coléoptères, araignées, fourmis, hémiptères, etc.) ont été collectés dans le lit asséché, avec une moyenne de 55 taxa par site : ainsi, la richesse taxonomique terrestre est deux fois supérieure à celle aquatique. Ces résultats confirment les récentes études réalisées en Afrique du Sud (Wishart 2000) et Australie (Steward et al. 2011) qui ont montré qu'en milieu aride, les lits asséchés pouvaient abriter une faune terrestre très riche et abondante. De plus, ce travail a donné lieu à un développement méthodologique, puisqu'aucune des techniques de piégeage couramment utilisées par les écologues terrestres n'avait été jusqu'à présent testées dans les lits asséchés. Aussi, nous avons comparé les résultats de deux techniques de piégeage (pitfall traps et quadrats) sur six sites dans deux rivières néo-zélandaises (**Corti et al. 2012**). Ce travail a permis i. d'identifier les pitfall traps comme étant la technique la plus efficace et la moins biaisée pour estimer la biodiversité terrestre des lits asséchés, ii. de préconiser d'utiliser au moins 7 à 10 pièges / 100 m² pour avoir des échantillons représentatifs de la biodiversité locale (**Corti et al. 2012, Fig. 12**).

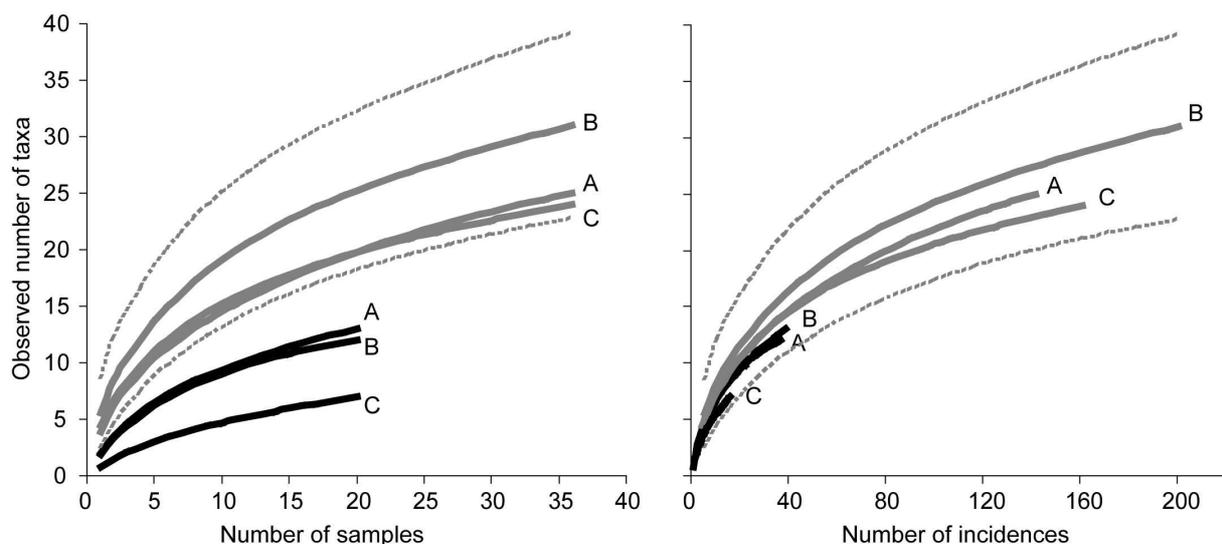


Figure 12. Courbes d'accumulation d'espèces sur trois sites asséchés de la Selwyn River, pour les pitfalls (gris) et quadrats (noirs).

Les travaux en cours examinent comment évoluent ces communautés durant l'assèchement, en comparant la dynamique temporelle de celles-ci sur plusieurs mois et sur deux cours d'eau contrastés, l'Albarine en climat tempéré, et l'Asse en climat méditerranéen (Thèse de Roland Corti). Le rôle de facteurs environnementaux tels que la granulométrie, l'humidité, la distance à la berge et l'âge des habitats terrestres (durée d'assèchement) est étudié, et des comparaisons avec les communautés ripariennes et/ou des bancs de graviers ou îles sont réalisées pour déterminer les caractéristiques uniques de ces communautés.

B.2.2.4. Perspectives

Généralité et transférabilité des relations quantitatives

L'identification de relations générales et transférables est un objectif majeur en écologie. Que ce soit pour identifier des facteurs clés contrôlant les communautés biologiques ou pour permettre une gestion pertinente des écosystèmes, la recherche de généralités en écologie est de plus en plus développée (Lawton 1999). Une des premières perspectives de mes travaux sur les CEIs est de tester la généralité des réponses des communautés d'invertébrés à l'assèchement, en collectant des données à travers plusieurs continents. Plusieurs contacts ont été établis en ce sens avec des collègues nord-américains (Ken Fritz, US.EPA, Mike Bogan, Oregon State University, Vince Resh, Berkeley University), espagnols (Nuria Bonada, Université de Barcelone), allemands (Elisabeth Meyer, Université de Munich), ou anglais (Paul Wood & Rachel Stubbington, Université de Loughborough). Les relations linéaires entre durée d'assèchement et biodiversité (utilisation de modèles à effets mixtes) et les modifications de composition des communautés le long des gradients d'intermittence (utilisation d'analyses multivariées) seront comparées sur au moins dix rivières, localisées dans des contextes différents et sur plusieurs continents. Je réaliserai personnellement ce travail, préférant occuper cette 'niche' et développer d'autres projets via des sujets de thèse et/ou post-doctorat.

Meta-communautés et fragmentation du paysage : influence de la localisation des assèchements dans les réseaux hydrographiques

Au sein d'une mosaïque d'habitats, les organismes sont structurés sous la forme de méta-communautés qui interagissent continuellement au gré des modifications de la composition et de la structure spatiale de la mosaïque. Plusieurs modèles théoriques ont été proposés pour expliquer ces interactions au sein de paysages plus ou moins fragmentés (Hanski 1999, Fagan 2002, Logue et al. 2011). Dans les CEIs, les assèchements peuvent avoir lieu localement partout dans les réseaux, être plutôt localisés dans les parties terminales ou dans les têtes réseaux, ou alors concerner l'ensemble du réseau (**Fig. 13**).

