



HAL
open science

Pression chimique et impacts écologiques : Distribution des contaminants et réponse des communautés de microorganismes et d'invertébrés dans les sédiments de l'Ardières et du Tillet (CommuSED) - Rapport final de l'action n°54 du Programme 2016 au titre de l'accord cadre Agence de l'Eau ZABR

Stéphane Pesce, Emilie Lyautey, E. Naffrechoux, Benoît J.D. Ferrari, Aymeric Dabrin, Christelle Margoum, Cecile Miege, Matthieu Masson, Régis Vivien, Chloé Bonnineau

► **To cite this version:**

Stéphane Pesce, Emilie Lyautey, E. Naffrechoux, Benoît J.D. Ferrari, Aymeric Dabrin, et al.. Pression chimique et impacts écologiques : Distribution des contaminants et réponse des communautés de microorganismes et d'invertébrés dans les sédiments de l'Ardières et du Tillet (CommuSED) - Rapport final de l'action n°54 du Programme 2016 au titre de l'accord cadre Agence de l'Eau ZABR. [Research Report] INRAE RiverLy. 2019. <hal-03797482>

HAL Id: hal-03797482

<https://hal.inrae.fr/hal-03797482v1>

Submitted on 4 Oct 2022

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.



HAL Authorization

**Pression chimique et impacts écologiques :
Distribution des contaminants et réponse des
communautés de microorganismes et d'invertébrés
dans les sédiments de l'Ardières et du Tillet
(CommuSED)**

Rapport final

Action n°54 du Programme 2016 au titre de l'accord
cadre Agence de l'Eau ZABR

Stéphane Pesce¹, Emilie Lyautey^{1,2}, Emmanuel Naffrechoux³, Benoît Ferrari⁴, Aymeric Dabrin¹, Christelle Margoum¹, Cécile Miège¹, Matthieu Masson¹, Régis Vivien⁴, Chloé Bonnineau¹

1. Irstea, UR RiverLy, Villeurbanne (France)
2. CARRTEL, UMR INRA/Université Savoie Mont Blanc, Le-Bourget-du-Lac (France)
3. LCME, Université Savoie Mont Blanc, Le-Bourget-du-Lac (France)
4. Centre Ecotox, Lausanne (Suisse)

Octobre 2019

Liste des contributeurs (classés par ordre alphabétique pour chacun des laboratoires):

- **RiverLy**

Laboratoire d'Ecotoxicologie Microbienne Aquatique (EMA)

Chloé Bonnineau, Anaïs Charton, Emilie Lyautey, Bernard Motte, Stéphane Pesce, Christophe Rosy, Bernadette Volat

Laboratoire de Chimie des Milieux Aquatique (LAMA)

Myriam Arhror, Corinne Brosse, Aymeric Dabrin, Amandine Daval, Lysiane Dherret, Josiane Gahou, Céline Guillemain, Matthieu Le Dréau, Christelle Margoum, Matthieu Masson, Baptiste Mathon, Cécile Miège

- **CARTEL**

Emilie Lyautey, Sandrine Vix

- **LCME**

Nathalie Cottin, Emmanuel Naffrechoux

- **Centre Ecotox**

Benoît Ferrari, Christina Thiemann, Régis Vivien

Remerciements:

Les auteurs remercient **l'ensemble des contributeurs cités ci-dessus**, qui ont participé aux campagnes d'échantillonnage et/ou ont réalisé l'ensemble des analyses chimiques et biologiques présentées.

Nous remercions également **l'Office Français de la Biodiversité (OFB)** (ex. Agence Française pour la Biodiversité, AFB) et **la Région Auvergne-Rhône-Alpes**, qui ont cofinancé une partie des recherches présentées ici, respectivement dans le cadre de **l'Action n° 46 AFB-Irstea** (Validation et application d'approches PICT pour évaluer l'impact écotoxicologique des contaminants dans le sédiment) et du **projet COOPERA Franco-Suisse SediCommuTOX** (Collaboration franco-suisse pour améliorer l'évaluation de la qualité écotoxicologique des sédiments par l'étude des communautés benthiques).

Métadonnées:

Les résultats produits dans le cadre de ce projet font l'objet de quatre fiches de métadonnées dans le catalogue MétaZABR (<https://metazabr.irstea.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/home>) :

- Caractérisation de la contamination chimique des eaux de surface et des sédiments de la rivière Ardères
<https://metazabr.irstea.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/fd0ce938-a4f5-4b37-8f7b-dfbed708dabc>
- Caractérisation de la contamination chimique des eaux de surface et des sédiments de la rivière Tillet
<https://metazabr.irstea.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/a2b9b43b-de61-4b54-8f87-c752aa861128>
- Etude structurelle et fonctionnelle des communautés naturelles benthiques microbiennes et d'invertébrés de la rivière Ardères
<https://metazabr.irstea.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/d9cd9031-02f7-4224-9006-e866b2401fff>
- Etude structurelle et fonctionnelle des communautés naturelles benthiques microbiennes et d'invertébrés de la rivière Tillet
<https://metazabr.irstea.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/52b554a9-6ba7-4208-a18e-18da2346ed43>

Sommaire

| | |
|---|-----------|
| 1. Contexte général..... | 1 |
| 1.1 Rôle écologique et fonctionnel des communautés benthiques associées aux sédiments de rivière | 1 |
| 1.2 Prise en compte de la contamination des sédiments dans l'évaluation de la qualité chimique des milieux aquatiques..... | 1 |
| 1.3 Prise en compte de la contamination des sédiments dans l'évaluation des risques et impacts écotoxicologiques et dans l'évaluation de la qualité écologique des milieux aquatiques | 1 |
| 2 Objectifs du projet CommuSED..... | 3 |
| 3 Caractéristiques des sites d'étude | 3 |
| 3.1 L'Ardières..... | 3 |
| 3.2 Le Tillet | 4 |
| 4 Stratégie d'échantillonnage et d'analyses | 5 |
| 4.1 Stratégie générale | 5 |
| 4.2 Choix des périodes d'étude et des stations d'échantillonnage..... | 6 |
| 4.2.1 Ardières | 6 |
| 4.2.2 Tillet..... | 6 |
| 4.3 Caractérisation physico-chimique | 7 |
| 4.3.1 Analyses des eaux..... | 7 |
| 4.3.2 Analyses sédimentaires | 7 |
| 4.4 Analyses biologiques | 8 |
| 4.4.1 Structure et diversité des communautés microbiennes benthiques | 8 |
| 4.4.2 Analyse taxonomique des invertébrés benthiques (oligochètes)..... | 8 |
| 4.4.3 Potentiel fonctionnel des communautés microbiennes benthiques hétérotrophes.... | 10 |
| 4.4.4 Dégradation de matière organique particulaire par les communautés microbiennes et d'invertébrés benthiques | 10 |
| 4.4.5 Tolérance des communautés microbiennes benthiques et périphtiques à des contaminants modèles (approche PICT) | 11 |
| 4.5 Déploiement des outils..... | 11 |
| 5 Résultats obtenus sur la rivière Ardières..... | 12 |
| 5.1 Evolution spatio-temporelle de la contamination des eaux de surface..... | 12 |
| 5.1.1 Contamination des eaux par les métaux..... | 12 |
| 5.1.2 Contamination des eaux par les pesticides..... | 13 |
| 5.1.3 Contamination des eaux par les substances pharmaceutiques..... | 13 |
| 5.2 Evolution spatio-temporelle de la contamination des sédiments superficiels (et des MES) | 14 |
| 5.2.1 Caractéristiques générales des sédiments | 14 |
| 5.2.2 Contamination des sédiments (et des MES) par les métaux..... | 15 |
| 5.2.3 Contamination des sédiments (et des MES) par les PCBs..... | 16 |
| 5.2.4 Contamination des sédiments (et des MES) par les HAPs | 16 |
| 5.3 Structure et diversité des communautés microbiennes benthiques..... | 17 |
| 5.4 Potentiel fonctionnel des communautés microbiennes benthiques..... | 18 |
| 5.4.1 Activités enzymatiques impliquées dans la dégradation de matière organique | 18 |
| 5.4.2 Activités de respiration, dénitrification et méthanogénèse | 19 |
| 5.4.3 Abondance des gènes impliqués dans la dénitrification et la méthanogénèse..... | 19 |
| 5.5 Analyse taxonomique des invertébrés benthiques (oligochètes)..... | 20 |
| 5.6 Activités de dégradation de matière organique particulaire dans la zone benthique..... | 20 |
| 5.6.1 Activité de dégradation en zone benthique superficielle | 20 |
| 5.6.2 Profils verticaux de dégradation | 21 |
| 5.7 Tolérance des communautés microbiennes aux contaminants..... | 22 |
| 5.7.1 Tolérance au cuivre (sédiment et périphtyton)..... | 22 |
| 5.7.2 Tolérance au diuron et au glyphosate (périphtyton)..... | 23 |

| | | |
|-----------|--|-----------|
| 6 | Résultats obtenus sur la rivière Tillet | 24 |
| 6.1 | Evolution spatio-temporelle de la contamination des eaux de surface..... | 24 |
| 6.1.1 | Contamination des eaux par les métaux..... | 24 |
| 6.1.2 | Contamination des eaux par les pesticides..... | 24 |
| 6.1.3 | Contamination des eaux par les substances pharmaceutiques..... | 25 |
| 6.1.4 | Contamination thermique des eaux..... | 25 |
| 6.2 | Evolution spatio-temporelle de la contamination des sédiments superficiels (et des MES)..... | 26 |
| 6.2.1 | Caractéristiques générales des sédiments..... | 26 |
| 6.2.2 | Contamination des sédiments (et des MES) par les métaux..... | 27 |
| 6.2.3 | Contamination des sédiments (et des MES) par les PCBs..... | 28 |
| 6.2.4 | Contamination des sédiments (et des MES) par les HAPs..... | 28 |
| 6.3 | Structure et diversité des communautés microbiennes benthiques..... | 29 |
| 6.4 | Potentiel fonctionnel des communautés microbiennes benthiques..... | 30 |
| 6.4.1 | Activités enzymatiques impliquées dans la dégradation de matière organique..... | 30 |
| 6.4.2 | Activités de respiration, dénitrification et méthanogénèse..... | 30 |
| 6.4.3 | Abondance de gènes impliqués dans la dénitrification et la méthanogénèse..... | 31 |
| 6.5 | Analyse taxonomique des invertébrés benthiques (oligochètes)..... | 31 |
| 6.6 | Activités de dégradation de matière organique particulaire dans la zone benthique..... | 32 |
| 6.6.1 | Activité de dégradation en zone benthique superficielle..... | 32 |
| 6.6.2 | Profils verticaux de dégradation..... | 33 |
| 6.7 | Tolérance des communautés microbiennes périphytiques aux contaminants (cuivre, diuron et glyphosate)..... | 34 |
| 7 | Signature chimique et distribution des contaminants dans les deux cours d'eau..... | 35 |
| 7.1 | Les deux cours d'eau sont caractérisés par des signatures chimiques complexes (multicontamination) et différenciées..... | 35 |
| 7.2 | Les matières en suspension sont des vecteurs majeurs de contamination..... | 38 |
| 7.3 | Contamination de l'Ardières et du Tillet : l'essentiel à retenir..... | 39 |
| 8 | Caractéristiques fonctionnelles des communautés benthiques présentes dans les sédiments superficiels des deux cours d'eau..... | 40 |
| 9 | Les différentes approches mises en œuvre permettent-elles de mettre en évidence des impacts écotoxicologiques dans les deux cours d'eau ? | 42 |
| 9.1 | La contamination n'est pas le seul facteur de forçage de la structure et de l'activité des communautés de microorganismes et d'invertébrés benthiques..... | 42 |
| 9.2 | Quels liens entre exposition aux contaminants et réponses biologiques à l'échelle des communautés ?..... | 44 |
| 9.3 | Lien entre exposition aux contaminants et réponses des communautés benthiques dans l'Ardières et le Tillet : l'essentiel à retenir..... | 50 |
| 10 | Principales conclusions..... | 50 |
| | Références bibliographiques..... | 52 |
| | Annexe 1: Liste des 79 contaminants analysés dans le projet..... | 55 |
| | Annexe 2: Nombre de spécimens par taxons d'oligochètes obtenus par relevé dans l'Ardières et le Tillet..... | 56 |
| | Annexe 3: Contamination des eaux de surface par les substances pharmaceutiques : comparaison des niveaux de concentrations mesurés avec ceux obtenus dans le cadre du Réseau de Surveillance Prospective (RSP)..... | 59 |
| | Annexe 4: Paramètres sélectionnés pour chaque ACP (Fig. 41 à 44)..... | 60 |

1. Contexte général

1.1 Rôle écologique et fonctionnel des communautés benthiques associées aux sédiments de rivière

Le compartiment sédimentaire est une composante essentielle des écosystèmes aquatiques où il représente pour de nombreuses espèces une zone d'habitat, de refuge et/ou site de ponte. De ce fait, les sédiments abritent une large biodiversité spécifique et fonctionnelle qui contribue à de nombreuses fonctions écologiques. Les communautés associées aux sédiments (communément appelées communautés benthiques¹), qui sont principalement constituées de microorganismes hétérotrophes et d'invertébrés, jouent donc un rôle important dans le fonctionnement écologique des milieux aquatiques, incluant les petits cours d'eau.

L'importance fonctionnelle des zones benthiques pour les écosystèmes lotiques est ainsi démontrée (Battin et al., 2001), les activités étant majoritairement imputées aux communautés microbiennes (Alfreider et al., 1997). Ces dernières sont en effet impliquées dans plusieurs rôles et fonctions écologiques clés, incluant le recyclage de la matière organique d'origine autochtone ou allochtone, la transformation ou la dégradation de polluants (Pesce et al., 2009), et la production de biomasse qui pourra alimenter le réseau trophique benthique (Haglund et al., 2003). Cependant, de par leur abondance et leurs activités biologiques, les communautés d'invertébrés benthiques associées aux sédiments de rivière contribuent également fortement au fonctionnement de ces écosystèmes (Monoury, 2013), *via* notamment leur rôle dans les processus de bioturbation (Kristensen et al., 2012) et de dégradation de la matière organique particulaire (Piscart et al., 2011).

1.2 Prise en compte de la contamination des sédiments dans l'évaluation de la qualité chimique des milieux aquatiques

Le compartiment sédimentaire représente un puits pour nombre de contaminants métalliques et organiques, en particulier les plus hydrophobes (ex. hydrocarbures aromatiques polycycliques, HAPs ; polychlorobiphényles, PCBs ; et les pesticides organochlorés), qui vont avoir tendance à s'accumuler au cours du temps. Ce puits naturel de contaminants peut cependant rapidement se transformer en source de contamination pour les eaux de surface des écosystèmes lotiques, en particulier lors d'épisodes de crues qui entraînent la remise en suspension et le transport des sédiments, favorisant ainsi la remobilisation des substances accumulées (Rabiet et al., 2010).

Le compartiment sédimentaire a longtemps été ignoré dans le cadre réglementaire visant à évaluer la qualité chimique des milieux aquatiques continentaux. Deux amendements successifs (2008/105/CE et 2013/39/UE) ont toutefois permis sa prise en compte progressive dans la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Le guide concernant la surveillance des substances chimiques dans le sédiment (European Commission, 2010) a ainsi défini le besoin de « contrôler les sédiments à une fréquence raisonnable afin de fournir des données suffisantes à une analyse de tendance fiable à long terme des substances prioritaires qui tendent à s'accumuler dans ceux-ci », ce qui s'est traduit d'un point de vue opérationnel par la mise en œuvre du suivi chimique de quelques substances prioritaires.

1.3 Prise en compte de la contamination des sédiments dans l'évaluation des risques et impacts écotoxicologiques et dans l'évaluation de la qualité écologique des milieux aquatiques

Les méthodes couramment utilisées pour évaluer la qualité des sédiments reposent sur : i) des mesures physico-chimiques et leur comparaison à des seuils de toxicité estimés pour les substances pertinentes ii), des approches mécanistiques *a priori*, basées sur la méthode du coefficient de partage

¹ Dans ce rapport, le terme « communauté benthique » est employé exclusivement pour parler des communautés du sédiment (à l'opposé de « communautés périphytiques » pour celles du péripyton)

à l'équilibre des contaminants entre la fraction dissoute et la fraction particulaire, iii) l'utilisation d'organismes modèles pour la réalisation de tests de toxicité au laboratoire ou directement sur le terrain à partir d'organismes engagés et IV) l'évaluation *in situ* de la structure de communautés benthiques naturelles.

Les approches physicochimiques utilisées pour évaluer la qualité des sédiments ne permettent pas de connaître les effets des contaminants sur les organismes benthiques. Pour caractériser ces derniers, il est donc nécessaire, en complément des analyses physicochimiques, d'appliquer des méthodes écotoxicologiques et écologiques. Les tests écotoxicologiques, réalisés au laboratoire et/ou à partir de méthode d'engagement *in situ*, permettent d'évaluer les effets potentiels induits par une contamination des sédiments sur différentes espèces modèles. Les résultats de ces tests sont difficilement extrapolables à des communautés complexes, ce qui limite le diagnostic sur les effets de la contamination des sédiments sur les communautés benthiques de microorganismes et d'invertébrés qui sont directement exposées à celle-ci dans le milieu. Les méthodes basées sur l'étude de la composition des communautés de macroinvertébrés benthiques apportent des informations sur l'effet *in situ* de l'ensemble des contaminants présent dans les sédiments et complètent ainsi les tests écotoxicologiques. L'application de ces deux types d'approches sur un même site permet une évaluation approfondie de la qualité écotoxicologique des sédiments. L'application de la triade comprenant des analyses physicochimiques, des tests écotoxicologiques et une évaluation de la composition de communautés *in situ* a été proposée dès les années 1990 pour évaluer la qualité des sédiments (Chapman, 1990). Cependant, un effort important est actuellement entrepris au sein de la communauté scientifique pour tester et améliorer les méthodes existantes basées sur l'étude des communautés benthiques et en développer de nouvelles afin de renforcer l'approche triade.

Les indices basés sur l'étude de la structure des communautés de l'ensemble des macroinvertébrés benthiques, tel que l'indice biologique global normalisé (IBGN) (AFNOR, 2004) ont été conçus pour l'évaluation de la qualité écologique globale d'un site et ont été calibrés pour déterminer le degré de pollution de l'eau par la matière organique. Ils pourraient difficilement être adaptés pour évaluer la qualité biologique des sédiments fins/sableux dans un contexte de contamination toxique car les principaux taxons (insectes) sur lesquels ils reposent sont en général peu représentés dans cette matrice. Des méthodes basées sur l'étude de la composition des communautés de nématodes et d'oligochètes se sont révélées particulièrement pertinentes pour évaluer la qualité éco(toxico)logique des sédiments (Wolfram et al., 2012; Vivien et al., 2014). En effet, ces organismes sont inféodés aux sédiments fins/sableux dans lesquels ils sont abondants. Ils comprennent un grand nombre d'espèces présentant une large gamme de sensibilité aux contaminants (de sensibles à résistantes). Ces caractéristiques ont ainsi conduit à l'élaboration de trois indices basés sur la structure de ces communautés : l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) pour les cours d'eau (AFNOR, 2016), l'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL) (AFNOR, 2016) et l'indice nématodes NemaSPEAR (Höss et al., 2011) basé sur le concept des espèces à risques (« SPECies At Risk » ; Liess et von der Ohe, 2005).

Ces dernières années, des approches basées sur l'étude de la réponse structurelle et fonctionnelle de communautés microbiennes benthiques naturelles exposées aux contaminants (en particulier métalliques) dans les sédiments superficiels ont été développées (Gardham et al., 2014, 2015; Mahamoud Ahmed et al., 2018; Sutcliffe et al., 2018, 2019). S'appuyant sur le concept PICT (« pollution induced community tolerance » ; Blanck et al., 1988), qui postule que l'exposition chronique des communautés microbiennes à de faibles doses de contaminants peut favoriser la sélection d'espèces tolérantes et/ou la mise en place de processus d'adaptation génétique ou physiologique, de récents travaux ont notamment permis de montrer que la mesure des niveaux de tolérance des communautés benthiques à un ou plusieurs contaminants modèles pouvait renseigner d'un impact écotoxicologique *in situ* et servir ainsi d'indicateur d'exposition (Bonnineau et al., 2019, Mahamoud Ahmed et al., soumis). Cependant, ce type d'approche doit encore être validée et/ou améliorée pour permettre son application à large échelle.

Bien que mettant en évidence des avancées significatives ces dernières années dans le domaine de l'écotoxicologie des sédiments, ce contexte souligne donc un besoin de recherche appliquée afin de combiner les outils existants pour i) caractériser la contamination et les niveaux d'exposition des communautés benthiques associées aux sédiments et ii) évaluer les liens entre cette exposition et les réponses biologiques observées à l'échelle de ces communautés. Répondre à ce besoin permettrait ainsi d'évaluer la complémentarité de ces outils et de proposer une stratégie pertinente pour améliorer les procédures d'évaluation des impacts sur les communautés benthiques exposées et de leurs conséquences pour le fonctionnement des écosystèmes.

2 Objectifs du projet CommuSED

Dans ce contexte, le projet CommuSED ambitionnait donc de contribuer aux besoins de recherche précités en s'appuyant sur des suivis chimiques et biologiques réalisés sur deux sites d'études porteurs d'enjeux environnementaux importants concernant la question de la contamination chimique et de ses conséquences écologiques. Il s'agissait ainsi :

- de mieux caractériser la distribution des contaminants (i.e. fraction dissoute vs compartiment sédimentaire) dans deux rivières respectivement impactées par des contaminations agricoles et urbaines/industrielles ;
- de mettre en œuvre des approches permettant d'appréhender le rôle fonctionnel des communautés microbiennes et des communautés d'invertébrés du sédiment dans ces cours d'eau ;
- d'évaluer la relation entre i) les niveaux de contamination mesurés dans les sédiments et ii) la structure et la fonctionnalité des communautés microbiennes et des communautés d'invertébrés naturellement présentes dans ce compartiment afin de contribuer à l'évaluation des impacts écotoxicologiques des contaminants dans ces cours d'eau.

3 Caractéristiques des sites d'étude

3.1 L'Ardières

L'Ardières est le cours d'eau principal du site atelier Ardières-Morcille² (SAAM), labellisé par la Zone Atelier du Bassin du Rhône (ZABR) en 2007. Située dans le département du Rhône, au nord de la zone viticole du Beaujolais, cette rivière s'écoule sur un linéaire de près de 29 kilomètres avant de se jeter dans la Saône, à proximité de Belleville (Fig. 1A).

Son bassin versant, d'une superficie de 220 km², est le plus grand du Beaujolais. Sa zone aval est très majoritairement recouverte de vigne, ce type de culture occupant environ 34 % de la superficie totale du bassin versant. Le reste de la superficie, qui se situe principalement en zone amont, est majoritairement recouverte de forêts et de prairies (Fig. 1B ; Le Dréau et al., 2015).

Dans sa zone viticole, le bassin versant de l'Ardières est particulièrement vulnérable aux transferts de contaminants puisqu'il est pentu et constitué de sols peu profonds qui sont régulièrement soumis à des pluies printanières et estivales pouvant être de très forte intensité. Ce contexte est ainsi propice aux écoulements rapides et à l'érosion, et par conséquent, au transport de contaminants sous forme dissoute et particulaire (Rabiet et al., 2010). Au niveau des cours d'eau du bassin versant, cela se traduit par une contamination marquée par les divers produits phytosanitaires utilisés en viticulture (pesticides organiques et cuivre principalement ; Le Dréau et al., 2015). Du fait des caractéristiques géochimiques du site, l'Ardières est également contaminée naturellement par divers métaux incluant l'arsenic. Les connaissances concernant les niveaux de contamination de cette rivière par d'autres substances telles que les HAPs, les PCBs ou les résidus pharmaceutiques et leur distribution dans le milieu aquatique restent très fragmentaires.

² <https://saam.irstea.fr/>

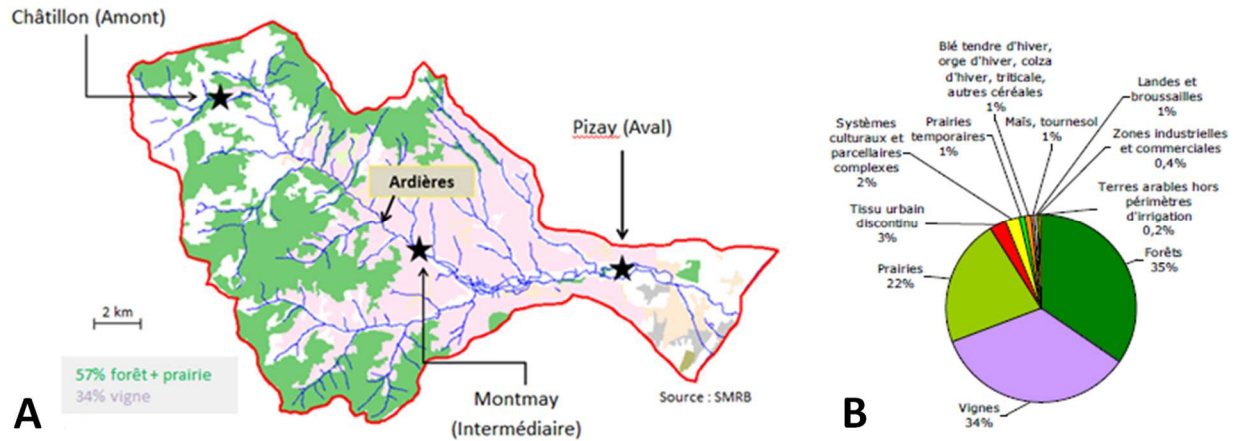


Figure 1 - Description du bassin versant de l'Ardières (Le Dréau et al., 2015)
Localisation des stations d'échantillonnage (A) et occupation du sol sur le bassin versant (B)

3.2 Le Tillet

Le Tillet est un cours d'eau situé dans le département de la Savoie, au pied du massif des Bauges. Il présente un linéaire de 13 kilomètres environ jusqu'à son embouchure qui se trouve à Aix-les-Bains, sur la rive est du lac du Bourget (Fig. 2A). Son bassin versant recouvre une superficie de 50 km² incluant des zones urbaines, agricoles et industrielles. Ces propriétés en font l'un des cours d'eau les plus dégradés du bassin versant du lac du Bourget (Observatoire savoyard de l'environnement, 2003).

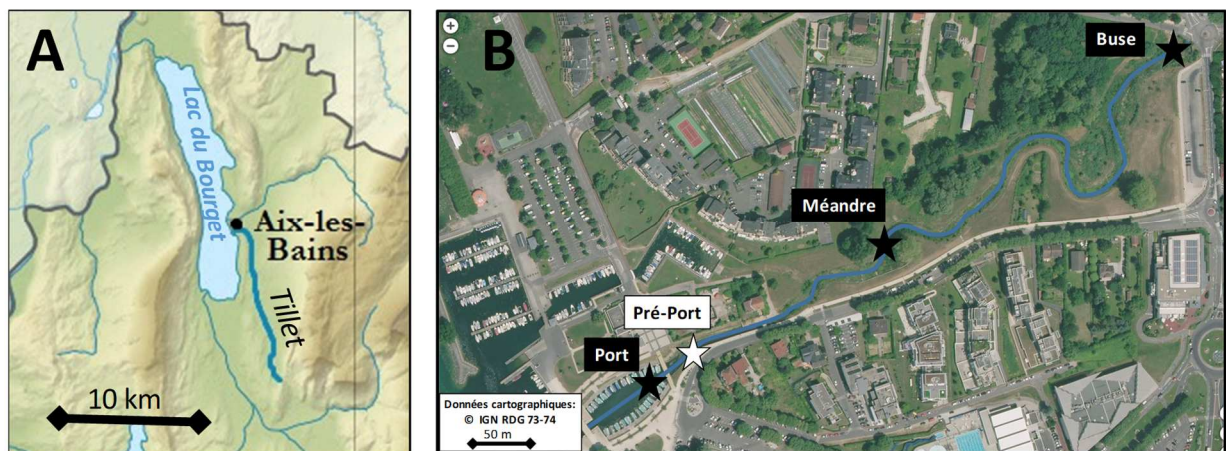


Figure 2 - Description du bassin versant du Tillet
Représentation globale (A) et localisation des stations d'échantillonnage dans la zone aval restaurée (B)

Le continuum Tillet-Lac du Bourget est un site d'étude stratégique en raison de la contamination aux PCBs, provenant d'une activité industrielle historique sur le bassin versant (contamination de 1930 à 1987 par l'industrie "Savoisienne de Constructions Electriques", productrice de transformateurs électriques au Pylalène™). Le site industriel a été partiellement décontaminé en 2009-10 et la partie aval de la rivière (Fig. 2B) a fait l'objet d'une restauration écologique en 2012-2013 afin de limiter les apports de PCBs dans le lac. Cependant, un tronçon de la rivière, canalisé en souterrain dans la zone urbaine d'Aix les Bains, n'a pas été dépollué et constitue toujours une source active de PCBs. De ce fait, la zone aval restaurée subit toujours des apports et la zone côtière située à proximité de l'embouchure du Tillet (au petit port à barques d'Aix) reste contaminée aux PCBs (Naffrechoux et al., 2017).

4 Stratégie d'échantillonnage et d'analyses

4.1 Stratégie générale

Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées sur chacun des sites d'études entre mai 2017 et novembre 2018 en considérant 3 (Ardières) ou 4 (Tillet) stations d'échantillonnage afin de tenir compte du gradient de pression anthropique le long de chaque bassin versant.

La complémentarité des différents partenaires impliqués, qui présentent des compétences en chimie environnementale (RiverLy-Irstea LAMA et LCME-USMB), écologie et écotoxicologie microbienne (RiverLy-Irstea EMA et CARRTEL-USMB), biologie moléculaire (CARRTEL-USMB et Centre Ecotox Lausanne) et écotoxicologie des invertébrés (Centre Ecotox Lausanne), a permis la mise en œuvre d'une approche intégrée incluant l'étude combinée des eaux de surface et des sédiments superficiels (Fig. 3).

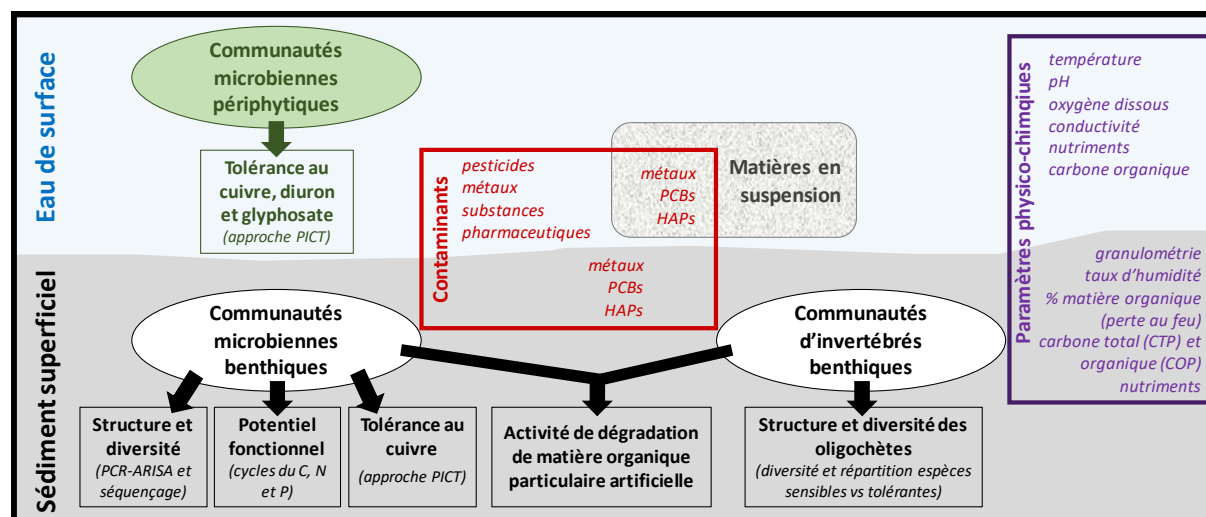


Figure 3 - Représentation synthétique des différents paramètres physico-chimiques et biologiques mesurés dans les eaux de surface et les sédiments superficiels

Comme illustré synthétiquement sur la Fig. 3, les différentes analyses chimiques et biologiques ont ainsi permis de caractériser :

- la contamination dans ces deux compartiments, afin d'étudier la distribution des principales substances détectées dans les sites d'études (i.e. pesticides, métaux, substances pharmaceutiques, PCBs et HAPs), qui présentent différents mode d'action et sont issues de différentes origines qui traduisent des usage domestiques, industriels et/ou agricoles, selon les cas ;
- les propriétés structurales des communautés microbiennes benthiques en combinant une approche de génotypage par PCR-ARISA à une approche de séquençage du gène codant l'ARNr 16S (pour les échantillons de l'Ardières uniquement) ;
- le potentiel fonctionnel des communautés microbiennes benthiques en ciblant i) trois activités enzymatiques impliquées respectivement dans le cycle du carbone, de l'azote et du phosphate, ii) les activités métaboliques de respiration, dénitrification et méthanisation, et iii) le potentiel génétique permettant la réalisation du cycle de l'azote et du carbone via la quantification de gènes fonctionnels impliqués dans la dénitrification et la méthanogénèse ;
- les propriétés structurales des communautés d'invertébrés benthiques, à partir de l'analyse taxonomique des oligochètes, permettant notamment d'analyser finement la répartition entre les espèces sensibles et tolérantes aux pressions toxiques ;
- l'activité de dégradation de la matière organique particulaire par les communautés benthiques dans les sédiments superficiels, en utilisant deux types de substrats artificiels à base de cellulose présentés respectivement sous forme de bâtonnet (bait lamina) ou de pastille ;

- l'adaptation des communautés microbiennes benthiques et périphytiques (associées à des substrats artificiels immergées dans l'eau de surface) à des contaminants modèles (cuivre, glyphosate et diuron) à partir d'une approche de type PICT (*'Pollution Induced Community Tolerance'*).

Ces différentes analyses ont été complétées par une caractérisation du contexte physico-chimique des eaux de surface (température, pH, nutriments, carbone organique dissous...) et des sédiments (granulométrie, carbone organique particulaire...) afin de tenir compte des principaux facteurs environnementaux pouvant influencer la réponse des communautés benthiques aux contaminants. La stratégie d'échantillonnage et les différentes méthodes mises en œuvre sont décrites brièvement ci-après.

4.2 Choix des périodes d'étude et des stations d'échantillonnage

4.2.1 Ardières

Les deux suivis sur l'Ardières ont été réalisés en 2017, respectivement en période de hautes eaux (mai 2017) et d'étiage (septembre 2017) afin de tenir compte de l'influence du contexte hydrologique sur la distribution des toxiques et sur leur impact sur les communautés aquatiques. Nous avons ainsi émis l'hypothèse que la période de hautes eaux serait caractérisée par de forts transferts de contaminants dans l'eau de surface (sous forme dissoute et particulaire) avec un transport sédimentaire important qui limiterait le dépôt de sédiments fins et l'accumulation des contaminants dans le compartiment benthique. A l'inverse, la période d'étiage serait propice au dépôt de sédiments fins et à l'accumulation des contaminants à la surface des sédiments.

Trois stations, réparties sur tout le linéaire de l'Ardières ont été sélectionnées, afin d'appréhender le gradient de contamination induit par la pression anthropique, majoritairement issue de la viticulture et, dans une moindre mesure, de l'urbanisation et du trafic routier (Fig. 1A) :

- Un point '**Amont**' (Chatillon), sans vignes ni axes routiers majeurs aux alentours et donc à priori point de référence « peu pollué ». (Coordonnées N 46° 11' 11.077" E 4° 31' 54.677")
- Un point '**Intermédiaire**' (Montmay) correspondant à une surface en vigne en amont de moins de 20% de la surface totale du bassin et situé en aval de la ville de Beaujeu (> 2000 habitants). (N 46° 07' 57.895" E 4° 37' 29.082")
- Un point '**Aval**' (Pizay) avec une occupation en vigne en amont supérieure à 30% de la surface totale du bassin. (N 46° 07' 39.982" E 4° 42' 45.547")

4.2.2 Tillet

Les deux suivis sur le Tillet ont été réalisés à un an d'intervalle, respectivement en novembre 2017 et en novembre 2018, afin de vérifier l'hypothèse d'une accumulation progressive de PCBs dans sa zone aval restaurée.

Quatre stations ont été considérées, dont trois situées dans cette zone aval qui s'étend sur un linéaire d'environ 600 m (Fig. 2B) :

- Un point situé à une dizaine de kilomètres en amont d'Aix-les-Bains (~30000 habitants), dans une zone relativement préservée de la pollution urbaine et industrielle. (**'Amont'** ; N 45° 36' 57.11" E 5° 55' 31.32")
- Un point situé à l'entrée de la zone restaurée du Tillet, au niveau de l'exutoire de la buse en béton qui canalise le Tillet sous la ville d'Aix-les-Bains, sur une distance d'environ 3 km. (**'Buse'** ; N 45° 41' 44.10" E 5° 53' 44.76")
- Un point situé dans la partie méandreuse de la zone restaurée, qui est propice au dépôt particulaire. (**'Méandres'** ; N 45° 41' 38.83" E 5° 53' 33.36")

- Un point situé à l'entrée du nouveau port à barques, aménagé lors de la restauration, qui représente une zone de dépôt et de stockage des particules et des sédiments qui transitent par le Tillet. ('Port' ; N 45° 41' 36.58" E 5° 53' 27.45")
NB : les conditions hydrologiques n'ont pas permis l'échantillonnage sur ce dernier point en novembre 2018, du fait d'un niveau d'eau trop élevé dans le port. Celui-ci a donc été remplacé par la station 'Pré-Port' localisée 40m en amont (Fig. 2B).

4.3 Caractérisation physico-chimique

4.3.1 Analyses des eaux

La caractérisation physico-chimique de l'eau au niveau des différentes stations d'échantillonnage a été réalisée à l'aide :

- de mesures horaires en continu de la température pendant une période de 3 semaines précédant l'échantillonnage ;
- de mesures ponctuelles réalisées *in situ* au moment de l'échantillonnage pour déterminer le pH, la conductivité et la teneur en oxygène dissous ;
- d'échantillonnages ponctuels permettant de mesurer au laboratoire les teneurs en nutriments et autres ions majeurs (SiO_2 , Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-}) ainsi que la teneur en carbone organique dissous (COD) ;
- d'échantillonneurs passifs (Fig. 4) de types TSP³ (3 par station), POCIS⁴ (2 par station) et DGT⁵ (3 par station) utilisés ici pour obtenir une estimation moyennée des concentrations dissoutes en pesticides (TSP), substances pharmaceutiques (POCIS) et métaux (DGT, qui permet de piéger la fraction labile, c'est-à-dire libre dans l'eau, qui ne représente qu'une fraction du dissous) durant les deux semaines précédant l'échantillonnage. La liste des substances analysées à partir des extraits issus de ces différents échantillonneurs est fournie en Annexe 1. Il est à noter que des problèmes techniques ont empêché l'analyse de certaines substances pharmaceutiques lors de certaines campagnes.