La position des assèchements au sein des réseaux hydrographiques, et la fragmentation du paysage aquatique en résultant, pourrait avoir un rôle important dans le contrôle des communautés d'invertébrés aquatiques. En effet, la résistance et résilience des communautés dépendent toutes deux de la localisation des refuges au sein des mosaïques d'habitats (Lake 2003, Chester & Robson 2011). Les mécanismes de résistance, comme l'estivation dans les sédiments asséchés, contribuent sans doute au maintien des communautés aquatiques de manière plus forte dans les cours d'eau s'asséchant à l'amont que dans les autres types de cours d'eau. Il est par exemple peu probable que la dérive contribue fortement à la recolonisation (résilience) des secteurs asséchés en amont. En revanche, les migrations aériennes des adultes, qui sont généralement directionnelles vers l'amont (Williams & Hynes

1977, Larimore 1982) sont sans doute essentielles à ces recolonisations. Ces prédictions, et d'autres concernant la résistance et résilience des communautés d'invertébrés au sein de réseaux présentant des caractéristiques spatiales d'assèchement différentes, seront testées à travers une thèse financée par Irstea que je dirigerai, et qui démarrera à la fin de l'année 2012. Cette thèse appliquera les concepts de fragmentation et connectivité des habitats, et testera des modèles de méta-communautés dans les CEIs, ce qui n'a encore, à notre connaissance, jamais été fait.

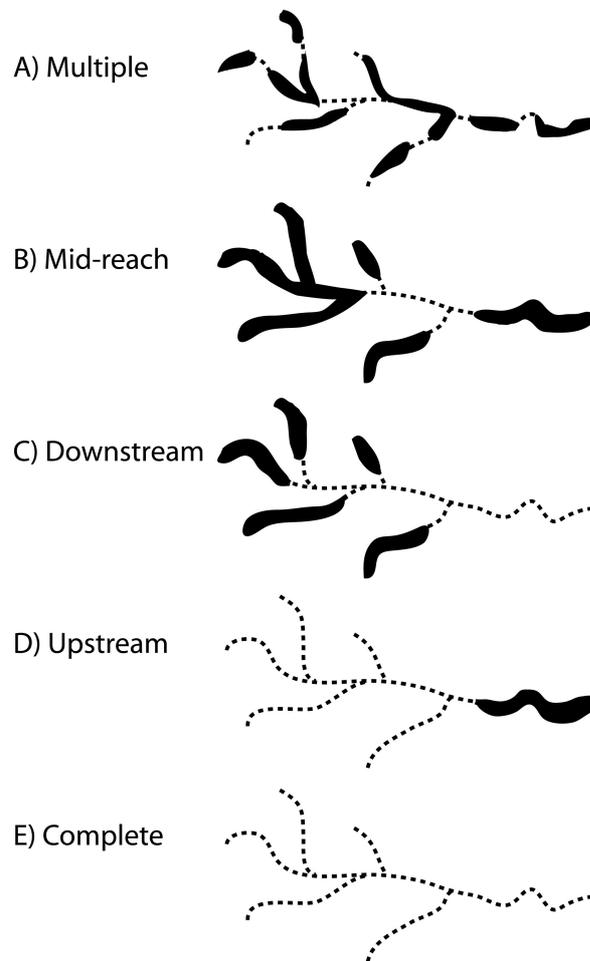


Figure 13. Différentes structures spatiales d'assèchements au sein d'un réseau hydrographique théorique. Les pointillées représentent les secteurs asséchés et les parties sombres les secteur pérennes.

Concernant les communautés piscicoles qui sont plus mobiles, les assèchements représentent tout de même des ruptures temporaires de connectivité qui pourraient avoir des conséquences durables sur leurs distributions spatiales, voire menées à l'extinction de certaines populations (Fahrig & Merriam 1985, Hanski 1999, Fagan 2002). En collaboration étroite avec mes collègues « poissonniers » de DYNAM (Hervé Capra et Nicolas Lamouroux), nous sommes en train d'initier un projet de recherche soutenu par l'Agence de l'Eau RM&C visant à déterminer comment les assèchements, mais aussi les confluences, structurent la distribution spatiale des communautés piscicoles. Pour cela, une méthode est en cours de développement pour être capable de décrire les structures spatiales des communautés piscicoles sur de grandes distances, typiquement > 10 km. Nous testons actuellement un protocole d'estimation des communautés par observations visuelles en

« plongée » sur l'Ain, l'Albarine, le Seynard et le Pollon. Après cette mise au point méthodologique, nous co-encadrerons ensemble un(e) étudiant(e) de Master en 2014, qui continuera ensuite sur une thèse explorant les relations entre connectivité dans les réseaux, assèchements, confluences, et structures spatiales des poissons.

Interactions terrestre-aquatique dans la mosaïque d'habitats

Jusqu'à présent, les interactions biotiques ont rarement été considérées dans les CEIs, puisque l'assèchement représente en lui même un driver abiotique majeur des communautés. Toutefois, les transitions spatiales mais aussi temporelles entre les habitats terrestres et aquatiques sont les sièges d'intenses interactions entre organismes aquatiques, semi-aquatiques et terrestres. Par exemple, la compétition entre invertébrés aquatiques et/ou poissons dans les mouilles déconnectées et les habitats lentiques est très importante dans ces milieux dont la taille diminue chaque jour, provoquant des hausses substantielles des densités qui peuvent affecter la croissance et la survie des organismes (Semlitsch 1987, Petranka & Sih 1996, Williams 2006). De même, la prédation par des organismes terrestres (invertébrés terrestres, mammifères, oiseaux et pêcheurs) sur ces communautés isolées peut être très forte lors de l'assèchement du lit des rivières. Gray & Fisher (1981) rapportent d'un cours d'eau d'Arizona que huit adultes d'*Abedus herberti* (hémiptère prédateur terrestre de la famille des belostomatidae) arrivent dans une mouille déconnectée et y consomment 20 poissons en quelques heures. Greenwood & McIntosh. (2010) rapportent que les araignées ripicoles du genre *Dolomedes*, prédatrices des insectes aquatiques émergents, deviennent cannibales lorsque la densité de proies diminue suite à l'assèchement de la rivière adjacente.

Afin d'étudier plus précisément ces interactions biotiques, des approches expérimentales doivent être mises en place aussi bien *in situ*, comme par exemple l'utilisation d'enclos aquatiques empêchant la prédation par des organismes terrestres, ou en laboratoire, à travers l'utilisation de mésocosmes et de manipulations des densités d'organismes ou de la présence-absence de prédateurs. De plus, des outils isotopiques novateurs (e.g., H, S) peuvent être utilisés pour étudier ces interactions et notamment quantifier les taux de prédation (McCluney & Sabo 2011). Je me suis donc rapproché de Laurent Simon et Florian Mermillod-Blondin, biogéochimistes de l'UMR-CNRS 5023 afin de préparer un projet en collaboration sur les interactions terrestre-aquatique en CEI. Leurs compétences en matière d'analyses et interprétations isotopiques permettront de pouvoir tester des hypothèses relatives à ces interactions, à travers un projet EC2CO puis vraisemblablement ANR, incluant une thèse à l'horizon 2014 lorsque les développements méthodologiques et les tests préliminaires seront terminés.