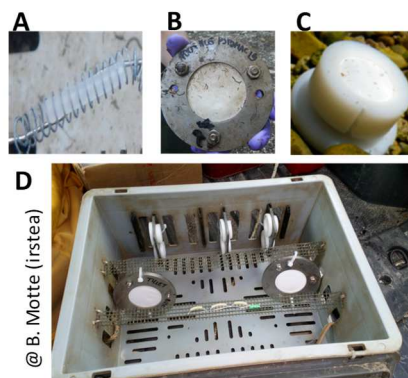


Figure 4 – Illustration des échantillonneurs passifs utilisés pour caractériser la contamination dans les eaux TSP² (A), POCIS³ (B), DGT⁴ (C) et dispositif utilisé pour leur immersion *in situ* (D)

4.3.2 Analyses sédimentaires

La caractérisation physico-chimique des sédiments a été réalisée à partir d'un prélèvement ponctuel de la couche superficielle du sédiment (5 cm) tamisée à 2 mm sur le terrain, en considérant pour chacune des stations d'échantillonnage trois répliquats indépendants, séparés de quelques mètres dans le cours d'eau.

³ TSP: Tige de Silicone Polaire

⁴ POCIS : Polar Organic Chemical Integrative Sampler

⁵ DGT : Diffusive Gradient in Thin films

Cette caractérisation a permis de déterminer :

- la granulométrie de chaque échantillon en considérant quatre catégories : sable grossier (> 500 µm), sable moyen (200-500 µm), sable fin (50-200 µm) et argile, limon (< 50 µm) ;
- le pourcentage d'humidité et de matière organique (estimé par perte au feu), la teneur en carbone organique particulaire (COP) et en carbone total particulaire (CTP) ainsi que différents éléments nutritifs (N, P...) ;
- les concentrations en métaux, PCBs et HAPs (la liste des substances analysées est fournie en Annexe 1).

En complément, un piège à particules a été disposé sur le lit de chaque cours d'eau (respectivement au niveau des stations '**Aval**' pour l'Ardières et '**Méandres**' pour le Tillet) pendant les 3 semaines précédant l'échantillonnage afin de piéger les matières en suspension transportées dans les eaux de surface et mesurer les concentrations en contaminants (métaux, PCBs et HAPs) associés.

4.4 Analyses biologiques

L'ensemble des analyses microbiennes concernant le compartiment sédimentaire (4.4.1 ; 4.4.3 et 4.4.5) a été réalisé en considérant trois réplicats indépendants suivant la méthode d'échantillonnage décrite dans la section 4.3.2. La stratégie d'échantillonnage utilisée pour la caractérisation des invertébrés benthiques (4.4.2), la mesure de l'activité de dégradation de matière organique (4.4.4) et l'approche PICT sur les communautés périphtiques (4.4.5) est décrite dans chacun des paragraphes correspondants.

4.4.1 Structure et diversité des communautés microbiennes benthiques (bactéries et archées)

L'analyse de la structure des communautés microbiennes benthiques a été réalisée par une méthode d'empreinte moléculaire, basée sur le polymorphisme de taille d'une région intergénique d'intérêt. La technique utilisée est l'ARISA (Automated Ribosomal Intergenic Spacer Analysis), qui consiste à amplifier les régions comprises entre les gènes codant l'ARNr 16S et l'ARNr 23S des différents taxons bactériens présents dans un échantillon à analyser. Chaque taxon présentera une taille d'intergène qui lui sera spécifique et à l'échelle de la communauté, les échantillons seront donc caractérisés par des profils résultants des fragments amplifiés provenant des différents taxons présents dans la communauté considérée. La comparaison des communautés est ensuite réalisée sur la base de calculs de distance entre les échantillons, ces distances étant représentées sous forme de graphiques de deux dimensions.

Afin de caractériser plus finement la diversité des communautés microbiennes benthiques, les échantillons provenant de l'Ardières ont été analysés par une approche de séquençage haut-débit d'un fragment du gène codant l'ARNr 16S. Cette approche permet d'une part d'accéder à une estimation de la biodiversité microbienne et, d'autre part, de comparer les échantillons sur la base de la structure des communautés, mais également, si cela s'avère pertinent, de déterminer l'affiliation phylogénétique des taxons présents et ainsi de travailler à l'échelle de la composition des communautés microbiennes (ce qui n'a pas été fait dans le cadre de ce projet).

4.4.2 Analyse taxonomique des invertébrés benthiques (oligochètes)

Différents indicateurs oligochètes ont aussi été pris en compte pour contribuer au diagnostic écologique à partir de l'analyse taxonomique de ces organismes :

- l'indice IOBS (AFNOR, 2016) : il permet d'évaluer la qualité biologique des sédiments fins/sableux de cours d'eau. A noter que tout type de polluants (métaux, PCB, PAH, pesticides, matière organique, etc.) peut induire un effet sur la structure des communautés d'oligochètes.

L'indice IOBS est obtenu en multipliant par 10 le rapport entre le nombre total de taxons identifiés parmi 100 oligochètes d'un relevé et le pourcentage de tubificidés avec ou sans soies capillaires, matures et immatures confondus, qui prédomine dans le relevé. L'indice décrit la qualité biologique des sédiments en cinq classes de qualité (Tableau 1) ;

- le pourcentage de tubificidés sans et avec soies capillaires : les tubificidés sans soies capillaires sont particulièrement résistants aux métaux et PCB. Un effet micropolluants (pollution métallique et/ou PCB) est suspecté lorsque les tubificidés sans soies capillaires prédominent (Prygiel et al., 2000; Vivien et al., 2014). A noter toutefois que certaines espèces de tubificidés avec soies capillaires, telles que *Tubifex tubifex* et *Aulodrilus plurisetia*, sont également très résistantes aux pollutions par les métaux (Vivien et al., 2014). Les tubificidés avec soies capillaires prédominent souvent en cas de pollution par la matière organique, sans pollution par les métaux et/ou PCBs importante. Selon Prygiel et al. (2000), les tubificidés avec soies capillaires seraient également particulièrement résistants aux pollutions par les HAPs et prédomineraient lors de contaminations par ce type de polluant. Toutefois cette assertion n'a pas été vérifiée par la suite (pas d'investigations effectuées). L'effet propre des autres polluants que les métaux, PCB et PAH (pesticides, etc.) sur les effectifs de tubificidés avec/sans soies capillaires est inconnu (pas d'investigations effectuées) ;
- la densité d'oligochètes : une densité élevée des oligochètes (>3000 ind./0,1m²) associée à un IOBS <2-3 est une indication d'une pollution par la matière organique (Prygiel et al., 2000) ;
- les pourcentages de taxons d'oligochètes résistants, assez résistants et sensibles aux pollutions : les taxons considérés comme résistants sont tous les tubificidés (sauf *Emblocephalus velutinus*), *Lumbriculus variegatus* (Lumbriculidae) et *Enchytraeus buchholzi* (Enchytraeidae). Les taxons considérés comme assez résistants sont tous les Naidinae (sauf *Nais alpina*) et les Pristiniinae. Les taxons considérés comme sensibles sont tous les Lumbriculidae (sauf *L. variegatus*), tous les Enchytraeidae (sauf *E. buchholzi*), les Lumbricidae, les Propappidae et les Haplotaxidae.

| Valeur IOBS | Classe de qualité |
|-------------|-------------------|
| ≥ 6 | très bonne |
| 3 - 5.9 | bonne |
| 2 - 2.9 | moyenne |
| 1 - 1.9 | médiocre |
| < 1 | mauvaise |

Tableau 1 – Définition des classes de qualité à partir du calcul de l'indice IOBS

Pour l'ensemble de ces analyses, les sédiments fins/sableux ont été prélevés à l'aide d'un filet type Surber de vide de maille 0,2 mm. Sur chaque station (à l'exception de la station 'buse' sur le Tillet), les prélèvements ont été effectués sur 3 zones différentes (2 filets Surber par zone). Le tamisage a été effectué au laboratoire sur une colonne de 2 tamis (maillage respectif de 5 mm et 0,5 mm). Le refus du tamis à 0,5 mm a été transféré dans une cuve de sous-échantillonnage (compartimentée en 25 cases carrées de surface égale). Le contenu de cases choisies au hasard a été transféré dans une boîte de Petri et examiné avec une loupe binoculaire. Des cases successives ont été examinées jusqu'à l'obtention de 100 spécimens identifiables. Les oligochètes ont été montés entre lame et lamelle dans une solution d'enrobage et identifiés à l'espèce (si possible) à l'aide d'un microscope.

4.4.3 Potentiel fonctionnel des communautés microbiennes benthiques hétérotrophes

Trois types d'approches ont été mises en œuvre pour caractériser au laboratoire le potentiel fonctionnel des communautés microbiennes hétérotrophes en ciblant différents processus impliqués dans les cycles de l'azote, du carbone et du phosphore. Ces trois approches concernent :

- l'estimation du potentiel enzymatique pour les activités beta-glucosidase (β -Glu), leucine aminopeptidase (Lap) et phosphatase (Pase), selon le protocole décrit par Foulquier et al. (2013). Cette estimation repose sur une mesure de fluorimétrie basée sur l'utilisation d'un ensemble non fluorescent qui se compose d'une molécule analogue au substrat de l'enzyme étudiée (substrat analogue) associé à un fluorogène, qui est libéré (et devient fluorescent) sous l'action de l'hydrolyse enzymatique ;
- la mesure de la respiration aérobie, de la dénitrification et de la méthanogénèse via le dosage respectif de CO_2 , N_2O et CH_4 par chromatographie en phase gazeuse (Foulquier et al., 2013) ;
- la quantification par PCR quantitative (qPCR) de gènes fonctionnels impliqués dans la dénitrification (*nosZ* ; Jones et al., 2013 ; Boulêtreau et al., 2014) et la méthanogénèse (*mcrA* ; Fuchs et al., 2016 ; Thomas et al., 2019).

4.4.4 Dégradation de matière organique particulaire par les communautés microbiennes et d'invertébrés benthiques

Deux approches innovantes, développées récemment dans le cadre d'une collaboration entre l'équipe EMA de l'UR RiverLy et le Centre Ecotox (Pesce et al., soumis), ont été déployées pour appréhender directement *in situ* l'activité de dégradation de matière organique particulaire dans les sédiments superficiels par les communautés microbiennes et d'invertébrés benthiques, afin de tester la pertinence de ce type de descripteur fonctionnel pour appréhender la qualité écologique des sédiments de surface dans un contexte de contamination chimique (Fig. 5) :

- la première consiste en l'application en milieu aquatique du test bait lamina, couramment utilisé pour évaluer la qualité écologique des sols agricoles *via* un protocole normalisé (ISO 18311:2016). Les bait laminas sont des bâtonnets constitués d'un support de PVC (longueur-largeur-épaisseur 160 mm-6mm-1mm) perforé de 16 petits trous disposés à 5 mm les uns des autres (Fig. 5A). Chacun de ces trous contient une fine couche d'appât composé d'un mélange de cellulose, de son de blé et de charbon actif (70:27:3 p/p/p) (Kratz, 1998). Les bait laminas ont été insérés verticalement dans le sédiment. Après une semaine, ils ont été retirés de ce compartiment et l'activité de dégradation a été estimée à partir d'une quantification visuelle du nombre d'appâts consommés ou partiellement consommés sur chaque bâtonnet.
- la seconde consiste en l'utilisation de pastilles dont la composition s'inspire d'une part de la méthode Decotab (Kampfraath et al., 2012) et d'autre part de la méthode bait lamina précitée (Kratz, 1998). Ces pastilles circulaires, qui présentent un diamètre de 20 mm et une épaisseur de 5 mm, sont ainsi constituées d'un mélange de cellulose, de son de blé et de charbon actif, complété par de l'agar pour permettre leur solidification (le protocole détaillé sera publié prochainement ; Pesce et al., soumis). Les pastilles ont été enfouies pendant 3 semaines dans les sédiments superficiels après avoir été insérées par lot de 5 dans des sacs présentant soit un maillage de 5 mm (pour permettre la pénétration des invertébrés) soit un maillage de 250 μm (pour limiter la pénétration des invertébrés et permettre ainsi l'estimation spécifique de l'activité microbienne de dégradation, Fig. 5B). Quel que soit le type de sac, l'activité de dégradation a été estimée à partir de l'estimation de la perte de poids sec dans le milieu (par comparaison entre le poids sec initial et le poids sec final).

Lors de chaque campagne et pour chaque station, 3 zones servant de répliquats indépendants et éloignées l'une d'entre elles de quelques mètres ont été sélectionnées pour permettre l'enfouissement sur chacune d'entre elles :

- de 16 bait laminas disposées sur une surface de 30×30 cm environ,
- et de 30 pastilles, répartis par lots de 5 dans 3 sachets de mailles 250 µm et dans 3 sachets de mailles 5 mm.



Figure 5 – Illustration des dispositifs utilisés pour étudier l'activité de dégradation de matière organique particulaire dans les sédiments superficiels
Bait lamina recouverte d'oligochètes (A) et sac (mailles 250 µm) contenant 5 pastilles (B)

4.4.5 Tolérance des communautés microbiennes benthiques et périphytiques à des contaminants modèles (approche PICT)

L'approche PICT s'appuie sur la mesure au laboratoire du niveau de tolérance à un contaminant modèle (choisi *a priori*) grâce à la réalisation de tests de toxicité aiguë sur les communautés naturelles issues du milieu aquatique. Cela permet ainsi d'observer, sur des durées courtes d'exposition (de quelques heures généralement), l'inhibition d'une fonction biologique à l'échelle de la communauté en réponse à des doses croissantes au(x) toxique(s) testé(s). L'adaptation est appréhendée en comparant les courbes dose-réponse obtenues pour une communauté microbienne dite « de référence » (i.e. non exposée au préalable au(x) toxique(s) testé(s)) et pour une communauté exposée (afin de permettre la détection d'un phénomène PICT).

Pour le compartiment sédimentaire, l'approche PICT a été réalisée en prenant comme substance modèle le cuivre et comme fonction microbienne l'activité β -Glu, à partir d'un protocole récemment développé dans l'équipe EMA de l'UR RiverLy (Bonnineau et al., 2019).

Pour les communautés microbiennes périphytiques, qui se sont développées sur des substrats artificiels en verre immergés pendant 3 semaines dans les eaux de surface, l'approche PICT a été réalisée en prenant comme substances modèles le cuivre et les herbicides diuron et glyphosate. Comme pour les communautés benthiques, l'activité β -Glu a été choisie pour mesurer la tolérance au cuivre tandis que la tolérance aux deux herbicides a été évaluée à l'aide de tests de toxicité réalisés sur l'activité photosynthétique (PSII, pour le diuron) et sur l'activité enzymatique estérase (pour le glyphosate) qui renseigne de l'intégrité membranaire des cellules microbiennes.

4.5 Déploiement des outils

La stratégie mise en œuvre pour déployer les différents outils décrits ci-dessus et réaliser l'échantillonnage de l'eau et des sédiments est résumée sur la Fig. 6.

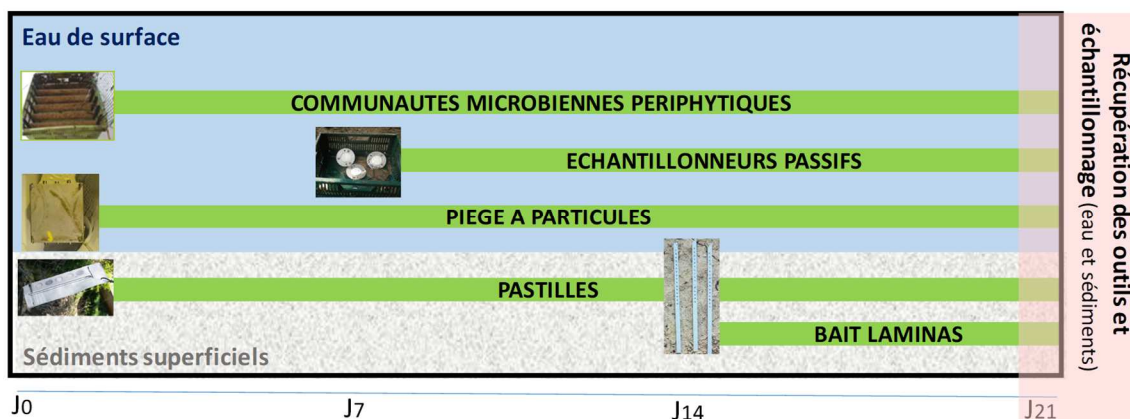


Figure 6 - Représentation synthétique de la stratégie mise en œuvre pour déployer les différents outils et réaliser l'échantillonnage de l'eau de surface et des sédiments superficiels

5 Résultats obtenus sur la rivière Ardières

5.1 Evolution spatio-temporelle de la contamination des eaux de surface

5.1.1 Contamination des eaux par les métaux

L'estimation des concentrations dissoutes labiles moyennes en métaux dans les eaux de l'Ardières a été réalisée à partir des extraits de DGTs (Fig. 7). Pour rappel, cette fraction, qui ne prend en compte que les métaux libres (et donc potentiellement biodisponibles), ne représente pas l'ensemble de la contamination dissoute (prise en compte pour l'évaluation de la qualité chimique des eaux dans le cadre de la DCE).

La comparaison des résultats obtenus au cours des deux campagnes d'échantillonnage (Fig. 7A) révèle un niveau de contamination par ces substances plus élevé pendant la période de hautes-eaux (mai 2017) que durant la période d'étiage (septembre 2017). Celle-ci est principalement attribuable au Fer (Fe) et au Manganèse (Mn) qui ne sont pas considérés comme des métaux toxiques et indicateurs de pollution.

En ne considérant que les métaux qui sont pris en compte pour l'évaluation de la qualité chimique et écologique des eaux de surface dans le cadre de la DCE (Ni, Cu, Zn, Cd, Pb et As ; Fig. 7B) ; les résultats font apparaître des variations temporelles moins marquées entre les deux campagnes, même si les concentrations sont légèrement supérieures en mai comparativement à celles mesurées en septembre (Fig. 7B). Au cours de ces deux périodes, les concentrations les plus faibles sont observées en amont. En septembre, elles augmentent graduellement d'amont (somme des 6 métaux = 4,6 µg/L) en aval (7,7 µg/L) alors que le pic de contamination est observé au niveau de la station intermédiaire au cours du suivi réalisé en mai (somme des 6 métaux = 10,3 µg/L). Les substances qui contribuent majoritairement à cette contamination sont l'arsenic (As), le zinc (Zn) et, dans une moindre mesure, le cuivre (Cu) (Fig. 7B).

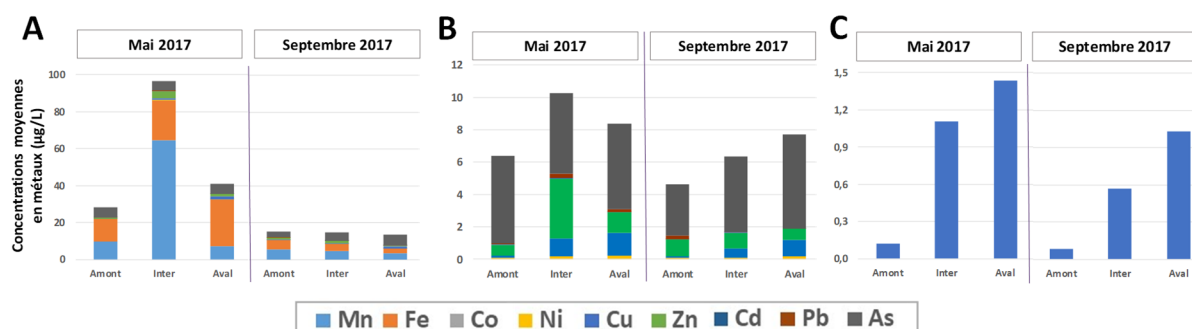


Figure 7 – Concentrations dissoutes labiles moyennes (µg/L) de l'ensemble des métaux mesurés (A), des métaux indicateurs de la qualité des eaux dans le contexte DCE (B) et du cuivre (C) estimées à partir de DGTs immergées pendant 2 semaines dans les eaux de surface des 3 stations de l'Ardières

L'analyse plus spécifique des concentrations dissoutes labiles moyennes en cuivre (Cu, Fig. 7C), très utilisée sur le bassin versant pour le traitement des vignes (en viticulture conventionnelle et biologique), met en évidence un gradient spatial marqué et ce, quelle que soit la période de prélèvement. Ainsi, les concentrations labiles en Cu, proches de 0,10 µg/L à l'amont lors des deux campagnes d'échantillonnage, augmentent graduellement le long du cours d'eau, avec des valeurs en aval atteignant respectivement 1,43 µg/L en mai et 1,03 µg/L en septembre (soit une augmentation d'un facteur 12 environ dans les deux cas).

5.1.2 Contamination des eaux par les pesticides

L'estimation des concentrations dissoutes moyennes en pesticides (et métabolites) dans les eaux de l'Ardières a été réalisée à partir des extraits de TSPs (Fig. 8). Parmi les 24 substances recherchées (voir liste en annexe 1), 19 ont été quantifiées dans le cours d'eau sur l'ensemble des deux campagnes. Quelle que soit la période de prélèvement, les résultats mettent en évidence une augmentation progressive d'amont en aval de la contamination des eaux de l'Ardières par les pesticides. Un peu plus élevée en période de hautes eaux, la somme des concentrations mesurées augmente ainsi d'un facteur 12 environ entre la station amont (<10 ng/L) et la station intermédiaire et d'un facteur 3,5 environ entre la station intermédiaire et la station aval, où elle a atteint en mai et en septembre des valeurs respectivement supérieures à 300 ng/L et 200 ng/L.

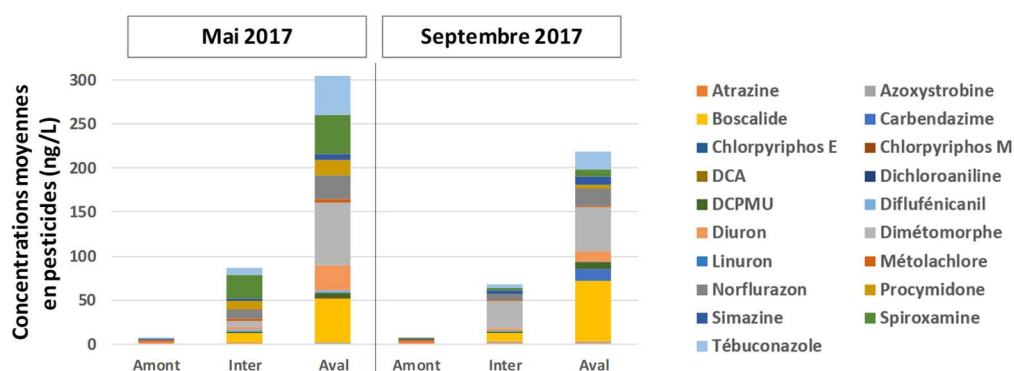


Figure 8 – Concentrations dissoutes moyennes (ng/L) en pesticides (et métabolites) estimées à partir de TSPs immergées pendant 2 semaines dans les eaux de surface des 3 stations de l'Ardières

Les principales substances responsables de la contamination mise en évidence par les TSPs dans la zone viticole sont des fongicides (en particulier boscalide, diméthomorphe, procymidone, spiroxamine, tébuconazole) et, dans une moindre mesure, des herbicides (en particulier norflurazon et simazine). Certaines substances interdites depuis une dizaine d'années (tels que l'herbicide diuron ou le fongicide carbendazime) contribuent également à la contamination du cours d'eau dans sa zone aval.

5.1.3 Contamination des eaux par les substances pharmaceutiques

L'estimation des concentrations dissoutes moyennes en substances pharmaceutiques dans les eaux de l'Ardières a été réalisée à partir des extraits de POCIS (Fig. 9), en considérant 23 substances appartenant à différentes classes thérapeutiques, incluant, entre autres, des bêta-bloquants, des antibiotiques, des anti-inflammatoires non stéroïdiens, des psychotropes, des antalgiques, des bronchodilatateurs, des antiépileptiques et des diurétiques (voir Fig. 38). Comme pour les métaux et les pesticides, les résultats mettent en évidence des niveaux de contamination plus élevés en période de hautes eaux et ce, quelle que soit la station considérée. Ainsi, la somme des concentrations mesurées en amont est environ 2 fois plus élevée en mai 2017 (~75 ng/L) qu'en septembre 2017 (~40 ng/L) avec des tendances temporelles relativement comparables aux stations intermédiaire et aval.

L'évolution spatiale de la contamination des eaux par les substances pharmaceutiques est assez similaire au cours des deux campagnes d'échantillonnage. Elle est caractérisée par une augmentation très forte des concentrations mesurées entre l'amont et la station intermédiaire, où les valeurs totales sont respectivement proches de 460 ng/L et 290 ng/L en mai et en septembre, et par une légère diminution de ces valeurs entre la zone intermédiaire et la zone aval (~385 ng/L et 185 ng/L en mai et en septembre respectivement).

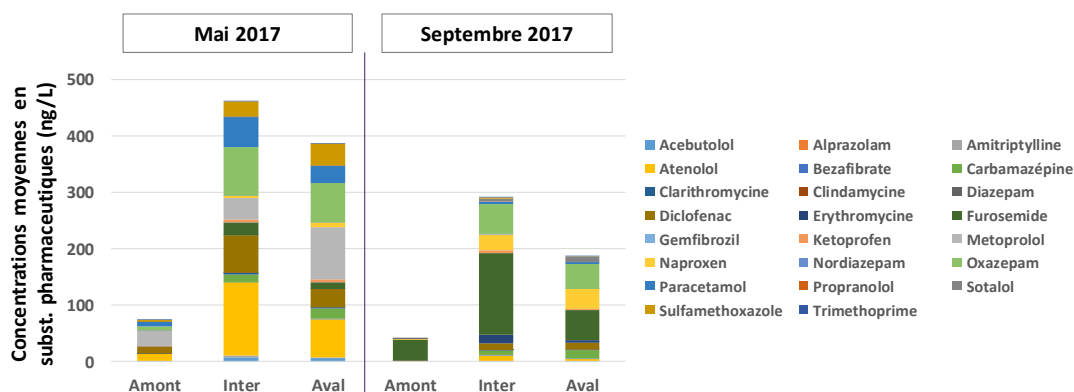


Figure 9 – Concentrations dissoutes moyennes (ng/L) en substances pharmaceutiques estimées à partir de POCIS immergés pendant 2 semaines dans les eaux de surface des 3 stations de l'Ardières

Les principales substances responsables de la contamination mesurée en septembre sont le furosémide (diurétique), le naproxène (anti-inflammatoire non stéroïdien) et l'oxazépam (anxiolytique) auxquelles s'ajoutent en mai le diclofénac (anti-inflammatoire non stéroïdien), le métoprolole (bêta-bloquant), le paracétamol (antalgique et antipyrétique) et le sulfaméthoxazole (antibiotique).

5.2 Evolution spatio-temporelle de la contamination des sédiments superficiels (et des MES)

5.2.1 Caractéristiques générales des sédiments

Dans l'ensemble, les sédiments de l'Ardières sont très sableux, avec des pourcentages de sable « moyen à grossier » (> 200 µm) qui varient entre environ 55% (station aval en septembre 2017) et 86% (station amont en mai 2017)(Tableau 2).

| | | % Sable grossier > 500 µm | % Sable moyen 200-500 µm | % Sable fin 50-200 µm | % Argile, limon < 50 µm | % Matière organique perte au feu | % Humidité | % Carbone organique particulaire |
|----------------|-------|------------------------------|-----------------------------|--------------------------|----------------------------|-------------------------------------|------------|-------------------------------------|
| Mai 2017 | Amont | 47,9 | 37,9 | 9,5 | 4,7 | 1,5 | 27,4 | 0,4 |
| | Inter | 41,7 | 41,8 | 12,4 | 4,0 | 1,7 | 24,1 | 0,3 |
| | Aval | 22,7 | 45,1 | 26,6 | 5,6 | 1,9 | 24,7 | 0,3 |
| | MES | | | | | | | 6,9 |
| Septembre 2017 | Amont | 49,2 | 33,1 | 10,8 | 6,8 | 1,9 | 27,9 | 0,7 |
| | Inter | 34,7 | 40,7 | 15,3 | 9,3 | 3,1 | 33,0 | 0,9 |
| | Aval | 25,6 | 30,3 | 19,6 | 24,5 | 4,4 | 40,2 | 1,5 |
| | MES | | | | | | | 4,2 |

Tableau 2 – Pourcentages moyens obtenus à partir de l'étude de la granulométrie des sédiments superficiels de l'Ardières et de leur taux de matière organique, d'humidité et de carbone organique particulaire (mesuré également dans les MES échantillonnées par le piège à particules au niveau de la station aval)

La proportion de sédiments fins est cependant sensiblement plus élevée en septembre, où elle augmente progressivement d'amont (6,8%) en aval (24,5% en aval), qu'en mai, où elle est inférieure à 6% quelle que soit la station considérée. Une tendance similaire est observée pour les pourcentages de matière organique estimée par la perte au feu, d'humidité et de carbone organique dissous, qui présentent tous des niveaux plus faibles en mai (avec des valeurs relativement similaires entre les trois stations) qu'en septembre, où les valeurs augmentent graduellement d'amont en aval (Tableau 2).

5.2.2 Contamination des sédiments (et des MES) par les métaux

L'analyse globale des métaux dans les sédiments superficiels de l'Ardières (Fig. 10A et 10B) montre des résultats relativement comparables d'une campagne d'échantillonnage à l'autre. Elle met en évidence une augmentation forte (d'un facteur 2 environ) des concentrations totales mesurées entre la station amont (environ 10 g/kg) et la station intermédiaire (environ 20 g/kg), sans différence notable entre la station intermédiaire et la station aval.

Quantitativement, les substances qui contribuent le plus à la quantité de métaux piégés dans les sédiments superficiels de l'Ardières sont l'aluminium le fer et, dans une moindre mesure, le manganèse (Fig. 10A), qui font partie des constituants majeurs des particules, et ne sont donc pas considérés comme des polluants.

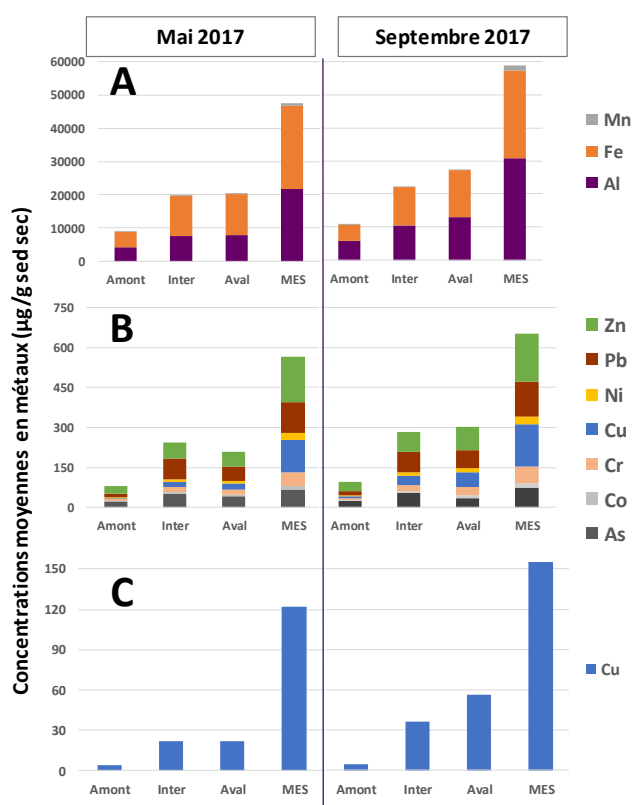


Figure 10 – Concentrations moyennes (µg/g sed sec) en Fe, Al et Mn (A), en autres métaux (B) et en Cu (C) dans les sédiments superficiels des 3 stations et dans les matières en suspension (MES) de l'Ardières

Le cuivre, utilisé sur le bassin versant en viticulture biologique et conventionnelle, ne représente quantitativement qu'une très faible proportion ($\leq 0,2\%$) de la quantité de métaux mesurée dans les sédiments superficiels (Fig. 10B et 10C). Au cours des deux campagnes, sa concentration augmente fortement entre les stations amont et intermédiaire (d'un facteur 6 à 8) et ce malgré le fait que le % de COP (qui favorise le piégeage des métaux) soit relativement similaire entre ces deux stations durant la campagne de mai (Tableau 2). Elle reste stable entre la station intermédiaire et la station aval en mai 2017 mais elle augmente également entre ces deux stations en septembre 2017 (d'un facteur 1,5 environ), reflétant ainsi les tendances observées au niveau des teneurs en COP (similaires entre ces deux stations en mai alors qu'elles augmentent d'un facteur 1,6 en septembre, Tableau 2).

La distribution des différents contaminants métalliques dans la fraction spécifiquement liée aux MES est très comparable à celle observée dans les sédiments superficiels. Cependant, les concentrations en métaux associés aux MES sont environ 2,5 fois plus importantes que celles mesurées dans les sédiments superficiels de la station aval, où elles ont été collectées à l'aide du piège à particules. Cela reflète le fait que les particules piégées sont des particules fines et riches en COP (tableau 2), qui présentent une grande affinité pour les métaux.

5.2.3 Contamination des sédiments (et des MES) par les PCBs

Les concentrations totales des 7 PCBs indicateurs mesurées dans les sédiments superficiels de l'Ardières sont très faibles, comprises entre 1 et 6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Fig. 11A), avec une prédominance des PCBs légers, qui représentent quantitativement 60 à 90% de la contamination par ces substances (Fig. 11B).

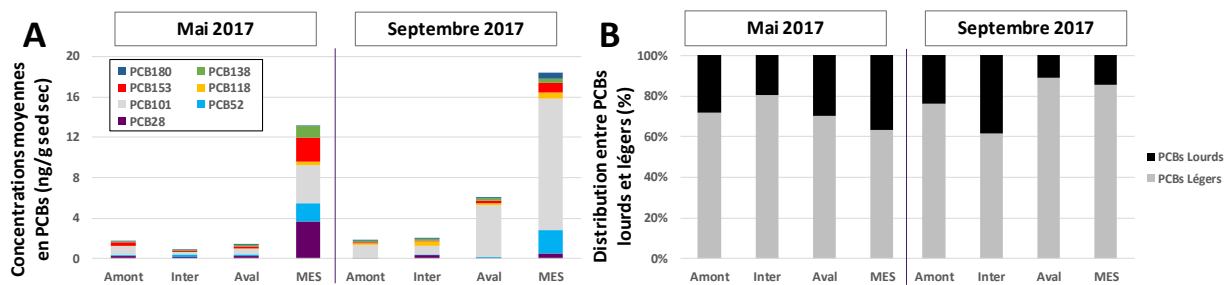


Figure 11 – Concentrations moyennes ($\mu\text{g}/\text{g}$ sed sec) des 7 PCBs indicateurs (A) et répartition entre PCBs lourds et légers (B) dans les sédiments superficiels des 3 stations et dans les matières en suspension (MES) de l'Ardières

Les variations spatio-temporelles sont également peu prononcées et peu significatives compte tenu des faibles niveaux de contamination mesurés. Ceux-ci sont 4 à 5 fois supérieurs dans les MES piégées au niveau de la station aval, avec des concentrations totales comprises entre 13 (mai 2017) et 18 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (septembre 2017) pour les 7 PCBs indicateurs (Fig. 11A). Comme expliqué précédemment concernant les métaux, les fortes teneurs plus élevées dans les MES, comparativement aux sédiments, s'explique principalement par la granulométrie plus fine et une plus forte teneur en carbone organique dans les MES (tableau 2). Cependant, la distribution dans les MES entre PCBs lourds et PCBs légers est comparable à celle observée dans les sédiments superficiels de cette même station (Fig. 11B).

5.2.4 Contamination des sédiments (et des MES) par les HAPs

L'évolution spatiale de la contamination des sédiments superficiels de l'Ardières par les HAPs est variable en fonction de la date de prélèvement (Fig. 12). Ainsi, les concentrations totales mesurées sont assez stables d'amont en aval en mai 2017, où elles sont comprises entre environ 400 et 600 $\mu\text{g}/\text{kg}$, alors qu'elles sont caractérisées par un gradient croissant d'amont (environ 180 $\mu\text{g}/\text{kg}$) en aval (environ 830 $\mu\text{g}/\text{kg}$) en septembre (Fig. 12A).

Cependant, la distribution entre les substances lourdes, qui sont prédominantes et représentent quantitativement 72 à 88% de la somme des HAPs, et les plus légères reste relativement comparable entre les deux campagnes de prélèvements (Fig. 12B).

Comme pour les métaux et les PCBs, et pour les mêmes raisons, les MES piégées au niveau de la station aval au cours des deux campagnes sont caractérisées par des concentrations en HAPs (> 2 mg/kg) beaucoup plus élevées que celles mesurées dans les sédiments superficiels localisés à proximité.

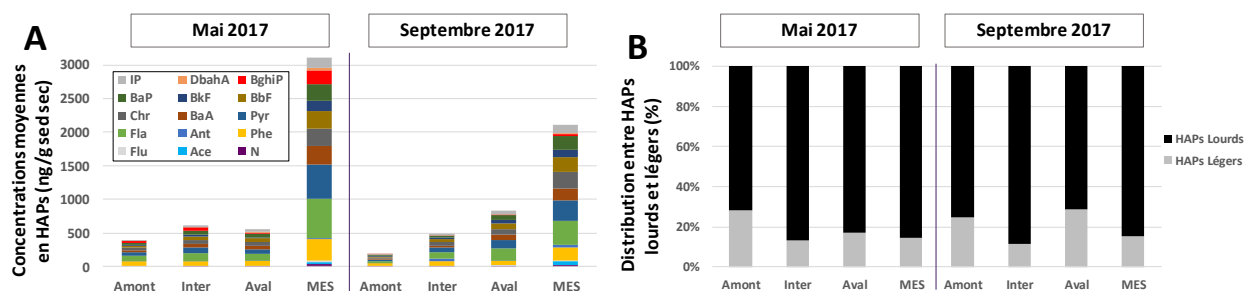


Figure 12 – Concentrations moyennes ($\mu\text{g/g sed sec}$) en HAPs (A) et répartition entre HAPs lourds et légers (B) dans les sédiments superficiels des 3 stations et dans les matières en suspension (MES) de l’Ardières

5.3 Structure et diversité des communautés microbiennes benthiques

Deux types d’approches ont été mises en œuvre pour appréhender l’évolution spatio-temporelle de la structure des communautés microbiennes (bactéries et archées) présentes naturellement dans les sédiments superficiels de l’Ardières. La première est une méthode d’empreinte moléculaire, l’ARISA, qui ne permet de prendre en considération que les taxons majoritaires bactériens. La seconde, qui s’appuie sur du séquençage haut-débit, offre la possibilité d’accéder à des taxons moins représentés au sein de la communauté. La comparaison des communautés est ensuite réalisée pour chacune de ces approches sur la base de calculs de distance entre les échantillons, ces distances étant représentées sous forme de graphiques à deux dimensions de type NMDS (*non metric multidimensional scaling*).