B.3. Collaborations, animation et encadrement

J'ai développé de nombreuses et fructueuses collaborations internationales ces dernières années (Allemagne, Angleterre, Australie, Chili, Espagne, Monténégro, Nouvelle Zélande, USA, Suisse). Tout en poursuivant ces dernières, je vais aussi m'attacher à développer des collaborations nationales plus importantes dans les années à venir, notamment par le biais de projets de recherches EC2CO et ANR. Plusieurs sont en esquisse, notamment avec des collègues de l'université de Toulouse (C. Cereghino et E. Chauvet) et de Lyon (Bernard Kaufman, Tristan Lefebure, Florian Malard, Florian Mermillod et Laurent Simon). Je pense aussi que l'arrivée d'un nouvel ingénieur de recherche « restauration des cours d'eau » dans notre équipe permettra de consolider les liens amicaux et scientifiques avec mes collègues de DYNAM, tout en favorisant l'échange disciplinaire (physique, modélisation,

habitat, poisson). Plus largement, je souhaite favoriser les échanges pluridisciplinaires dans mes projets, avec des hydrologues, des hydrogéologues, des écologistes et des géomorphologistes, par le biais de co-encadrements, d'accueil de chercheurs, de collaborations avec des chercheurs de mon équipe et de séjours à l'étranger. Je prévois notamment un séjour à l'étranger de plusieurs mois (sabbatical) dans les 5 ans à venir. Enfin, je me dirigerai de plus en plus vers l'animation scientifique de mon équipe, notamment profitant du déménagement à la Doua qui nous rapprochera des laboratoires d'écologie (UMR-CNRS 5023 et 5558).

Ma philosophie d'encadrement est de proposer aux doctorants et post-doctorants des sujets de recherche en liens avec mes travaux, mais qui sont relativement distincts de mes propres thématiques de recherche. Ceci permet de laisser les étudiants libres de développer leurs propres « niche » et compétences, et ainsi de d'augmenter leur chance de pouvoir trouver un poste de chargé de recherche, tout en complétant les recherches que je développe de mon côté. Par exemple, Roland Corti s'est spécialisé dans l'écologie terrestre des lits de rivières asséchées: ses travaux ont permis d'enrichir ma vision des cours d'eau intermittents en apportant un aspect terrestre à celle-ci, et lui ont conféré des compétences qu'il aura loisir de valoriser, étoffer et pérenniser. De plus, je préfère avoir un nombre réduit d'étudiants simultanément, afin de consacrer du temps à leur formation, que ce soit à la mise en place de plans expérimentaux, la recherche et l'analyse bibliographique, l'analyse de données écologiques, la rédaction de publications ou les présentations orales de travaux.

Je pense avoir une position intermédiaire entre recherche fondamentale et appliquée, et même si je suis sans doute plus teinté recherche parmi mes collègues de l'Irstea, j'envisage de maintenir cet équilibre. Cette position me permet, dans le contexte actuel de la recherche en France, de générer les moyens nécessaires pour mener à bien mes travaux et de remplir mes missions d'encadrements (contrats, expertises, encadrements d'étudiant). Je peux ainsi à la fois générer des connaissances nouvelles parfois bien en amont d'applications éventuelles, et donc être source d'innovation et de publication, tout en offrant un appui aux politiques publiques et aux gestionnaires de la ressource en eau (Agences, Onema).

B.4. Références

- Acuña V. & Tockner K., 2010. The effects of alterations in temperature and flow regime on organic carbon dynamics in Mediterranean river networks. *Global Change Biology* 16: 2638–2650.
- Acuña V., Muñoz I., Giorgi A., Omella M., Sabater F. & Sabater S., 2005. Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 919-93.
- Adis J. & Junk W.J., 2002. Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. *Freshwater Biology* 47: 711-731.
- Arrigoni A.S., Poole G.C., Mertes L.A.K., O'Daniel S.J., Woessner W.W. & Thomas S.A., 2008. Buffered, lagged, or cooled? Disentangling hyporheic influences on temperature cycles in stream channels. *Water Resource Research* 44: W09418.
- Arcott D.B., Larned S., Scarsbrook M.R., & Lambert P., 2010. Aquatic invertebrate community structure along an intermittence gradient: Selwyn River, New Zealand. *Journal of the North American Benthological Society* 29(2): 530-545
- Aufdenkampe A.K., Mayorga E., Raymond P.A., Melack J.M., Doney S.C., Alin S.R., Aalto R.E. & Yoo K., 2011. Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 53–60.
- Baker M.A., Dahm C.N. & Valett H.M., 2000. Anoxia, anaerobic metabolism and biogeochemistry of the stream-water-ground-water interface. In: *Streams and Ground Waters* (Eds J.B. Jones Jr & P.J. Mulholland), pp. 259–284. Academic Press, San Diego.
- Baron J.S., Poff N.L., Angermeier P.L., Dahm C.N., Gleick P.H, Hairston N.G., Jackson R.B.O., Johnston C.A, Richter B.D. & Steinman A.D., 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications* 12(5): 1247-1260
- Battin T.J., Kaplan L.A, et al., 2008. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geosciences* 1(2): 95-100.
- Baxter, C.V. & Hauer F.R., 2000. Geomorphology, hyporheic exchange and selection of spawning habitat by bull trout (*Salvelinus confluentus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1470-1481.
- Bo T., Fenoglio S., Malacarne G., Pessino M. & Sgariboldi F., 2007. Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental approach. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 37: 186-192.
- Bonada N., Rieradevall M. & Pratt N., 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 589(1): 91-106.