Quel que soit le type d’approche considérée, les analyses NMDS mettent en évidence l’influence prépondérante du gradient spatial sur la structure de ces communautés (Fig. 13). Ainsi, les graphiques générés par cette analyse à partir des données de l’ARISA (Fig. 13A) comme du séquençage (Fig.13B) permettent de dissocier clairement les communautés de l’amont de celles des deux autres stations. L’absence de séparation nette entre les communautés amont prélevées en mai et celles prélevées en septembre suggère peu d’effet des variations temporelles (liées entre autres aux différences climatiques, chimiques, de débit ...) au niveau de cette station. Cela n’est pas vérifié aux stations intermédiaire et aval puisque les échantillons collectés sur ces deux stations sont principalement regroupés en fonction de la date de prélèvement (mai ou septembre) et non de leur site d’origine, suggérant ainsi, dans la portion de rivière située en aval du point intermédiaire, une influence temporelle plus marquée que l’influence spatiale.

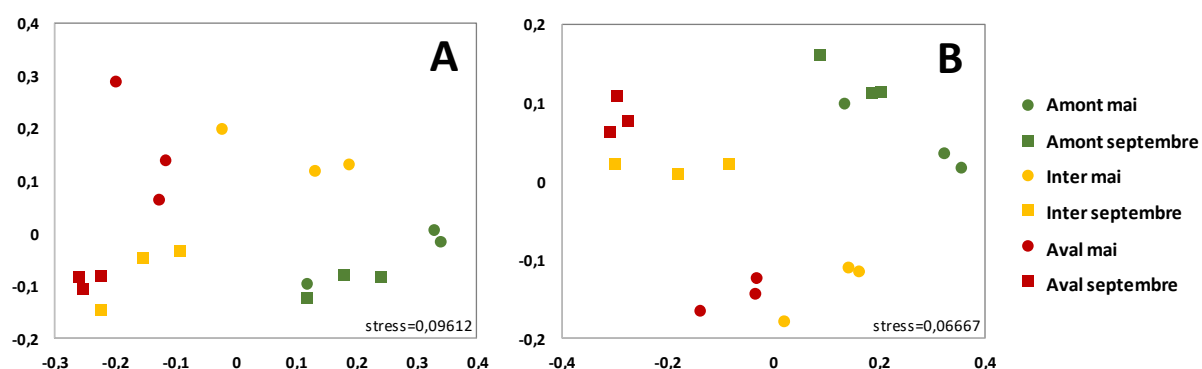


Figure 13 – Analyse par NMDS de la variation spatio-temporelle de la structure des communautés microbiennes benthiques de l’Ardières (bactéries et archées) appréhendée par une approche ARISA (A) et de séquençage haut-débit (B)

En complément, l’approche par séquençage a permis d’appréhender l’évolution spatio-temporelle de la diversité microbienne dans les sédiments de l’Ardières (Fig. 14) en considérant la richesse taxonomique, qui se base uniquement sur le nombre de taxons observés, (Fig. 14A) ainsi que l’indice de Shannon (Fig. 14B) et l’indice de Simpson inversé (Fig. 14C), qui tiennent compte de l’abondance relative de ces taxons.

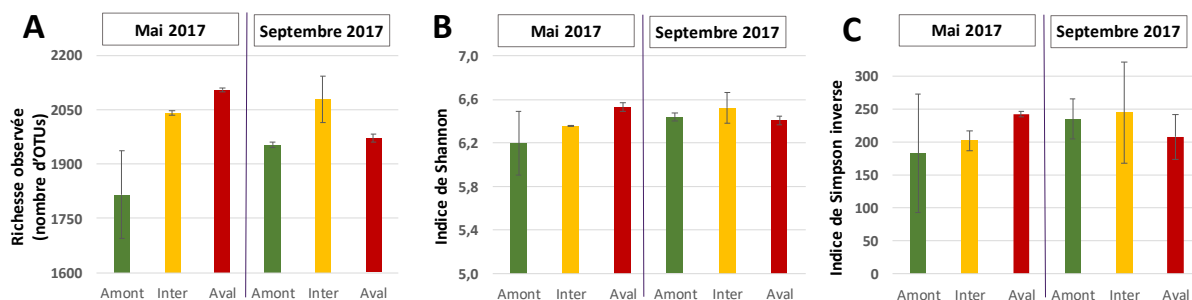


Figure 14 – Analyse de la diversité alpha des communautés microbiennes benthiques de l'Ardières (bactéries et archées) à partir de l'estimation du nombre d'unités taxonomiques opérationnelles (OTUs, A), de l'indice de Shannon (B) et de l'indice de Simpson inversé (C). Moyenne et écart-type, n=3.

Ces trois paramètres mettent en évidence des résultats contrastés en fonction de la date d'échantillonnage. Ainsi, en mai 2017, on observe une tendance spatiale assez nette qui se traduit par une augmentation graduelle de la valeur moyenne de chacun de ces paramètres d'amont en aval, suggérant ainsi une hausse de la diversité microbienne benthique le long du cours d'eau. Cette tendance n'est plus vérifiée en septembre 2017, où les moyennes sont relativement similaires entre les stations.

5.4 Potentiel fonctionnel des communautés microbiennes benthiques

5.4.1 Activités enzymatiques impliquées dans la dégradation de matière organique

La mesure du potentiel des activités enzymatiques β -GLU (Fig. 15A), LAP (Fig. 15B) et Pase (Fig. 15C), impliquées respectivement dans le cycle du carbone, de l'azote et du phosphore, met également en évidence de fortes différences entre les deux campagnes d'échantillonnage.

Tout d'abord, ces différences font apparaître un effet saisonnier marqué puisque les niveaux d'activité mesurés en septembre 2017 sont dans l'ensemble supérieurs à ceux observés en mai 2017, et ce quelles que soient l'activité et la station considérées (à l'exception de la Pase, similaire entre mai et septembre au niveau de la station amont, Fig. 15C).

D'autre part, elles mettent en évidence une tendance spatiale d'amont en aval qui varie d'une campagne d'échantillonnage à l'autre. Ainsi, l'ensemble des mesures effectuées en septembre 2017 traduit une augmentation graduelle de l'activité enzymatique le long du cours d'eau. Au contraire, les résultats obtenus en mai 2017 montrent que les niveaux d'activité sont stables (LAP, Fig. 15B) voire légèrement à la baisse (β -GLU, Fig. 15A et Pase, Fig. 15C), d'amont en aval.

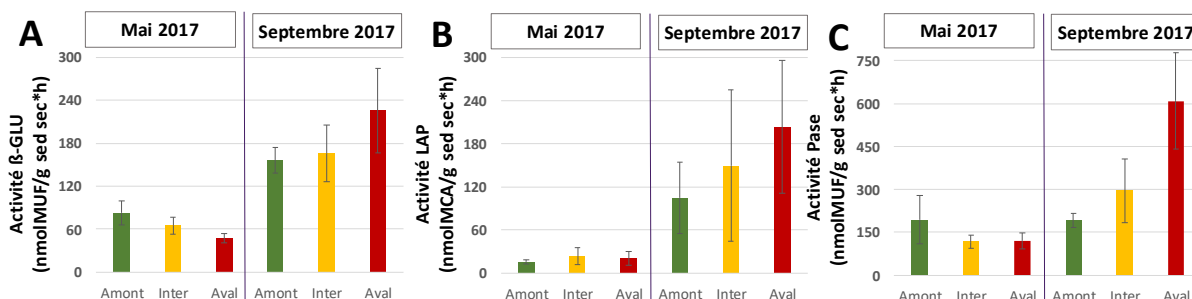


Figure 15 – Potentiel d'activités enzymatiques β -Glucosidase (β -GLU, A), leucine-aminopeptidase (LAP, B) et phosphatase (Pase, C) des communautés microbiennes benthiques de l'Ardières (Moyenne et écart-type, n=3)

5.4.2 Activités de respiration, dénitrification et méthanogénèse

Les niveaux d'activité de respiration (Fig. 16A) et de dénitrification (Fig. 16B) dans les sédiments superficiels de la station amont de l'Ardières sont relativement similaires en mai 2017 et en septembre 2017. En mai 2017, ils sont comparables aux niveaux d'activités mesurés à la station intermédiaire alors qu'on observe une légère tendance à la hausse au niveau de l'aval. Cette tendance est beaucoup plus marquée en septembre 2017 puisque les résultats obtenus lors de cette campagne révèlent une augmentation nette entre les stations amont et intermédiaire et entre les stations intermédiaire et aval. Les valeurs moyennes de respiration (Fig. 16A) et de dénitrification (Fig. 16B) sont alors environ 6 fois plus élevées à la station aval par comparaison à la station amont.

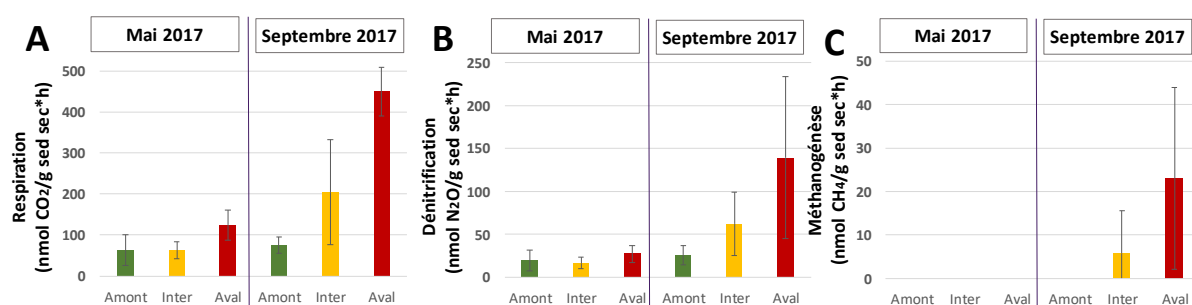


Figure 16 – Potentiel de respiration (A), dénitrification (B) et méthanogénèse (C) des communautés microbiennes benthiques de l'Ardières (Moyenne et écart-type, n=3) – L'absence de valeur indique l'absence de détection

En mai 2017, aucune activité de méthanogénèse n'est détectée dans les sédiments superficiels de l'Ardières et ce, quelle que soit la station d'échantillonnage (Fig. 16C). C'est également le cas en septembre 2017 mais uniquement au niveau de la station amont. Lors de cette campagne d'échantillonnage, une activité méthanogène est ainsi mesurée à la station intermédiaire et, de manière 4 fois plus importante, à la station aval. La détection de ce type d'activité confirme que la campagne de septembre correspond à une période d'étiage favorable au dépôt de sédiments fins et de matière organique à la surface des sédiments.

5.4.3 Abondance des gènes impliqués dans la dénitrification et la méthanogénèse

Dans les sédiments superficiels de l'Ardières, l'abondance du gène codant l'ARN ribosomal 16S, qui est un proxy de l'abondance bactérienne, est relativement stable entre les trois stations et les deux campagnes d'échantillonnage, avec une valeur moyenne comprise entre $1,2 \cdot 10^8$ et $6,5 \cdot 10^8$ copies par gramme de sédiment frais selon l'échantillon considéré (Fig. 17A).

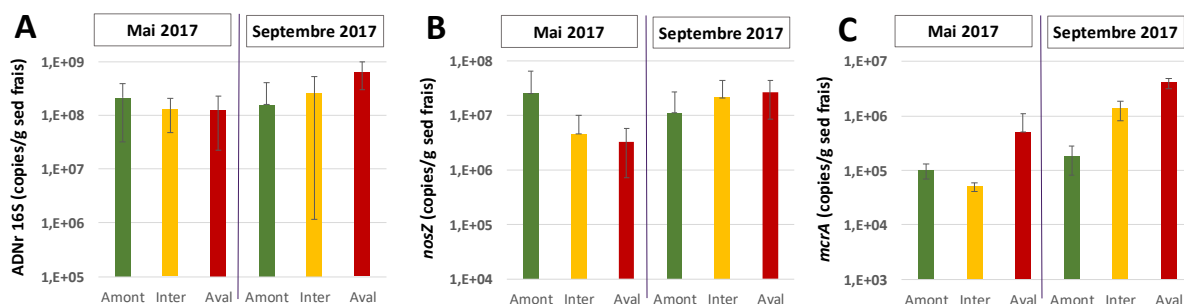


Figure 17 – Abondance des gènes ADNr 16S (A), nosZ (B) et mcrA (C) au sein des communautés microbiennes benthiques de l'Ardières (Moyenne et écart-type, n=3)

L'abondance des gènes *nosZ* (Fig. 17B) et *mcrA* (Fig. 17C), impliqués respectivement dans la dénitrification et la méthanogénèse, est également constante entre les deux campagnes d'échantillonnage au niveau de la station amont.

Le gène *nosZ* présente une abondance similaire dans les trois stations en septembre 2017 ($1,6 \cdot 10^7$ à $2,3 \cdot 10^7$ copies/g de sédiment frais) alors que celle-ci diminue graduellement d'amont ($4,1 \cdot 10^7$ copies/g) en aval ($2,6 \cdot 10^6$ copies/g) en mai 2017 (Fig. 17B).

A l'inverse, l'abondance du gène *mcrA* augmente à la station intermédiaire (septembre 2017) et à la station aval (mai 2017 et septembre 2017). En septembre 2017, ce gène est ainsi environ 20 fois plus représenté dans les sédiments prélevés en aval que dans ceux originaires de l'amont (Fig. 17C).

5.5 Analyse taxonomique des invertébrés benthiques (oligochètes)

Les résultats détaillés des analyses taxonomiques (nombre de spécimens par taxons d'oligochètes) réalisées à partir des deux campagnes de prélèvement effectuées dans l'Ardières sont disponibles en Annexe 2. Les différents indicateurs oligochètes dérivés de ces analyses (Tableau 3) révèlent une qualité biologique des sédiments globalement dégradée au niveau des 3 stations d'échantillonnage lors des 2 campagnes d'échantillonnage (mai 2017 et septembre 2017).

Ainsi, l'indice IOBS indique une qualité médiocre sur l'ensemble des stations, à l'exception du site aval en mai 2017 (qualité moyenne). Les pourcentages de taxons résistants sont nettement dominants (72 à 99%) et les pourcentages de taxons sensibles sont très faibles, voire négligeables (1 à 2 %) dans la majorité des cas.

Les pourcentages de tubificidés sans soies capillaires et les densités d'oligochètes apportent des résultats plus contrastés. Lors des 2 campagnes d'échantillonnage, le pourcentage de tubificidés sans soies capillaires est nettement plus élevé aux stations intermédiaire et aval qu'à la station amont et la densité d'oligochètes est nettement plus élevée à la station intermédiaire qu'aux deux autres stations. Ces résultats suggèrent d'une part une plus forte pression de contamination au niveau des sédiments des stations intermédiaire et aval par rapport à ceux de l'amont et, d'autre part, que la matière organique assimilable par les oligochètes est en quantité plus importante au niveau de la station intermédiaire.

| | Mai 2017 | | | Septembre 2017 | | |
|--|----------|-------|------|----------------|-------|------|
| | Amont | Inter | Aval | Amont | Inter | Aval |
| Nombre de taxons (oligochètes) | 9 | 9 | 11 | 12 | 9 | 9 |
| % de tubificidés avec soies | 78 | 50 | 23 | 85 | 16 | 15 |
| % de tubificidés sans soies | 5 | 47 | 43 | 6 | 56 | 83 |
| indice IOBS | 1.2 | 1.8 | 2.6 | 1.4 | 1.6 | 1.1 |
| % de taxons résistants | 83 | 97 | 92 | 90 | 72 | 99 |
| % de taxons assez résistants | 4 | 2 | 7 | 7 | 27 | 0 |
| % de taxons sensibles | 13 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 |
| Densité d'oligochètes (ind./0,1 m ²) | 360 | 4583 | 2292 | 1729 | 4667 | 800 |

Tableau 3 – Résultats des variables oligochètes obtenues par relevé dans l'Ardières

5.6 Activités de dégradation de matière organique particulaire dans la zone benthique

5.6.1 Activité de dégradation en zone benthique superficielle

Pour appréhender directement *in situ* l'activité de dégradation de matière organique particulaire dans les sédiments superficiels, nous avons enfoui des pastilles artificielles placées respectivement dans les sacs de mailles fines <250µm (pour cibler quasi exclusivement la dégradation microbienne ; Fig. 18A et C) ou des sacs de mailles larges <5mm (pour tenir compte également du rôle des invertébrés ; Fig. 18B et D).

Les résultats sont exprimés soit en taux brut de dégradation (exprimé en %, Fig. 18A et B) soit en taux normalisé en fonction de la durée de la période d'enfouissement dans le sédiment et de la température moyenne de l'eau durant celle-ci (exprimé en %/°C/jour, Fig. 18C et D).

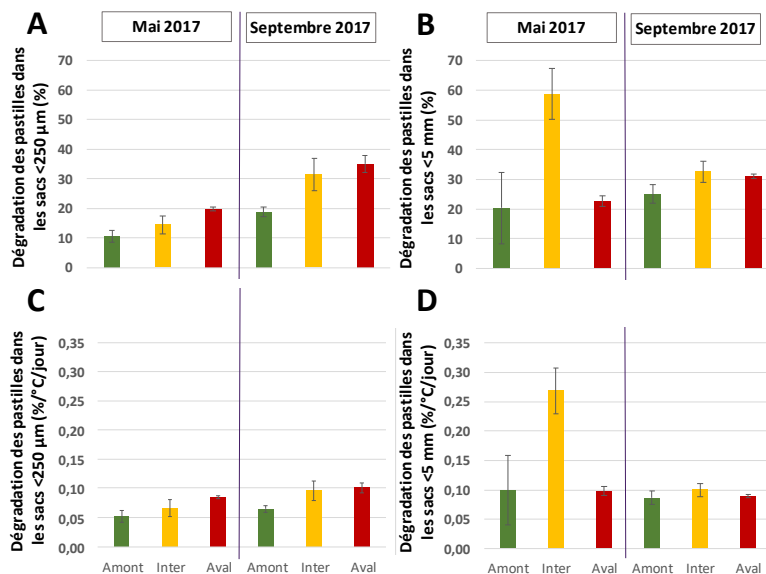


Figure 18 – Activités de dégradation des pastilles dans les sacs de mailles fines <250µm (A, C) et les sacs de mailles larges <5mm (B, D) exprimées en % (A, B) et en %/°C/jour (C, D) dans les trois stations de l’Ardières (Moyenne et écart-type, n=3)

Quel que soit le type de maille utilisé, les taux de dégradation normalisés mesurés au niveau de la station amont sont relativement stables d’une campagne de prélèvement à l’autre. La dégradation des pastilles en présence de l’ensemble des organismes benthiques est ainsi de l’ordre de 0,10 %/°C/jour (Fig. 18D) avec une contribution spécifique d’environ 50% des microorganismes (Fig. 18C). Il est intéressant de constater que sur cette station amont, le taux brut de décomposition microbienne est environ deux fois plus important en septembre 2017 qu’en mai 2017 (Fig. 18A). Cette différence est gommée par la normalisation par la température moyenne, qui était de 13,8°C durant les 3 semaines d’enfouissement en septembre et de 9,7°C en mai, ce qui souligne l’importance de ce paramètre sur les processus de décomposition microbienne de la matière organique et sur l’interprétation des résultats issus de ce type d’approche.