- Boulton, A.J., & Lake P.S., 1988. Australian temporary streams - some ecological characteristics *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 23: 1380-1383
- Boulton A.J., 1989. Over-summering refuges of aquatic macroinvertebrates in two intermittent streams in central Victoria. *Transactions of the Royal Society of South Australia*, 113: 23-34.
- Boulton A.J., Findlay S., Marmonier P., Stanley E.H., & Valett M. H., 1998. The functional significance of hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 59-81.
- Boulton A.J., 2007. Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshwater Biology* 52: 632-650.
- Boulton, A., Datry T., Kasahara, T., Mutz, M., & Standford J., 2010. Stream-groundwater interactions in the hyporheic zone: ecohydrology, management and restoration. *Journal of the North Benthological Society* 29(1): 26–40.
- Boumezzouh A. & Musso J.-J., 1983. Etude des communautés animales ripicoles du bassin de la rivière Aille (Var-France). I. Aspects biologiques et éco-éthologiques. *Ecologia Mediterranea* 9: 31-56.
- Breiman L., 2001. Random Forests. *Machine Learning* 45(1):5-32.
- Bretschko G. & Klemens W.E., 1986. Quantitative methods and aspects in the study of the interstitial fauna of running waters. *Stygologia* 2: 279-316.
- Brown B.V., Valett H.M. & Schreiber M.E., 2007. Arsenic transport in groundwater, surface water, and the hyporheic zone of a mine-influenced stream-aquifer system. *Water Resource Research* 43 (11): W11404.
- Brunke M. & Gonser T., 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology* 37: 1–33.
- Brunke M., 1999. Colmation and depth filtration within streambeds: retention of particles in hyporheic interstices *International Review of Hydrobiologie* 84:99–117.
- Buffington J.M., Lisle T.E., Woodsmith R.D. & Hilton S., 2002. Controls on the size and occurrence of pools in coarse - grained forest rivers. *River Research and Applications* 18: 507-531.
- Buffington J.M. & Tonina D., 2009. Hyporheic Exchange in Mountain Rivers II: Effects of Channel Morphology on Mechanics, Scales, and Rates of Exchange. *Geography Compass* 3: 1038–1062.
- Carling P.A., 1984. Deposition of fine and coarse sands in an open-work gravel bed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 263-270.

- Carpenter S.R., Fisher S.G., Grimm N.B. & Kitchell J.F., 1992. Global change and freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology & Systematic* 23: 119-139.
- Chappuis P.A., 1942. Eine neue methode zur Untersuchung der Grundwasser-fauna. *Acta Scientiarum Mathematicarum et Naturalium* 6:3-7.
- Chester E.T. & Robson B.J., 2011. Drought refuges, spatial scale and recolonisation by invertebrates in non-perennial streams. *Freshwater Biology* 56 : 2094-2104.
- Claret C., Marmonier P., Dole-Olivier M.-J., Creuzé des Châtelliers M., Boulton A.J. & Castella E., 1999. A functional classification of interstitial invertebrates: Supplementing measures of biodiversity using species traits and habitat affinities. *Archiv für Hydrobiologie* 145: 385-403.
- Cluett L., 2005. The role of flooding in morphological changes in the regulated Lower Ord River in tropical northwestern Australia. *River Research and Applications* 21: 215-227.
- Cole J.J., Prairie Y.T., Caraco N.F., McDowell W.H., Tranvik L.J., Striegl R.G., Duarte C.M., Kortelainen P., Downing J.A. & Middelburg J.J., 2007. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10: 172-185.
- Coleman M.J. & Hynes H.B.N. 1970. The vertical distribution of the invertebrate fauna in the bed of a stream. *Limnology and Oceanography* 15: 31-40.
- Conant B., Cherry J.A. & Gillham R.W.A, 2004. PCE groundwater plume discharging to a river: influence of the streambed and near-river zone on contaminant distributions. *Journal of Contaminant Hydrology* 73 (1-4): 249-279.
- Corti R., Datry T., Drummond L. & Larned S., 2011. Leaf litter decomposition along the advancing-retreating front of a temporary river. *Aquatic Sciences* 73(4): 537-550.
- Corti R. & Datry T., 2012. Invertebrate and sestonic matter in an advancing wetted front travelling down a dry riverbed (Albarine, France). *Freshwater Science* (in press).
- Corti R., Larned S.T. & Datry T. 2012. Pitfall traps and quadrat searches for sampling ground-dwelling invertebrates in dry riverbeds. *Conservation Biology* (in review).
- Cutler D.R., Edwards J.T.C., Beard K.H., Cutler A., Hess K.T., Gibson J. & Lawler J.J., 2007. Random Forests for Classification in Ecology. *Ecology* 88(11): 2783-2792.
- Dahm C.N., Trotter E.H. & Sedell J.R., 1987. Role of anaerobic zones and processes in stream ecosystem productivity. In: *Chemical Quality of Water and the Hydrological Cycle* (Eds R.C. Averett & D.M. Mcknight), pp. 157-178. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan.
- Dahms H.-U., 1995. Dormancy in the Copepoda – an overview. *Hydrobiologia* 306: 199-211.
- Datry T., 2012. Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a flow intermittence gradient: effects of duration of dry events. *Freshwater Biology* 57(3): 563-574.

- Datry T. & Larned S.T., 2008. River flow controls ecological processes and invertebrate assemblages in subsurface flowpaths of an ephemeral river reach. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 65(8): 1532-1544.
- Datry T., Larned S.T. & Scarsbrook, M.R., 2007. Responses of hyporheic invertebrate assemblages to large-scale variation in flow permanence and surface-subsurface exchange. *Freshwater Biology* 52: 1452-1462.
- Datry T., Dole-Olivier M.J., Marmonier P., Claret C., Perrin J.F., Lafont M. & Breil P., 2008. La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau. *Ingénierie EAT* 54: 3-18.
- Datry T., Arscott D.B. & Sabater S., 2011a. Recent Perspective on temporary river ecology. *Aquatic Sciences* 73(4): 453-457.
- Datry T., Corti R., Claret C., & Philippe M., 2011. Leaf litter decomposition along a gradient of flow permanence in a French temporary river: the memory of drying. *Aquatic Sciences* 73(4): 471-483.
- Datry T., Corti R. & Philippe M., 2012. Spatial and temporal aquatic-terrestrial transitions in the temporary Albarine River, France: responses of invertebrates to experimental rewetting. *Freshwater Biology* 57(4): 716-727.
- Descloux S., Datry T., Philippe M. & Marmonier P., 2010. Comparison of different techniques to assess surface and subsurface streambed colmatation with fine sediments. *International Review of Hydrobiology* 95: 520-540.
- Descloux S., 2011. Effets du colmatage interstitiel sur les communautés d'invertébrés benthiques et hyporhéiques. Mémoire de doctorat, Université Lyon1 , 346 pp.
- Descloux S., Datry T. & Marmonier P., 2012a. Benthic and hyporheic assemblages along a riverbed sediment clogging gradient. *Hydrobiologia* (*in press*).
- Descloux S., Datry T. & Usseglio-Polatera P., 2012b. Trait based structure of invertebrates along a gradient of sediment colmatation: benthos versus hyporheos responses. *Hydrobiologia* (*in press*).
- Dieter D., von Schiller D., Garcia-Roger E.M., Sánchez-Montoya M.M, Gómez R., Mora-Gómez J., Snaggiorgio F., Gelbrecht J. & Tockner K., 2011. Preconditioning effects of intermittent stream flow on leaf litter decomposition. *Aquatic Science* 73(4): 599-609.
- Dieterich M., & Anderson N.H., 2000. The invertebrate fauna of summer-dry streams in western Oregon. *Archiv für Hydrobiologie* 147(3): 273-295.
- Dodds W.K., Gido K., Whiles M., Fritz K. & Mathews W., 2004. Life on the edge: ecology of Great Plains prairie streams. *Bioscience* 54: 202-2016.
- Dole-Olivier M-J., Creuzé des Châtelliers M. & Marmonier P. 1993. Repeated gradients in subterranean landscape. Example of the stygofauna in the alluvial floodplain of the Rhône River (France). *Archiv für Hydrobiologie* 127(4): 451-471.