Au cours des deux campagnes d’échantillonnage, l’activité microbienne de dégradation augmente le long du cours d’eau avec des taux bruts et normalisés qui doublent environ entre la station amont et la station aval (Fig. 18A et C). Cela ne se vérifie pas lorsque les pastilles sont accessibles aux invertébrés puisque les taux de dégradation normalisés sont alors similaires à l’amont et à l’aval en mai 2017, et similaire sur les trois stations en septembre 2017 (Fig. 18D). Par contre, une forte stimulation de la dégradation des pastilles est imputable à l’activité des invertébrés en mai 2017 au niveau de la station intermédiaire, où les taux bruts et normalisés sont multipliés par 3 environ en comparaison aux deux autres stations (Fig. 18B et D).

5.6.2 Profils verticaux de dégradation

En complément aux pastilles enfouies dans les sédiments superficiels, l’utilisation des baits lamina permet d’intégrer la dimension verticale dans l’étude de la dégradation de matière organique particulière puisqu’elle permet, d’une part, d’appréhender le niveau global d’activité depuis la surface des sédiments et jusqu’à 8 cm de profondeur (Fig. 19A et B) et, d’autre part de prendre en considération les variations le long du gradient vertical (Fig. 20).

Quelle que soit la station considérée, le taux brut global de dégradation est très supérieur en septembre 2017 qu’en mai 2017 (Fig. 19A). Le constat est identique en considérant les valeurs normalisées (Fig. 19B), ce qui suggère que cette différence n’est pas imputable à la légère hausse de température observée entre mai et septembre.

Les variations spatiales sont variables d'une campagne à l'autre. Ainsi, les taux moyens normalisés mesurés en mai 2017 sont assez similaires entre les trois stations, où ils sont compris entre 0,10 et 0,15%/°C/jour, alors qu'ils diminuent fortement entre l'amont (0,39%/°C/jour) et les deux autres stations (0,22 à 0,26%/°C/jour) en septembre 2017 (Fig. 19B).

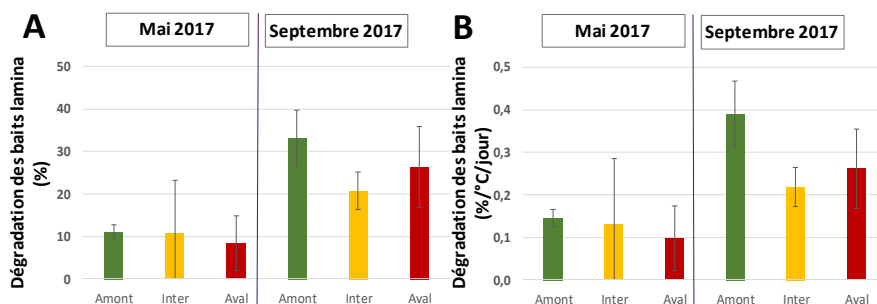


Figure 19 – Activité de dégradation totale des baits lamina exprimées en % (A) et en %/°C/jour (B) dans les trois stations de l'Ardières (Moyenne et écart-type, n=3)

L'analyse des profils verticaux de l'activité de dégradation des baits lamina montre que son augmentation en septembre 2017 est principalement due au maintien, voire à une hausse, de cette activité dans la profondeur des sédiments (environ 20 à 55% de dégradation dans la strate 6-8 cm) alors qu'elle est relativement faible en dessous de 2 cm de profondeur en mai 2017 (Fig. 20).

Les variations spatiales sont également différentes d'une campagne à l'autre. Ainsi, les taux moyens normalisés mesurés en mai 2017 sont assez similaires entre les trois stations, où ils sont compris entre 0,10 et 0,15%/°C/jour, alors qu'ils diminuent fortement entre l'amont (0,39%/°C/jour) et les deux autres stations (0,22 à 0,26%/°C/jour) en septembre 2017 (Fig. 19B).

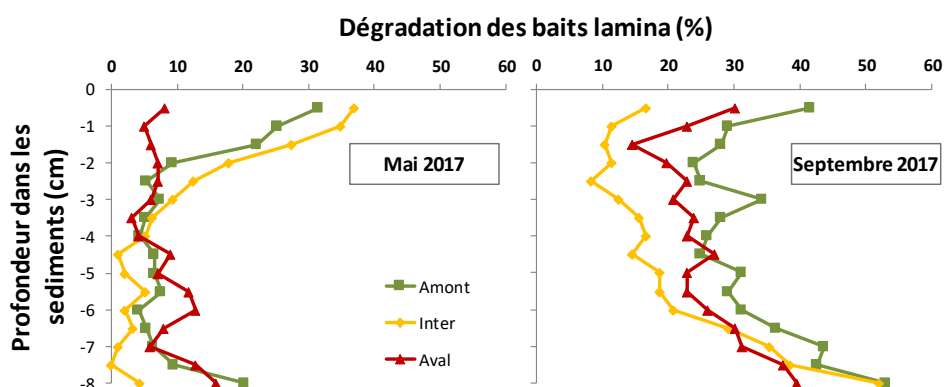


Figure 20 – Distribution verticale de l'activité moyenne de dégradation des baits lamina (exprimée en %) en fonction de la profondeur dans les sédiments des trois stations de l'Ardières

5.7 Tolérance des communautés microbiennes benthiques et périphytiques aux contaminants

5.7.1 Tolérance au cuivre (sédiment et périphyton)

L'approche PICT visant à mesurer et comparer les niveaux de tolérance des communautés microbiennes hétérotrophes de l'Ardières au cuivre a été mise en œuvre à la fois avec les communautés benthiques des sédiments superficiels (Fig. 21A) et les communautés périphytiques (Fig. 21B). Pour ce faire, nous avons pris dans les deux cas l'activité enzymatique β -GLU comme descripteur d'effet lors des tests de toxicité.

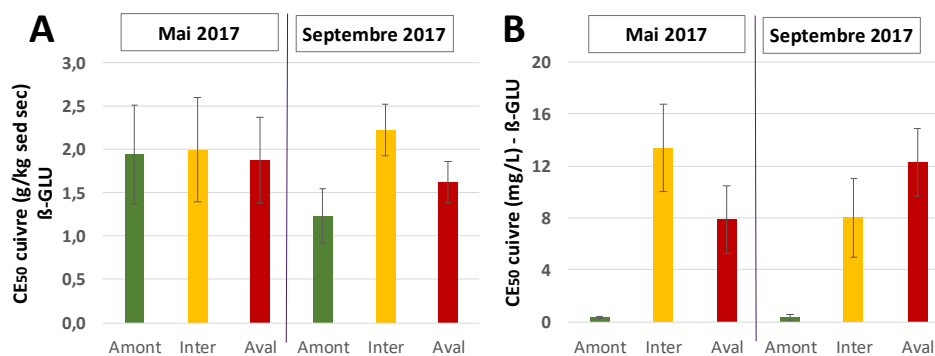


Figure 21 – CE₅₀ : concentrations en cuivre nécessaires pour inhiber, après 4h d'exposition, 50% de l'activité enzymatique β-Glucosidase (β-GLU) des communautés benthiques (A) et périphytiques (B) des 3 stations de l'Ardières (valeur modélisée et intervalle de confiance à 95%)

Dans les sédiments, aucune acquisition de tolérance au cuivre n'est observée d'amont en aval en mai 2017. Les valeurs de CE₅₀, comprises entre 1,8 et 2,0 g/kg sediment sec, sont ainsi très similaires entre les trois stations durant cette campagne (Fig. 21A). En septembre 2017, la tolérance des communautés prélevées dans les sédiments de l'amont diminue, avec une CE₅₀ proche de 1,2 g/kg sediment sec. Les variations spatiales lors de cette campagne témoignent d'une augmentation de la tolérance entre l'amont et la station intermédiaire, où la CE₅₀ est environ 2 fois plus élevée, puis d'une perte de tolérance entre la station intermédiaire et la station aval.

Concernant les communautés périphytiques, les niveaux de tolérance au cuivre mesurés en amont sont très similaires en mai 2017 et septembre 2017 avec des valeurs moyennes de CE₅₀ proches de 0,4 mg/L (Fig. 21B). Lors des deux campagnes, le niveau de tolérance au cuivre augmente très fortement entre l'amont et la station intermédiaire où la CE₅₀ est proche de 13,4 mg/L et 8,0 mg/L en mai et septembre, respectivement. Les niveaux de tolérance mesurés en aval sont également très supérieurs à ceux mesurés en amont mais leur évolution spatiale entre les stations intermédiaire et aval est variable suivant la période d'échantillonnage. Ainsi, entre ces deux stations, la CE₅₀ diminue d'environ 40% en mai alors qu'elle augmente et atteint environ 12 mg/L à l'aval en septembre.

5.7.2 Tolérance au diuron et au glyphosate (périphyton)

L'approche PICT menée dans l'Ardières a été complétée par la mesure des niveaux de tolérance des communautés microbiennes périphytiques à deux herbicides modèles fréquemment détectés dans les cours d'eau : le diuron (Fig. 22A) et le glyphosate (Fig. 22B).

En considérant les trois stations et les deux campagnes d'échantillonnage, toutes les CE₅₀ moyennes obtenues à partir de tests de toxicité du diuron sur l'activité photosynthétique des communautés sont comprises entre 6 et 14 µg/L (Fig. 22A). Elles sont donc relativement similaires car du même ordre de grandeur. On peut toutefois noter qu'en mai 2017, les communautés prélevées à la station intermédiaire sont environ deux fois moins tolérantes au diuron que celles des deux autres stations, alors qu'en septembre, ce sont les communautés de l'amont qui sont caractérisées par le niveau de tolérance le plus faible, environ 1,5 fois inférieur à celui observé aux stations intermédiaire et aval.

Concernant la tolérance au glyphosate, les résultats des tests de toxicité réalisés sur l'activité enzymatique estérase varient en fonction de la campagne d'échantillonnage (Fig. 22B). Ainsi les niveaux de tolérance mesurés en mai 2017, représentés par des CE₅₀ comprises entre 350 mg/L et 500 mg/L selon la station, sont 3 à 4 fois plus élevés que ceux obtenus en septembre 2017. Concernant les variations spatiales, on observe pendant les deux suivis une augmentation graduelle mais relativement légère et non-significative de la tolérance le long du cours d'eau, les CE₅₀ étant multipliées par 1,3 environ entre les stations amont et aval.

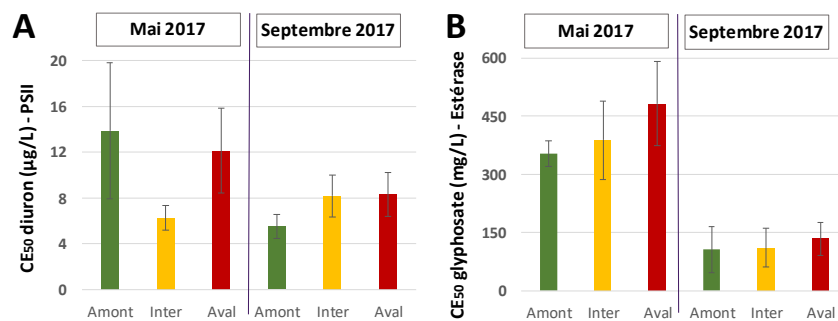


Figure 22 – CE₅₀ : concentrations en diuron (A) et glyphosate (B) nécessaires pour inhiber, après 4h d'exposition, respectivement 50% de l'activité photosynthétique (PSII ; A) et 50% de l'activité enzymatique estérase (B) des communautés périphytiques des 3 stations de l'Ardières (valeur modélisée et intervalle de confiance 95%)

6 Résultats obtenus sur la rivière Tillet

6.1 Evolution spatio-temporelle de la contamination des eaux de surface

6.1.1 Contamination des eaux par les métaux

L'analyse des métaux dans les eaux du Tillet à partir des extraits de DGTs ne met pas en évidence de variations spatio-temporelles marquées (Fig. 23). Ainsi la somme des concentrations mesurées reste relativement faible, comprise entre 10 et 25 µg/L selon la station d'échantillonnage et l'année de prélèvement (Fig. 23A). Les substances qui contribuent principalement à ce total sont le zinc, le fer et, dans une moindre mesure le manganèse.

Le cuivre est quant à lui très peu présent dans les eaux de surface du Tillet, avec des concentrations moyennes inférieures à 0,7 µg/L dans l'ensemble des échantillons (Fig. 23B).

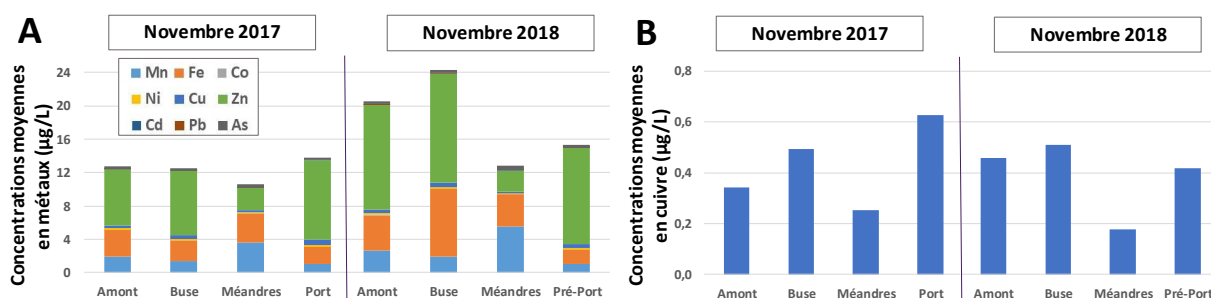


Figure 23 – Concentrations dissoutes moyennes (µg/L) en métaux (A) et en cuivre (B) estimées à partir de DGTs immergées pendant 2 semaines dans les eaux de surface des 4 stations du Tillet

6.1.2 Contamination des eaux par les pesticides

Comme pour les métaux, l'analyse des pesticides dans les eaux du Tillet à partir des extraits de TSPs révèle des concentrations moyennes relativement faibles au cours des deux suivis réalisés (Fig. 24). La somme des concentrations mesurées est ainsi comprise entre 14 et 30 ng/L en novembre 2017 et entre 32 et 49 ng/L en novembre 2018.

Une tendance spatiale est néanmoins observée au cours des deux suivis avec une légère augmentation des concentrations dans la zone aval du Tillet (de la buse jusqu'au port) en comparaison à celles mesurées à la station amont.

Les principales molécules quantifiées parmi la liste des substances recherchées (voir annexe 1) sont des pesticides interdits depuis de nombreuses années (atrazine, carbendazime, diuron) et un de leur métabolite (DCPMU, issu de la dégradation du diuron).

Parmi les substances encore utilisées, on retrouve principalement dans les analyses les fongicides dimétomorphe et tébuconazole ainsi que l'herbicide simazine mais à des concentrations très faibles (< 6 ng/L).

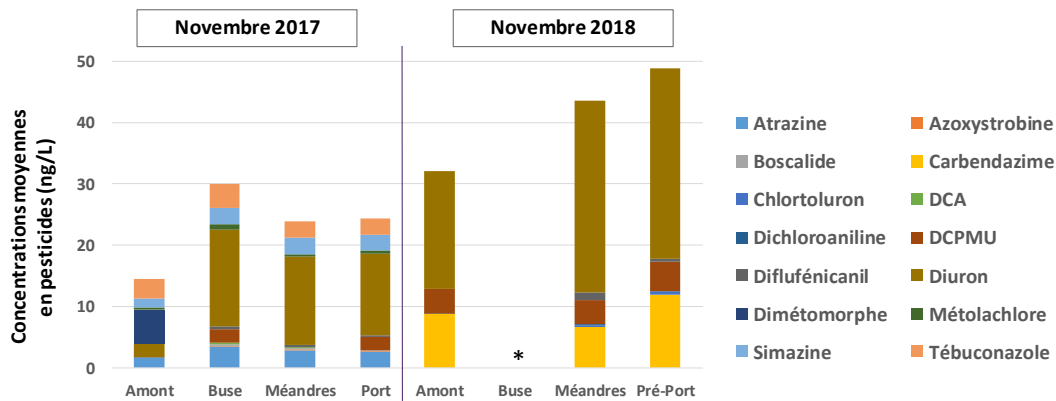


Figure 24 – Concentrations dissoutes moyennes (ng/L) en pesticides (et métabolites) estimées à partir de TSPs immergées pendant 2 semaines dans les eaux de surface des 4 stations du Tillet
(*aucun pesticide détecté du fait d'un problème non identifié)

6.1.3 Contamination des eaux par les substances pharmaceutiques

L'analyse des 23 substances pharmaceutiques à partir des extraits de POCIS immergés dans les eaux du Tillet révèle l'existence d'un gradient spatial marqué (Fig. 25). Ainsi, la somme moyenne des concentrations observées au niveau de l'amont est multipliée par 11 (novembre 2017, environ 315 ng/L) ou par 20 (Novembre 2018, environ 165 ng/L) au niveau de la buse, révélant ainsi l'influence forte des apports urbains au niveau de la ville d'Aix-les-Bains (rejet domestique localisé). Les concentrations dissoutes diminuent ensuite légèrement et graduellement dans la zone aval du Tillet, depuis la buse jusqu'au port.

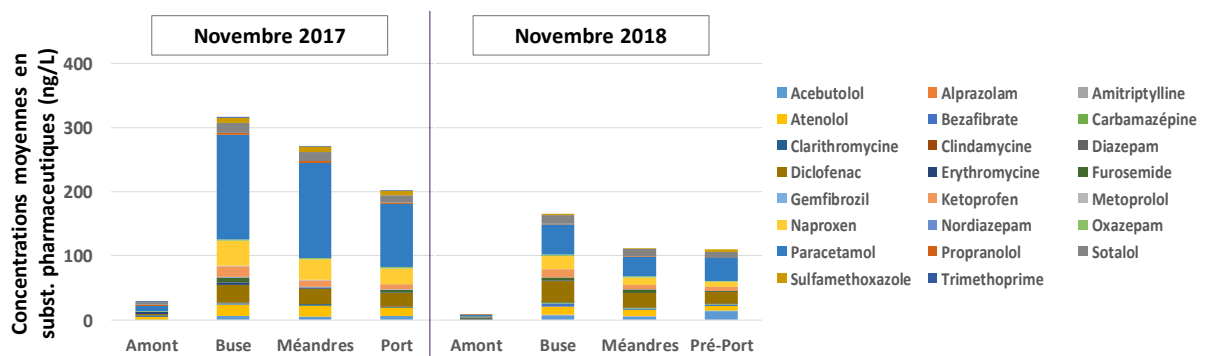


Figure 25 – Concentrations dissoutes moyennes (ng/L) en substances pharmaceutiques estimées à partir de POCIS immergés pendant 2 semaines dans les eaux de surface des 4 stations du Tillet

Quantitativement, les substances qui sont principalement responsables de la contamination mesurée en 2017 et 2018 en aval d'Aix-les-Bains sont le paracétamol (antalgique et antipyrétique), le diclofénac (anti-inflammatoire non stéroïdien) et le naproxène (anti-inflammatoire non stéroïdien).

6.1.4 Contamination thermique des eaux

L'analyse de la température des eaux du Tillet, à l'aide de mesures en continu (enregistrement chaque heure pendant une période de 3 semaines précédant l'échantillonnage des sédiments), a mis en évidence les deux années une hausse importante de température (+10°C environ) entre la station amont et la station buse suggérant une pollution thermique au niveau de la ville d'Aix les Bains, possiblement due, au moins pour partie, aux rejets des thermes (Tableau 4, Curt et Lamotte, 2004).

Ainsi, les valeurs mesurées en novembre 2017 et novembre 2018 en amont sont proches de 10°C alors qu'elles atteignent respectivement 19,0°C et 20,3°C en 2017 et 2018 au niveau de la buse. Une diminution spatiale graduelle mais légère (<2°C) est ensuite observée depuis la buse jusqu'au port.

| Station | Température moyenne mesurée en novembre 2017 (°C) | Température moyenne mesurée en novembre 2018 (°C) |
|----------|---|---|
| Amont | 9,7 | 10,4 |
| Buse | 19,0 | 20,3 |
| Méandres | 18,2 | 19,2 |
| Pré-port | nm | 18,7 |
| Port | 17,6 | Nm |

Tableau 4 – Température moyenne de l'eau pendant les 3 semaines précédant l'échantillonnage des sédiments dans le Tillet (mesure en continu à partir d'enregistrements horaires) – nm= non mesuré

6.2 Evolution spatio-temporelle de la contamination des sédiments superficiels (et des MES)

6.2.1 Caractéristiques générales des sédiments

Les caractéristiques granulométriques des sédiments du Tillet et leur teneur en matière organique sont très variables suivant la station considérée (Tableau 5). Au niveau des stations amont et méandres, les sédiments superficiels sont ainsi majoritairement constitués de particules <200 µm tandis que les stations buse et pré-port sont plutôt caractérisées par du sable moyen et grossier (>200 µm). Dans la partie lotique du Tillet, c'est la station amont qui présente le plus fort taux de matière organique estimé par perte au feu ou par dosage du COP.

Les mesures effectuées en 2017 montre une accumulation de la matière organique au niveau du port, dont les sédiments de surface sont constitués en grande majorité de sable fin (>40%) et d'argile et de limon (>20%) avec un taux de matière organique estimé par perte au feu (~10%) et dosage du COP (~6%) très supérieur à ceux mesuré dans les trois stations situées en zone lotique.

| | | % Sable grossier > 500 µm | % Sable moyen 200-500 µm | % Sable fin 50-200 µm | % Argile, limon < 50 µm | % Matière organique perte au feu | % Humidité | % Carbone organique particulaire |
|---------------|----------|------------------------------|-----------------------------|--------------------------|----------------------------|-------------------------------------|------------|-------------------------------------|
| Novembre 2017 | Amont | 10,3 | 18,1 | 37,1 | 34,4 | 6,2 | 41,8 | 3,0 |
| | Buse | 51,2 | 43,2 | 4,4 | 1,2 | 2,2 | 27,4 | 2,8 |
| | Méandres | 4,7 | 33,7 | 51,6 | 8,3 | 3,8 | 34,3 | 1,5 |
| | Port | 8,4 | 27,2 | 41,3 | 23,2 | 9,6 | 54,4 | 6,3 |
| | MES | | | | | | | 13,0 |
| Novembre 2018 | Amont | 19,3 | 28,9 | 38,7 | 13,1 | 4,2 | 40,6 | 7,1 |
| | Buse | 33,1 | 50,5 | 14,6 | 1,8 | 2,2 | 29,0 | 1,8 |
| | Méandres | 8,8 | 40,9 | 44,5 | 5,8 | 3,2 | 32,2 | 1,6 |
| | Pré-Port | 36,4 | 32,8 | 23,4 | 7,4 | 3,8 | 33,4 | 2,0 |
| | MES | | | | | | | 6,5 |

Tableau 5 – Pourcentages moyens obtenus à partir de l'étude de la granulométrie des sédiments superficiels de l'Ardières et de leur taux de matière organique, d'humidité et de carbone organique particulaire (mesuré également dans les MES échantillonnées par le piège à particules au niveau de la station méandres)

6.2.2 Contamination des sédiments (et des MES) par les métaux

A l'exception du port, qui accumule dans ses sédiments de plus grandes quantités de métaux et ce, quelle que soit la substance considérée, les profils de contamination métallique observés sur l'ensemble des stations (amont, buse, méandres et pré-port) lors des deux campagnes d'échantillonnage (novembre 2017 et 2018) sont relativement comparables entre eux (Fig. 26). Dans ces 4 stations, les concentrations totales mesurées en 2017 et 2018 sont comprises entre 11,3 et 15,0 g/kg de sédiment sec alors qu'elles dépassent 21 g/kg dans le port en novembre 2017 (Fig. 26A et B). Cependant, si on ne tient pas compte de l'aluminium, du fer et du manganèse, qui sont des constituants élémentaires des sédiments et qui sont donc quantitativement majoritaires, la concentration totale des 8 éléments mesurés est de l'ordre de 120 à 190 mg/kg dans la zone lotique et proche de 480 mg/kg dans le port (Fig. 26B). Quantitativement, la substance qui contribue le plus à cette contamination métallique des sédiments superficiels du Tillet sur le linéaire est le zinc (Zn).

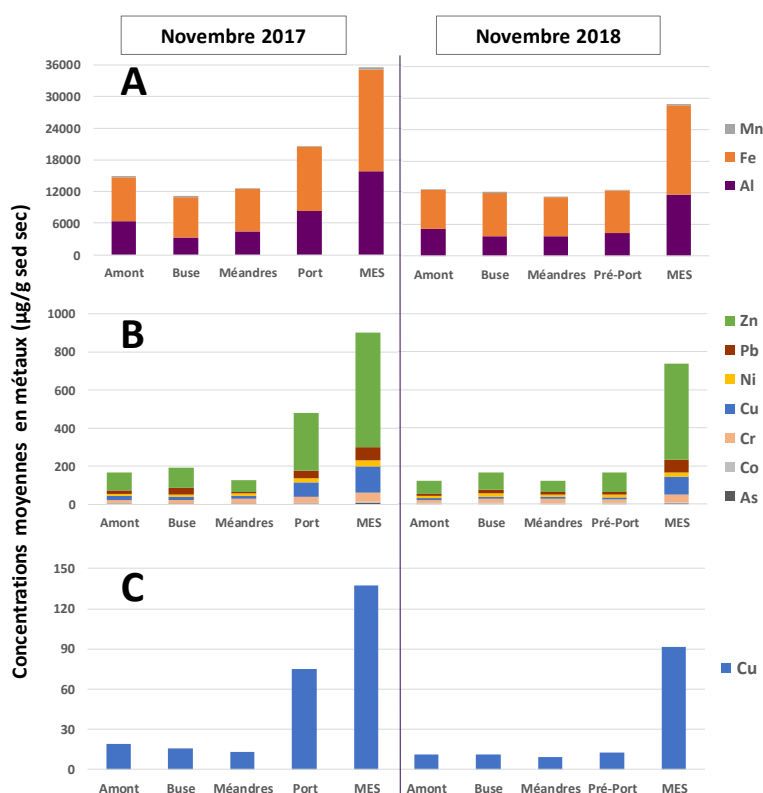


Figure 26 – Concentrations moyennes (µg/g sed sec) en Fe et Al (A), en autres métaux (B) et en Cu (C) dans les sédiments superficiels des 4 stations et dans les matières en suspension (MES) du Tillet

Le cuivre ne représente quantitativement qu'une très faible proportion des concentrations totales en métaux mesurées dans les sédiments superficiels du Tillet (Fig. 26C).

Dans les sédiments des stations situées en amont du port, les concentrations en cuivre sont légèrement plus élevées en novembre 2017 (13,1 à 19,4 µg/g sed sec, avec une légère diminution graduelle de l'amont jusqu'au méandres) qu'en 2018 (8,7 à 12,7 µg/g sed sec, sans tendance spatiale). En 2017, elle est cependant 4 à 6 fois supérieures dans le port, où elle dépasse 75 µg/g sed sec.

La distribution des différents contaminants métalliques dans la fraction spécifiquement liée aux MES est très comparable à celle observée dans les sédiments superficiels. Cependant, les concentrations en métaux associés aux MES sont environ 2,5 à 3 fois plus importantes que celles mesurées dans les sédiments superficiels de la station méandres, où elles ont été collectées à l'aide du piège à particules, et environ 2 fois plus élevées que celles mesurées dans le port. Comme expliqué précédemment concernant l'Ardières, cette différence s'explique principalement par le fait que les MES sont des particules fines et riches en matière organique (voir pour exemple les teneurs en COP ; Tableau 5).

6.2.3 Contamination des sédiments (et des MES) par les PCBs

Les niveaux de contamination des sédiments du Tillet par les PCBs sont relativement stables d'une année à l'autre mais ils sont très variables en fonction de la station considérée (Fig. 27A).

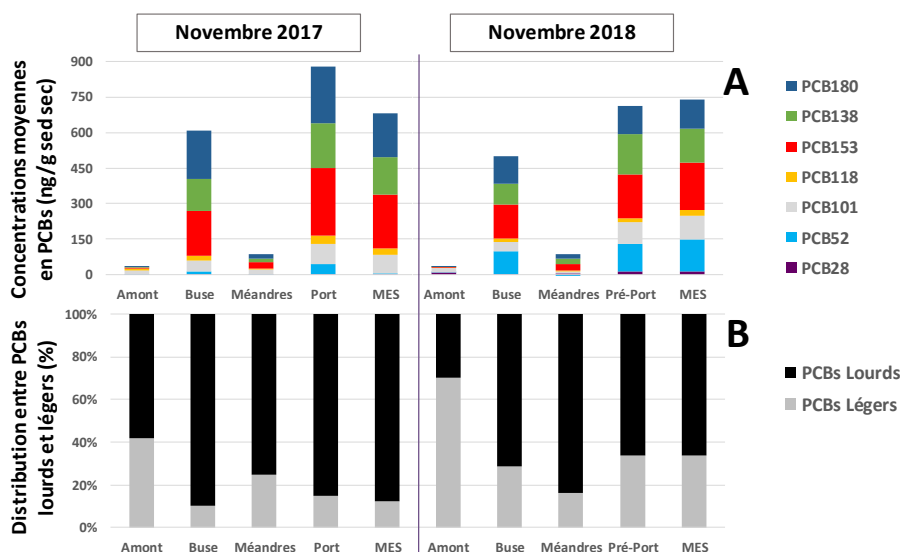


Figure 27 – Concentrations moyennes ($\mu\text{g/g sed sec}$) des 7 PCBs indicateurs (A) et répartition entre PCBs lourds et légers (B) dans les sédiments superficiels des 4 stations et dans les matières en suspension (MES) du Tillet

La station la moins contaminée par ces substances est la station amont qui présente des concentrations totales pour les 7 PCBs indicateurs proches de $36 \mu\text{g/kg}$ de sédiment sec en 2017 et 2018. Au niveau de la buse, ces concentrations explosent puisqu'elles atteignent environ 600 et $500 \mu\text{g/kg sed sec}$ en 2017 et 2018 respectivement. Elles augmentent encore dans la zone la plus en aval située au niveau du port ($876 \mu\text{g/kg sed sec}$ en 2017) et du pré-port ($712 \mu\text{g/kg sed sec}$ en 2018). Les concentrations mesurées sur ces deux sites sont supérieures (port) ou comparables (pré-port) à celles mesurées dans les MES qui sont pourtant plus riches en matières organiques (Tableau 5). A l'inverse, la zone intermédiaire située au niveau de la station méandres n'accumule pas (ou peu) de PCBs puisque la concentration totale des 7 PCBs indicateurs, qui est proche de $85 \mu\text{g/kg sed sec}$ au cours des deux années, est dix fois inférieure à celle mesurée dans le port en 2017.

La distribution entre PCBs lourds et PCBs légers est également assujettie à des variations spatiales marquées (Fig. 27B). Celles-ci se caractérisent en particulier par une proportion beaucoup plus importante de PCBs lourds à la buse et en aval qu'en amont. Cela est vérifié au cours des deux années mais le phénomène est plus marqué en 2018 (environ 30% de PCBs lourds en amont contre 72% au niveau de la buse) qu'en 2017 (58% vs 90% au niveau de la buse).

Bien que variable d'une année sur l'autre, le ratio PCBs lourds/PCBs légers est similaire dans les sédiments des stations buse, pré-port et port, ainsi que dans les MES. A l'opposé, il se distingue au niveau des méandres où la proportion de PCBs légers observée est 2 fois plus élevée qu'à la buse et au port en 2017 et est 2 fois plus faible qu'à la buse et au pré-port en 2018.

6.2.4 Contamination des sédiments (et des MES) par les HAPs

Dans les sédiments du Tillet, les concentrations en HAPs mesurées sont relativement stables d'une année sur l'autre (Fig. 28A). D'un point de vue spatial, elles sont assez comparables en amont et au niveau de la buse, avec des concentrations totales proches de 2 mg/kg sed sec . Elles diminuent ensuite dans la partie aval du Tillet, jusqu'à la station pré-port (environ $1,4 \text{ mg/kg sed sec}$ en 2018) mais elles augmentent fortement dans les sédiments du port (environ $4,9 \text{ mg/kg sed sec}$ en 2017) où les HAPs s'accumulent.

Les substances lourdes sont prédominantes et représentent quantitativement 79% à 92% de la somme des HAPs en 2017, et 66% à 93% de cette somme en 2018 (Fig. 28B). En 2017, le ratio HAPs lourds/HAPs légers est relativement stable spatialement sur le linéaire du Tillet situé en amont du port (depuis l'amont jusqu'à la station méandres) alors qu'on observe en 2018 une augmentation progressive de la proportion de HAPs légers depuis l'amont (environ 7%) jusqu'à la station pré-port (environ 34%).

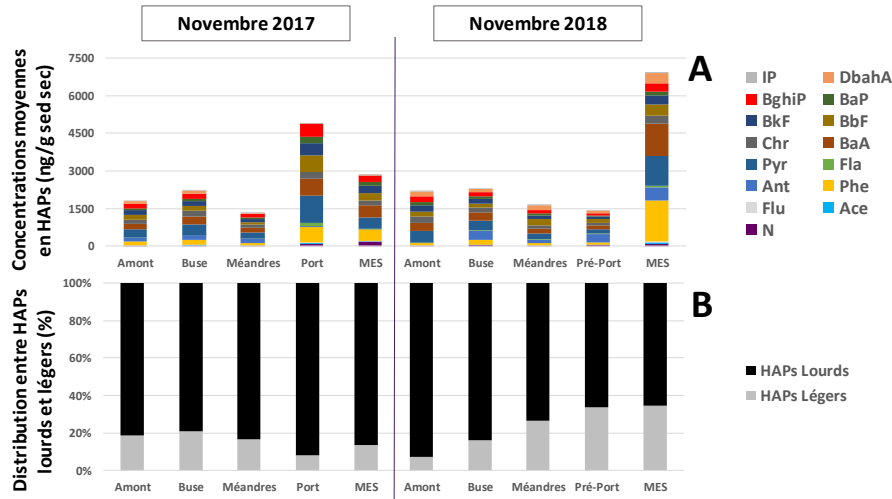


Figure 28 – Concentrations moyennes ($\mu\text{g/g sed sec}$) en HAPs (A) et répartition entre HAPs lourds et légers (B) dans les sédiments superficiels des 4 stations et dans les matières en suspension (MES) du Tillet

Comme pour les métaux et les PCBs, les MES piégées au niveau de la station méandres au cours des deux campagnes sont caractérisées par des concentrations en HAPs beaucoup plus élevées que celles mesurées dans les sédiments superficiels localisés à proximité (Fig. 28A). La quantité de HAPs fixés aux MES piégées est cependant beaucoup plus importante en 2018 (environ 6,9 mg/kg sed sec) qu'en 2017 (environ 4,9 mg/kg sed sec). Cela s'explique notamment par l'augmentation forte de la concentration en phénanthrène entre 2017 (0,4 mg/kg sed sec) et 2018 (1,4 mg/kg sed sec) qui induit dans le même temps une augmentation de la proportion des HAPs légers (83% à 93% ; Fig. 28B).

6.3 Structure et diversité des communautés microbiennes benthiques

L'évolution spatio-temporelle de la structure des communautés bactériennes présentes naturellement dans les sédiments superficiels du Tillet a été appréhendée par la méthode d'empreinte moléculaire ARISA. L'analyse NMDS qui en résulte met en évidence l'influence prépondérante du gradient spatial sur la structure de ces communautés qui sont séparées les unes des autres en fonction de leur station d'origine (Fig. 29).

Pour une même station, l'absence de séparation nette entre les communautés prélevées en novembre 2017 et celles prélevées en novembre 2018 suggère une influence limitée de l'effet temporel d'une année à l'autre sur la structure de ces communautés.

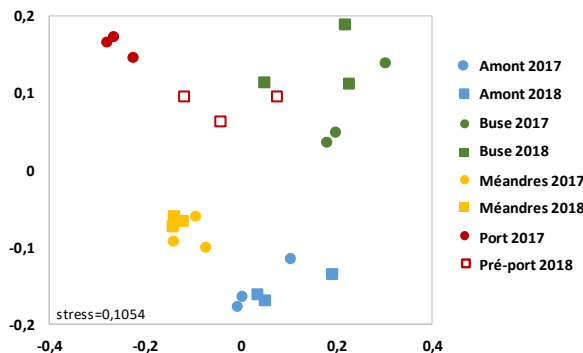


Figure 29 – Analyse par NMDS de la variation spatio-temporelle de la structure des communautés microbiennes benthiques du Tillet (bactéries et archées) appréhendée par une approche ARISA

6.4 Potentiel fonctionnel des communautés microbiennes benthiques

6.4.1 Activités enzymatiques impliquées dans la dégradation de matière organique

L'évolution spatio-temporelle de l'activité β -GLU dans les sédiments du Tillet (Fig. 30A) est relativement similaire à celle de la Paise (Fig. 30C). Ainsi, pour ces deux types d'activités, on observe des valeurs relativement comparables d'une année sur l'autre avec une légère diminution entre la station amont et la buse, puis une augmentation graduelle dans la partie aval du Tillet (de la buse à la station pré-port) avant une très forte stimulation au niveau du port. Les niveaux d'activités mesurés dans le port en 2017 pour la β -GLU et la Paise sont ainsi respectivement 5 et 9 fois plus importants que ceux mesurés au niveau de la buse.

Concernant l'activité LAP, les valeurs observées en 2017 sont relativement comparables entre l'ensemble des stations d'échantillonnage (Fig. 30B). En amont et au niveau de la buse, elles sont assez stables d'une année à l'autre. En 2018, elles ont tendance à diminuer légèrement dans la zone aval située entre la buse et le pré-port.