- Döll P. & Schmied H.M., 2012. How is the impact of climate change on river flow regimes related to the impact on mean annual runoff? A global-scale analysis. *Environmental Research Letters* 7: 14-37.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Leveque, C., et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation. *Biological Reviews* 81: 163-182.
- Elosegi A. & Sabater S., 2012. Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: a review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia*, DOI: 10.1007/s10750-012-1226-6.
- Elwood, J. W., J.D. Newbold, O'Neill R.V. & Van Winkle W., 1983. Resource spiraling: an operational paradigm for analyzing lotic ecosystems. Pages 3-27 in T.D. Fontaine & S.M. Bartell (Eds). *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI.
- Fagan W.F. 2002. Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology* 83: 3243-3249.
- Fahrig L. & Merriam G., 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50-59.
- Falke J.A., Bestgen K.R. & Fausch K.D., 2010. Streamflow reductions and habitat drying affect growth, survival, and recruitment of brassy minnow *Hybognathus hankinsoni* across a Great Plains riverscape. *Transactions of the American Fisheries Society* PMID:20436784.
- Fischer H., Sukhodolov A., Wilczek S. & Engelhardt C., 2003. Effects of flow dynamics and sediment movement on microbial activity in a lowland river. *River Research Application* 19: 473-482.
- Frouz J., Matena J. & Ali A., 2003. Survival strategies of chironomids (Diptera: Chironomidae) living in temporary habitats: a review. *European Journal of Entomology* 100: 459-465.
- Fuller C.C. & Harvey J.W., 2000. Reactive uptake of trace metals in the hyporheic zone of a mining-contaminated stream, Pinal Creek, Arizona. *Environment Science & Technology* 34: 1150-1155.
- Gandy C.J., Smith J.W.N. & Jarvis A.P., 2007. Attenuation of mining-derived pollutants in the hyporheic zone: A review. *Science of the Total Environment* 373 (2-3): 435-446.
- Gayraud S. & Philippe M., 2001. Does interstitial space influence general characteristics and morphological traits of benthic macroinvertebrate communities in small streams? *Archiv für Hydrobiologie* 151: 667-686.
- Gayraud S., 2001. Les sédiments du lit des cours d'eau : quantification de leur influence sur les peuplements de macroinvertébrés par une approche multi-sites. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard - Lyon I, Villeurbanne, 32 p. + articles + annexes.

- Gayraud S., Hérouin E. & Philippe M., 2002. Le colmatage du lit des cours d'eau : revue bibliographique des mécanismes et conséquences pour les invertébrés et leur habitat. *Bulletin Français de la Pisciculture et de la Pêche* 365/366: 339-355.
- Geist D.R., 2000. Hyporheic discharge of river water into fall chinook salmon spawning areas in the Hanford Reach, Columbia River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1647–1656.
- Gibert J., Dole-Olivier M.-J., Marmonier P. & Vervier P. 1990. Surface water–groundwater ecotones. Pages 199-226 in R.J. Naiman & H. Décamps (Eds), *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*, UNESCO, Paris and Parthenon Publishers, Carnforth.
- Gibert J., Stanford J.A., Dole-Olivier M.-J. & Ward J.V., 1994. Basic attributes of groundwater ecosystems and prospects for research. Pages 7–40 in J. Gibert, D.L. Danielopol & J.A. Stanford (Eds), *Groundwater Ecology*. Academic Press, San Diego.
- Gleick P.H., 2003. Global Freshwater Resources: Soft-Path Solutions for the 21st Century. *Science* 302(5650): 1524-1528
- Graça M.A.S., 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – A review. *International Review of Hydrobiology* 86: 383-393.
- Gray L.J. & Fisher S.G., 1981. Postflood recolonization pathways of macroinvertebrates in a lowland Sonoran Desert stream. *American Midland Naturalist* 106:249-257.
- Greenwood M.J. & McIntosh A.R., 2010. Low river flows alter the biomass and population structure of a riparian predatory invertebrate. *Freshwater Biology* 55: 2062–2076.
- Hancock P., 2002. Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management* 29:761–781.
- Hannah D.M., Malcolm I.A. & Bradley C., 2009. Seasonal hyporheic temperature dynamics over riffle bedforms. *Hydrological Processes* 23 (15): 2178–2194.
- Hansky I., 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, New York.
- Harvey J W. & Bencala K.E., 1993. The effect of streambed topography on surface-subsurface water exchange in mountain catchments. *Water Resource Research* 29 (1): 89–98.
- Hendricks S.P., 1993. Microbial ecology of the hyporheic zone: a perspective integrating hydrology and biology. *Journal of the North American Benthological Society* 12:70–78.
- Hendricks S.P. , 1996. Bacterial biomass, activity, and production within the hyporheic zone of a north-temperate stream. *Archiv für Hydrobiologie*, 136: 467–487.
- Henszey R.J., Skinner Q.D. & Wesche T.A., 1991. Response of montane meadow vegetation after two years of streamflow augmentation. *Regulated Rivers: Research and Management* 6: 29–38.

- Hester, E.T. & M.N. Gooseff. 2010. Moving beyond the banks: hyporheic restoration is fundamental to restoring ecological services and functions of streams. *Environmental Science & Technology* 44: 1521-1525.
- Hester E.T., Doyle M.W. & Poole G.C., 2009. The influence of instream structures on summer water temperatures via induced hyporheic exchange. *Limnology Oceanography* 54 (1): 355–367.
- Hilderbrand R.H., Lemly A.D., Dolloff C.A. & Harpster K.H., 1997. Effects of large woody debris placement on stream channels and benthic macroinvertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 931–939.
- IPCC 2002, *Climate Change and Biodiversity*, H Gitay, A Suárez, R.T.Watson, D.J. Dokken (Eds). IPCC, Geneva, Switzerland. pp 85.
- Jacobson P.J. & Jacobson K.M., 2012. Hydrologic controls of physical and ecological processes in Namib Desert ephemeral rivers: Implications for conservation and management *Journal of Arid Environments*, doi:10.1016/j.jaridenv.2012.01.010
- Jacobson P.J., Jacobson K.M., Angermeier P.L. & Cherry D.S. (2000) Variation in material transport and water chemistry along a large ephemeral river in the Namib Desert. *Freshwater Biology* 44: 481-491.
- Jones J.B., & Holmes R.M., 1996. Surface-subsurface interactions in stream ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 239-242.
- Jones J.B., Fisher S.G. & Grimm N.B., 1995. Vertical hydrologic exchange and ecosystem metabolism in a Sonoran Desert stream. *Ecology* 76: 942-952.
- Kondolf G.M., Boulton A., O'Daniel S., Poole G., Rahel F., Stanley E., Wohl E., Bang A., Carlstrom J., Cristoni C., Huber H., Koljonen S., Louhi P. & Nakamura K., 2006. Process-based ecological river restoration: visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages. *Ecology and Society* 11(2): 5.
- Karaman S.L. 1935. Die Fauna unterirdischer Gewässer Jugoslawiens. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 7: 46–53.
- Kasahara T. & Hill A.R. 2007a. Effects of riffle-step restoration on hyporheic zone chemistry in N-rich lowland streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 120–133.
- Kasahara T. & Hill A.R. 2007b. Hyporheic exchange flows induced by constructed riffles and steps in lowland streams in southern Ontario, Canada. *Hydrological Processes* 20: 4287–4305.
- Kasahara, T. , Datry T., Mutz, M., & Boulton A., 2009. Restoration of stream-groundwater linkages in streams and rivers. *Marine and Freshwater Research* 60: 976-981.
- Krause, S., Hannah, D. M., Sadler, J. P. & Wood, P. J. 2011. Ecohydrology on the edge: interactions across the interfaces of wetland, riparian and groundwater-based ecosystems. *Ecohydrology* 4: 477–480.

- Lake P.S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48: 1161–1172.
- Lamouroux N., Poff L.R.N. & Angermeier P.L., 2002. Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology* 83: 1792-1807
- Larimore R.W., Childers W.F. & Heckrotte C., 1959. Destruction and re-establishment of stream fish and invertebrates affected by drought. *Transactions of the American Fisheries Society* 88: 261–285.
- Larned S., Datry T. & Robinson C.T., 2007. Invertebrate and microbial responses to inundation in an ephemeral river reach in New Zealand: effects of preceding dry periods. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries* 69: 554-567.
- Larned S.T., Datry T., Arscott D.B. & Tockner K., 2010. Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology* 55: 717-738
- Larned S.T., Schmidt J., Datry T., Konrad C.P., Dumas J.K. & Diettrich J.C., 2011. Longitudinal river ecohydrology: flow variation down the lengths of alluvial rivers. *Ecohydrology* 4: 532–548.
- Leblois E., 2002. Evaluation des possibles impacts du changement climatique par modélisation distribuée (projets Gewex-Rhône et Gicc-Rhône). *La Houille blanche* 8: 78-83
- Legier P. & Talin J., 1973. Comparaison de ruisseaux permanents et temporaires de la Provence Calcaire. *Annales de Limnologie* 9: 273-292.
- Logan P. & Furse M.T., 2002. Preparing for the European Water Framework Directive – making the links between habitat and aquatic biota. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: 425-437.
- Logue J.B., Mouquet N., Peter H. & Hillebrand H., 2011. The Metacommunity Working Group, Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in Ecology and Evolution* 26(9): 482-491.
- Maquaire O., Ritzenthaler A., Fabre D., Ambroise B., Thiery Y., Truchet E., Maler J.P. & Monnet J., 2002: Caractérisation des profils de formations superficielles par pénétrométrie dynamique à énergie variable : application aux marnes noires de Draix. *Geosci.* 334: 835-841.
- Marmonier P., Delettre Y., Lefebvre S., Guyon J., & Boulton A.J., 2004. A simple technique using wooden stakes to estimate vertical patterns of interstitial oxygenation in the bed of rivers. *Archiv Für Hydrobiologie* 160: 133-143.
- 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., Naveil 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 organisms in hyporheic processes: gaps in current knowledge, needs for future research and applications. *International Journal of Limnology* (in press).

- McCluney K.E. & Sabo J.L., 2011. River drying lowers the diversity and alters the composition of an assemblage of desert riparian arthropods. *Freshwater Biology* 57: 91-103.
- McKinney M.L. & Lockwood J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trend Ecology & Environment* 14: 450-453.
- Meybeck M., 2003. Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 358: 1935-1955
- Meyer A. & Meyer E.I., 2000. Discharge regime and the effect of drying on macroinvertebrate communities in a temporary karst stream in East Westphalia (Germany). *Aquatic Sciences* 62: 216-231.
- Meyer J.L., Strayer D.L., Wallace J.B., Eggert S.L., Helfman G.S. & Leonard N.E., 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 86-103.
- Mulholland P.J. & DeAngelis D.L., 2000. Effect of surface/subsurface exchange on nutrient dynamics and nutrient spiraling in streams, pp. 149-166. In: J. B. Jones, Jr. and P. J. Mulholland (eds.), *Streams and Ground Waters*. Academic, San Diego, CA.
- Mutz M., Kalbus E. & Meinecke S., 2007. Effect of instream wood on vertical water flux in low-energy sand bed flume experiments. *Water Resources Research* 43:W10424.
- Nadeau T.-L. & Rains M.C., 2007. Hydrological connectivity between headwater streams and downstream waters: how science can inform policy. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 118-133.
- Newbold J.D., Elwood J.W. & O'Neill R.V., 1981. Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38: 860-863.
- Newbold J.D. 1992. Cycles and spirals of nutrients. Pages 379-408 in Calow P. & Petts G.E. (Eds). *The Rivers Handbook. Hydrological and Ecological Principles*. Blackwell Science: Cambridge, pp. 379-408.
- Nogaro G., Datry T., Mermillod-Blondin F. & Montuelle B., 2010. Influence of streambed sediment clogging on microbial processes in the hyporheic zone. *Freshwater Biology* 55: 1288-1302.
- Nogaro G., Datry T., Mermillod-Blondin F. & B. Montuelle B., 2012. Microbial community structure along a riverbed sediment clogging gradient. *Microbial Ecology* (in review).
- Orghidan T., 1959. Ein neuer Lebensraum des unterirdischen Wassers: der hyporheische Biotop. *Archiv für Hydrobiologie* 55: 392-414.
- Ostroumov S.A., 1998. Biological filtering and ecological machinery for self-purification and bioremediation in aquatic ecosystems: towards a holistic view. *River Biology* 91(2): 221-32.
- Packman A.I. & Mackay J.S., 2003. Interplay of stream subsurface exchange, clay particle deposition, and streambed evolution. *Water Resources Research* 39: 1097.

Pella H., Lejot J. & Lamouroux N., 2012. Le réseau hydrographique théorique (RHT) français et ses attributs environnementaux. *Géomorphologie : relief, processus, environnement* (in press).

Petersen R.C., & Cummins K.W., 1974. Leaf processing in woodland streams. *Freshwater Biology* 4: 343-368.

Petranka J.W. & Sih A., 1986. Environmental instability, competition and density-dependent growth and survivorship of a stream-dwelling salamander. *Ecology* 67: 729-736.

Pickett, S.T.A. & White P.S. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. San Diego, CA: Academic Press. 472 p.

Piegay H., Gregory K.J., Bondarev V., Chin A., Dahlstrom N., Elosegi A., Gregory S., Joshi V., Mutz M., Rinaldi M., Wyzga W. & Zawiejska J., 2005. Public perception as a barrier to introducing wood in rivers for restoration purposes. *Environmental Management* 36(5): 665-74.

Poff N.L. & Ward J.V., 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 1805-1818.

Poff N.L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16:391–409.

Postel S.L., 2000. Entering an era of water scarcity: the challenges ahead. *Ecological Applications* 10(4): 941–948.

Presley S.J., Higgins C.L. & Willig M.R., 2010. A comprehensive framework for the evaluation of metacommunity structure. *Oikos* 119: 908-917.

Renard B., 2006. Détection et prise en compte d'éventuels impacts du changement climatique sur les extrêmes hydrologiques en France. Thèse de l'INP Grenoble, soutenue le 20 septembre 2006, 361 p

Rouch R., 1992. Caractéristiques et conditions hydrodynamiques des écoulements dans les sédiments d'un ruisseau des Pyrénées. Implications écologiques. *Stygologia*. 7: 13–25.

Rupp D.E, Larned S.T., Arscott D.B. & Schmidt J., 2008. Reconstruction of a daily flow record along a hydrologically complex alluvial river. *Journal of Hydrology* 359: 88-104

Ryan R.J. & Packman A.I., 2006. Changes in streambed sediment characteristics and solute transport in the headwaters of Valley Creek, an urbanizing watershed. *Journal of Hydrology* 323: 74-91.

Santos A.N. & Stevenson R.D., 2011. Comparison of Macroinvertebrate Diversity and Community Structure among Perennial and Non-Perennial Headwater Streams. *Northeastern Naturalis* 18: 7-26.

Sarriquet P.E., Bordenave P. & Marmonier P., 2007. Effects of bottom sediment restoration on interstitial habitat characteristics and benthic macroinvertebrate assemblages in a headwater stream. *River Research Applications* 23(8): 815-828.

Sauquet E. & Catalogne C., 2011. Comparison of catchment grouping methods for flow duration curve estimation at ungauged sites in France. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 15: 2421-2435.

Sauquet E. & Haond M., 2003. Examen de la stationnarité des écoulements du Rhône en lien avec la variabilité climatique et les actions humaines. Actes du colloque " Barrages et développement durable en France ", 18 novembre 2003, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, France, Cemagref Ed., 261-270.

Schälchli U., 1992. The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia* 235: 189-197.

Semlitsch R.D., 1987. Relationship of pond drying to the reproductive success of the salamander *Ambystoma talpoideum*. *Copeia* 1987: 61-69.

Smith J.W.N. & Lerner D.N., 2008. Geomorphologic control on pollutant retardation at the groundwater-surface water interface. *Hydrological Processes* 22 : 4679–4694.

Snelder T.H., Lamouroux N., Leathwick J.R., Pella H., Sauquet E. & Shankar U., 2009. Predictive mapping of the natural flow regimes of France. *Journal of Hydrology* 373(1–2): 57-67.

Snelder T.H., Datry T., Lamouroux N., Larned S., Pella H., Sauquet E. & Catalogne C., 2012. Characterization of regional patterns of flow intermittence from gauging station records. *Journal of Hydrology* (in review).

Stanford J A. & Gaufin A.R., 1974. Hyporheic communities of two Montana rivers. *Science* 185: 700–702.

Stanley E.H., Fisher S.G. & Grimm N.B., 1997. Ecosystem Expansion and Contraction in Streams. *BioScience* 47: 427-435.

Statzner B. & Holm, T. F., 1982. Morphological adaptations of benthic invertebrates to stream flow-an old question studied by means of a new technique (laser Doppler anemometry). *Oecologia* 53: 290-292.

Steward A.L., Marshall J.C., Sheldon F., Harch B., Choy S., Bunn S.E. & Tockner K., 2011. Terrestrial invertebrates of dry river beds are not simply subsets of riparian assemblages. *Aquatic Sciences* 73: 551–566.

Stubbington R., 2012. The hyporheic zone as an invertebrate refuge: a review of variability in space, time, taxa and behaviour. *Marine and Freshwater Research* 63(4): 293-311.

Thibodeaux L.J. & J.D. Boyle 1987. Bedform-generated convective transport in bottom sediment. *Nature* 325: 341-343.

- Tockner K., Uehlinger U., Robinson C.T, Tonolla D., Siber R. & Peter F.D., 2009. Introduction to European Rivers. In: Tockner, K., Uehlinger, U., and C.T. Robsinson (eds). Rivers of Europe. Academic Press. p 1-23.
- Tonina D. & Buffington J.M., 2009. Hyporheic Exchange in Mountain Rivers I: Mechanics and Environmental Effects. *Geography Compass* 3: 1063–1086.
- Tooth S., 2000. Process, form and change in dryland rivers: a review of recent research. *Earth-Science Reviews* 51: 67-107.
- Thorp J.H., Thoms M.C. & Delong M.D., 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications* 22(2):123-147.
- Townsend C.R., 1989. The patch dynamic concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 36-50.
- Townsend C.R. & Hildrew A.G., 1994. Species traits in relation to a habitat template for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265-275.
- Townsend S.A. & Edwards C.A., 2003. A fish kill event, hypoxia and other limnological impacts associated with early wet season flow into a lake on the Mary River floodplain, tropical northern Australia. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 8: 169–176.
- Tronstad L.M., Tronstad P.B. & Benke A.C., 2005. Invertebrate seedbanks: rehydration of soil from an unregulated river floodplain in the south-eastern U.S. *Freshwater Biology* 50: 646-655.
- Tzoraki O. & Nikolaidis N.P., 2007. A generalized framework for modeling the hydrologic and biogeochemical response of a Mediterranean temporary river basin. *Journal of Hydrology* 346: 112–121.
- Valett H.M., Morrice J.A., Dahm C.N. & Campana M.E., 1996. Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams. *Limnology and Oceanography* 41: 333–345.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37: 130–137.
- Vervier P., Gibert J., Marmonier P. & Dole-Olivier M.-J. 1992. A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 93–102.
- Wallace J.B, Eggert S.L., Meyer J.L. & Webster J.R., 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277(5322): 102-104.
- Ward J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 2–8.

- Warfe D.M., Pettit N.E., Davies P.M., Pusey B.J., Hamilton S.K., Kennard M.J., Townsend S.A., Bayliss P., Ward D.P., Douglas M.M., Burford M.A., Finn M., Bunn S.E. & Halliday I.A. 2011. The 'wet-dry' in the wet-dry tropics drives river ecosystem structure and processes in northern Australia. *Freshwater Biology* 56: 2169–2195.
- Waters T.F., 1995. Sediment in streams: sources, biological effects and control. American Fisheries Society. Bethesda pp. 1-251.
- Webster J.R. & Meyer J.L., 1997. Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society* 16(1): 141-161.
- White D.S. 1993. Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. *Journal of the North American Benthological Society* 12(1): 61-69.
- Whitmann M.S., Morna E.H. & Ourso R.T., 2003. Photographic techniques for characterizing streambed particles sizes. *American Fisheries Society* 132: 605-610.
- Wiens J.A., 1991. Ecological similarity of shrub-desert avifaunas of Australia and North America. *Ecology* 72: 479–495.
- Williams D.D., & Hynes H.B.N., 1977. The ecology of temporary streams. II. General remarks on temporary streams. *International Review Ges. Hydrobiol.* 62: 53-61.
- Williams D.D., 2006. *The biology of temporary waters*. Oxford University Press, Oxford. 352 pp.
- Wishart M.J., 2000. The terrestrial invertebrate fauna of a temporary stream in southern Africa. *African Zoology* 35: 193-200.
- Wissinger S.A., Whiteman H.H., Denoel M., Mumford M.L. & Aube C.B., 2010. Consumptive and nonconsumptive effects of cannibalism in fluctuating age-structured populations. *Ecology* 91: 549-559.
- Wolff S.A., Wesche T.A. & Hubert W.A., 1989. Stream channel and habitat changes due to flow augmentation. *Regulated Rivers: Research and Management* 4: 225–233.
- Wuhrmann, K. 1972. Stream purification. Pages 119-151 in R. Mitchell (Ed). *Water Pollution Micro- biology*, Wiley-Interscience, New York.
- Zarnetske J.P., Gooseff M.N., Brosten T.R., Bradford J.H., McNamara J.P. & Bowden W.B., 2007. Transient storage as a function of geomorphology, discharge, and permafrost active layer conditions in arctic tundra streams. *Water Resource Research* 43:W07410, doi:10.1029/2005WR004816.
- Zhang X., Harvey K.D., Hogg W.D. & Yuzyk T.R., 200. Trends in Canadian streamflow. *Water Resources Research* 37: 987–998

C. Annexes : quelques publications

Les publications qui suivent ont été sélectionnées de manière à montrer différents aspects de mes recherches. Tout d'abord sont présentés deux articles de synthèse coécrits avec des collègues sur l'importance des interactions nappe-rivière dans le fonctionnement écologique des cours d'eau. Le premier a une portée internationale, le second est plutôt destiné aux gestionnaires des cours d'eau en France. Ensuite, sont présentés des articles traitant des effets du colmatage. Ceux ci comprennent des articles coécrits avec un doctorant et une post-doctorante, ainsi qu'un article de synthèse et d'opinion sur la restauration des interactions nappe-rivière dans les cours d'eau colmatés. Enfin sont présentés des articles concernant les cours d'eau intermittents, incluant là encore des articles coécrits avec un doctorant, un article de synthèse et un article de comparaison multi-sites des relations assèchement~biodiversité qui est actuellement en review.

Liste des publications présentées :

- Boulton A., **Datry T.**, Kasahara T., Mutz M. & Stanford J. (2010). Stream-groundwater interactions in the hyporheic zone: ecohydrology, management and restoration. *Journal of the North Benthological Society* 29(1): 26–40.
- Datry T.**, M.J. Dole-Olivier, P. Marmonier, C. Claret, J.F. Perrin, M. Lafont & Breil P. (2008). La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau. *Ingénierie EAT* 54: 3-18.
- Descloux S., **Datry T.**, Philippe M. & Marmonier P. (2010). Comparison of Different Techniques to Assess Surface and Subsurface Streambed Colmation with Fine Sediments). *International Review of Hydrobiology* 95: 520–540.
- Nogaro G., **Datry T.**, Mermillod-Blondin F. & Montuelle B. (2010). Influence of streambed sediment clogging on microbial processes in the hyporheic zone. *Freshwater Biology* 55: 1288–1302.
- Kasahara T. , **Datry T.**, Mutz M. & A. Boulton, (2009). Restoration of stream-groundwater linkages in streams and rivers. *Marine and Freshwater Research* 60: 976-981.
- Larned S.T., **Datry T.**, Arscott D.R. & Tockner K. (2010). Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology* 55: 717–738.
- Datry T.**, Larned S.T. & Scarsbrook M.R. (2007) Responses of hyporheic invertebrate assemblages to large-scale variation in flow permanence and surface-subsurface exchange. *Freshwater Biology* 52: 1452-1462.
- Datry T.** & Larned S.T. (2008): River flow controls ecological processes and invertebrate assemblages in subsurface flowpaths of an ephemeral river reach. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 65(8): 1532-1544.
- Datry T.**, Scarsbrook M.R., Larned S.T. & Fenwick G. (2008): Lateral and longitudinal patterns within the stygoscape of New Zealand alluvial river. *Archiv für Hydrobiologie-Fundamental & Applied Limnology* 171(4): 335-347.
- Datry T.**, Corti R., Claret C. & Philippe M. (2011). Leaf litter decomposition along a gradient of flow permanence in a French temporary river: the memory of drying. *Aquatic Sciences* 73(4): 471-483.
- Datry T.** (2012). Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a flow intermittence gradient: effects of duration of dry events. *Freshwater Biology* 57(3): 563-574.
- Datry T.**, Corti R. & Philippe M. (2012). Spatial and temporal aquatic-terrestrial transitions in the temporary Albarine River, France: responses of invertebrates to experimental rewetting. *Freshwater Biology* 57(4): 716-727.
- Corti R. & **Datry T.** *in press*. Invertebrate and sestonic matter in an advancing wetted front travelling down a dry riverbed (Albarine, France). *Freshwater Science (JNABS)*.
- Datry T.**, Larned S.T., Fritz K.F., Bogan M.T., Wood P., Meyer E. & Santos A. *in review*. Broad-scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: effect of flow intermittence. *Global Ecology & Biogeography*