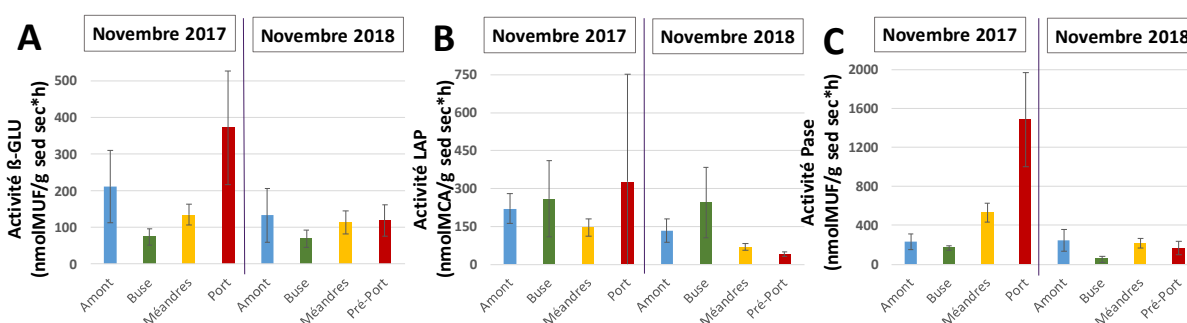


Figure 30 – Potentiel d'activités enzymatiques β -Glucosidase (β -GLU, A), leucine-aminopeptidase (LAP, B) et phosphatase (Pase, C) des communautés microbiennes benthiques du Tillet (Moyenne et écart-type, n=3)

6.4.2 Activités de respiration, dénitrification et méthanogénèse

Pour une même station d'échantillonnage, les niveaux d'activité de respiration (Fig. 31A) et de dénitrification (Fig. 31B) dans les sédiments superficiels du Tillet sont relativement comparables entre novembre 2017 et novembre 2018. D'un point de vue spatial, ces activités sont relativement stables entre l'amont et la buse puis elles augmentent légèrement dans la zone des méandres et du pré-port avant d'atteindre un pic dans le port (multiplication par 5 à 6 du potentiel de respiration et de dénitrification entre la buse et le port en 2017).

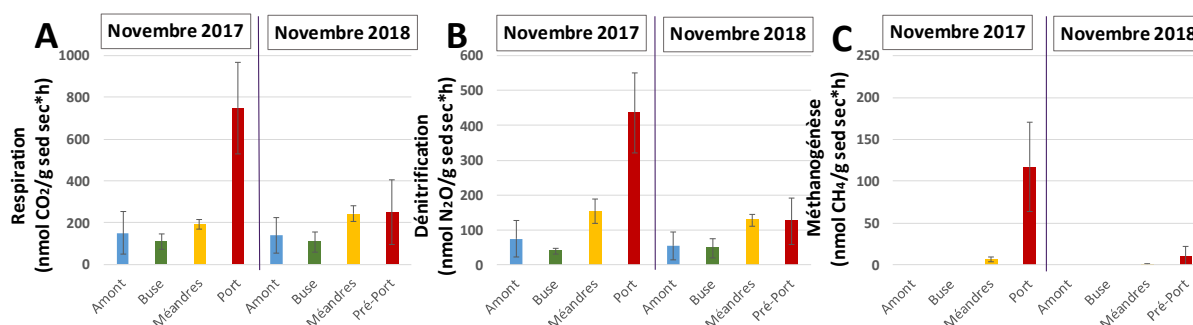


Figure 31 – Potentiel de respiration (A), dénitrification (B) et méthanogénèse (C) des communautés microbiennes benthiques du Tillet (Moyenne et écart-type, n=3) – L'absence de valeur indique l'absence de détection

Au cours des deux campagnes, aucune activité de méthanogénèse n'a été détectée dans les sédiments superficiels des stations amont et buse (Fig. 31C). Cette activité reste très faible (0,5 à 11 nmol CH₄/g sed sec/h) au niveau des stations méandres et pré-port avant d'être fortement stimulée au niveau du port (117 nmol CH₄/g sed sec/h en 2017).

6.4.3 Abondance de gènes impliqués dans la dénitrification et la méthanogénèse

Compte tenu de problèmes techniques (liés à une panne du thermocycleur), la quantification des gènes d'intérêt dans les communautés benthiques du Tillet n'a pu être réalisée que pour la campagne de novembre 2017 (Fig. 32).

Au cours de cette campagne, l'abondance du gène codant l'ARN ribosomal 16S, qui est un proxy de l'abondance bactérienne, est relativement stable entre les 4 stations, avec une valeur moyenne comprise entre $1,2 \cdot 10^8$ et $4,5 \cdot 10^8$ copies/g sed frais selon l'échantillon considéré (Fig. 32A). On observe cependant une légère augmentation entre les stations amont et méandres (puis une stabilisation au niveau du port).

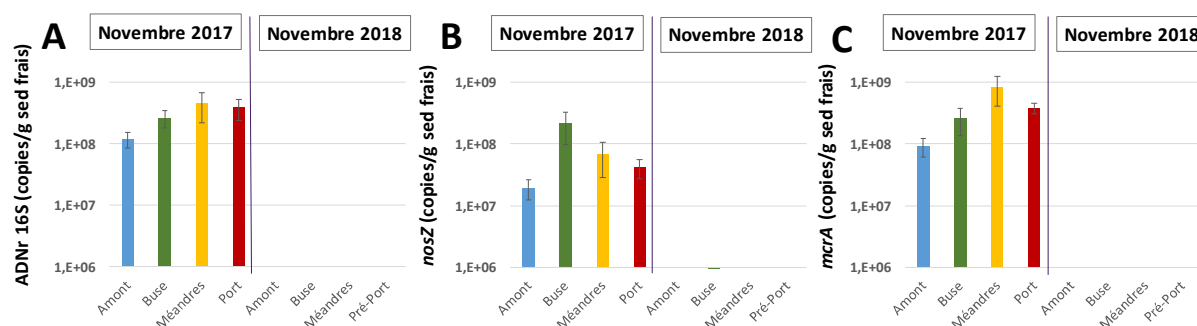


Figure 32 – Abondance des gènes ADNr 16S (A), nosZ (B) et mcrA (C) au sein des communautés microbiennes benthiques du Tillet (Moyenne et écart-type, n=3) – L'absence de valeur indique l'absence de mesure

Une tendance assez similaire mais plus marquée est observée pour le gène *mcrA*, impliqué dans la méthanogénèse. Ainsi son abondance augmente graduellement jusqu'à la station méandres ($4,5 \cdot 10^8$ copies/g sed frais), où elle est environ 10 fois plus importante qu'en amont (Fig. 32C).

Le gène *nosZ* impliqué dans la dénitrification voit quant à lui son abondance être multipliée par plus de 10 entre l'amont ($0,2 \cdot 10^8$ copies/g sed frais) et la buse ($2,2 \cdot 10^8$ copies/g sed frais) avant de diminuer progressivement jusqu'au port ($0,2 \cdot 10^8$ copies/g sed frais) (Fig. 32B).

6.5 Analyse taxonomique des invertébrés benthiques (oligochètes)

Les résultats détaillés des analyses taxonomiques (nombre de spécimens par taxons d'oligochètes) réalisées à partir des deux campagnes de prélèvement effectuées dans le Tillet sont disponibles en Annexe 2. Les différents indicateurs oligochètes dérivés de ces analyses suite aux 2 campagnes de novembre 2017 et novembre 2018 sont indiqués dans le Tableau 6.

| | Novembre 2017 | | | Novembre 2018 | | |
|--|---------------|----------|------|---------------|----------|----------|
| | Amont | Méandres | Port | Amont | Méandres | Pré-port |
| Nombre de taxons (oligochètes) | 8 | 16 | 9 | 9 | 14 | 14 |
| % de tubificidés avec soies | 79 | 32 | 27 | 73 | 36 | 5 |
| % de tubificidés sans soies | 11 | 37 | 71 | 24 | 26 | 54 |
| indice IOBS | 1.0 | 4.3 | 1.3 | 1.2 | 3.9 | 2.6 |
| % de taxons résistants | 90 | 69 | 99 | 97 | 62 | 60 |
| % de taxons assez résistants | 1 | 2 | 1 | 1 | 18 | 40 |
| % de taxons sensibles | 9 | 29 | 0 | 2 | 20 | 0 |
| Densité d'oligochètes (ind./0,1 m ²) | 1181 | 4875 | 9000 | 2125 | 3250 | 333 |

Tableau 6 – Résultats des variables oligochètes obtenues par relevé dans le Tillet

- La station 'Buse' n'a pas été considérée pour ces analyses

La qualité biologique indiquée par l'étude des peuplements d'oligochètes est, lors des deux campagnes, meilleure à la station méandres qu'aux deux autres stations (Tableau 4). A la station méandres, le pourcentage de taxons sensibles ($\geq 20\%$) et le nombre de taxons (14 et 16) sont relativement élevés. Au niveau de la station Pré-Port en novembre 2018, même si la qualité biologique indiquée par l'IOBS est moyenne, seuls des taxons résistants et assez résistants y ont été rencontrés, ce qui permet de suspecter une pollution importante au niveau de ce site.

Les pourcentages de tubificidés sans soies capillaires sont nettement plus élevés lors des deux campagnes au niveau de la station la plus en aval (port ou pré-port selon l'année considérée) en comparaison à ceux obtenus aux stations méandres et amont. Cela indique une plus forte pression de contamination au niveau de cette station. L'échantillonnage réalisé en 2017 dans le port révèle également une densité d'oligochètes particulièrement élevée (9000 individus par $0,1 \text{ m}^2$) qui traduit une forte pollution par la matière organique. En cohérence avec les taux de matières organiques mesurées (Tableau 6), cela n'est pas vérifié en 2018 au niveau de la station pré-port qui est caractérisée par une densité plus faible d'oligochètes, proche de 330 individus par $0,1 \text{ m}^2$ lors de l'échantillonnage.

6.6 Activités de dégradation de matière organique particulaire dans la zone benthique

6.6.1 Activité de dégradation en zone benthique superficielle

La figure 33 illustre l'activité de dégradation de matière organique particulaire dans les sédiments superficiels du Tillet, mesurée à l'aide de pastilles artificielles placées respectivement dans des sacs de mailles fines $<250\mu\text{m}$ (pour cibler quasi exclusivement la dégradation microbienne ; Fig. 33A et C) ou des sacs de mailles larges $<5\text{mm}$ (pour tenir compte également du rôle des invertébrés ; Fig. 33B et D). En absence de normalisation par la température, les taux bruts de dégradation mettent en évidence des niveaux d'activité plus élevés dans la zone aval du Tillet (de la buse au port) en comparaison à la station amont (Fig. 33A et B).

Ces différences spatiales sont beaucoup moins marquées lorsque les taux de dégradation sont normalisés en fonction de la durée de la période d'enfouissement dans le sédiment et de la température moyenne de l'eau durant celle-ci (exprimé en $\%/^\circ\text{C}/\text{jour}$, Fig. 33C et D). Cela s'explique notamment par la hausse sensible de température ($+10^\circ\text{C}$ environ) entre l'amont (environ 10°C en novembre 2017 et 2018) et la zone aval du Tillet, de la buse jusqu'au port ($17,6^\circ\text{C}$ à $20,3^\circ\text{C}$ selon la station et selon l'année).

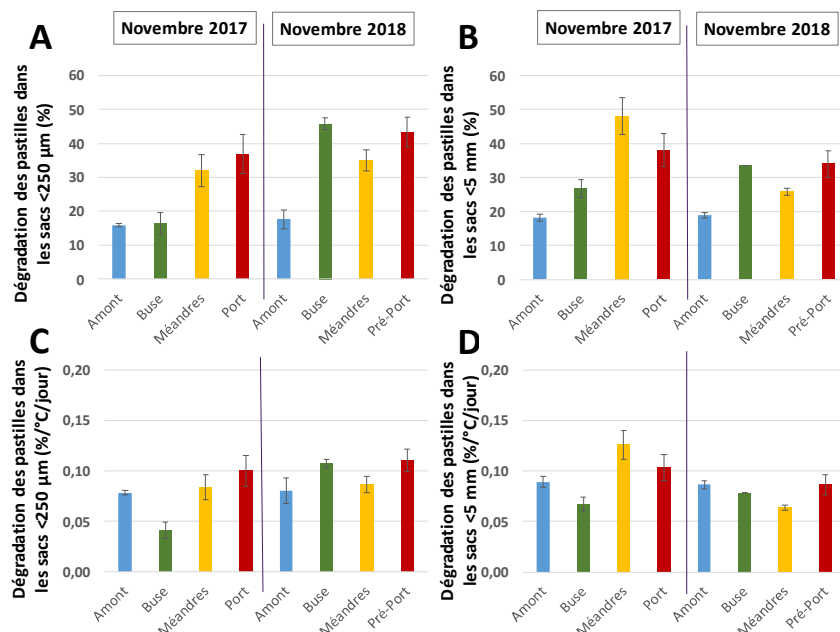


Figure 33 – Activités de dégradation des pastilles dans les sacs de mailles fines $<250\mu\text{m}$ (A, C) et les sacs de mailles larges $<5\text{mm}$ (B, D) exprimées en % (A, B) et en $\%/^\circ\text{C}/\text{jour}$ (C, D) dans les quatre stations du Tillet (Moyenne et écart-type, $n=3$)

D'une année sur l'autre, les taux de dégradation normalisés mesurés dans les mailles fines (Fig. 33C) et les mailles larges (Fig. 33D) sont relativement stables au niveau de la station amont, où ils sont de l'ordre de 0,08 et 0,09 %/°C/jour, respectivement. La faible différence observée entre les deux types de mailles suggère une faible contribution de l'activité des macroorganismes à l'activité mesurée au niveau de la station amont. Ce constat est confirmé au niveau des quatre autres stations situées dans la partie aval du Tillet (de la buse au port) puisque peu de différence est observée entre les deux types de mailles et ce, quelle que soit l'année considérée. Cependant, dans certains cas, les taux de dégradation mesurés dans les sacs à large mailles sont inférieurs à ceux observés en présence de petites mailles. Ce résultat peut remettre en question le choix des mailles utilisées. Il est notamment possible de soupçonner une éventuelle pénétration de petits organismes « non microbiens » dans les sacs de mailles fines.

Dans ce type de sac, la dynamique spatiale varie en fonction de l'année considérée (Fig. 33C). Ainsi, en 2018, les niveaux d'activité normalisés sont relativement comparables entre les 4 stations. Au contraire, en 2017, on observe une baisse d'activité entre l'amont et la buse, puis une augmentation graduelle mais sensible (multiplication par un facteur de 2,5 environ) dans la partie aval, depuis la buse jusqu'au port.

6.6.2 Profils verticaux de dégradation

La prise en considération de la partie plus profonde des sédiments (jusqu'à 8 cm sous leur surface), à l'aide des baits lamina, met en évidence une différence très nette entre les taux de dégradation mesurés en amont et ceux mesurés au niveau de la buse et ce, quelle que soit l'unité choisie (% bruts ; Fig. 34A ; ou % normalisés par la température ; Fig. 34B).

En fonction de l'année considérée, les taux bruts sont ainsi multipliés par un facteur 4 à 17 environ entre ces deux stations et les taux normalisés, par un facteur 2 à 9 environ. Cette différence s'explique en grande partie par des niveaux d'activité très faibles en amont et ce, quelle que soit la profondeur considérée (à l'exception du 1^{er} centimètre en 2017) (Fig. 35).

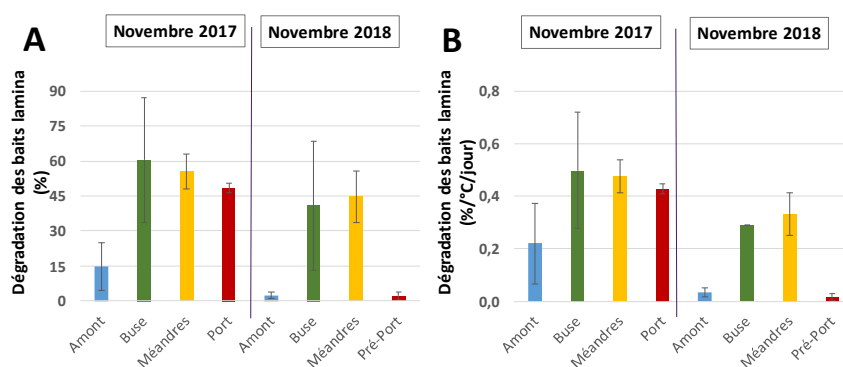


Figure 34 – Activité de dégradation totale des baits lamina exprimées en % (A) et en %/°C/jour (B) dans les quatre stations du Tillet (Moyenne et écart-type, n=3)

En 2017, les valeurs totales de dégradation des baits lamina sont très similaires depuis la buse jusqu'au port (Fig. 34). L'analyse des profils verticaux révèle que cette similitude est globalement vérifiée sur l'ensemble de la profondeur considérée (Fig. 35).

En 2018, les stations buse et méandres sont à nouveau caractérisées par des niveaux d'activité très comparables (tant de manière globale qu'au niveau de la verticalité) mais une baisse marquée de celle-ci est observée au niveau de la station pré-port, qui présente des niveaux d'activité proches de ceux mesurés au niveau de la station amont, et qui sont très faibles, depuis la surface jusqu'à la profondeur de 8 cm (Fig. 35).

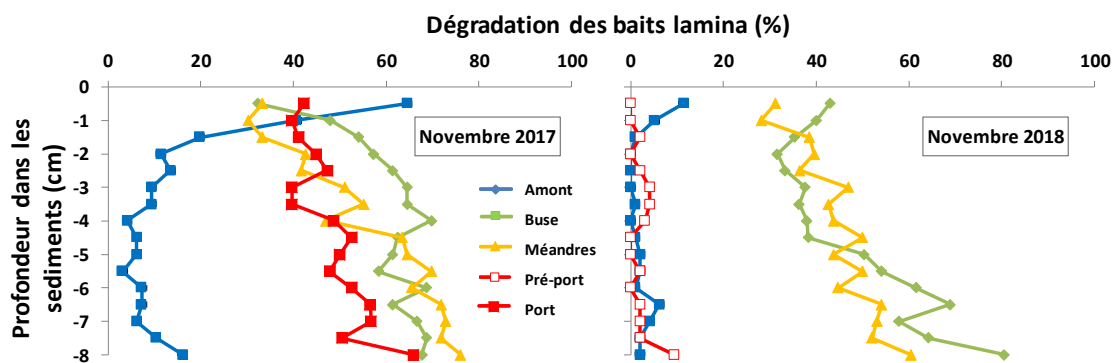


Figure 35 – Distribution verticale de l'activité moyenne de dégradation des baits lamina (exprimée en %) en fonction de la profondeur dans les sédiments des quatre stations du Tillet

6.7 Tolérance des communautés microbiennes périphytiques aux contaminants (cuivre, diuron et glyphosate)

L'approche PICT visant à mesurer et comparer les niveaux de tolérance des communautés microbiennes hétérotrophes du Tillet à 3 contaminants modèles (cuivre, diuron et glyphosate) a été mise en œuvre uniquement avec les communautés périphytique (Fig. 35).

Les résultats obtenus avec le cuivre (en prenant l'activité β -GLU comme descripteur d'effet) sont très variables d'une année sur l'autre (Fig. 36A). Ainsi, en novembre 2017, les valeurs de CE_{50} , qui varient entre 24 et 36 mg/L selon la station, sont relativement comparables entre les 4 stations. A l'inverse, en novembre 2018, elles augmentent entre l'amont (environ 11 mg/L) et la buse (environ 29 mg/L) et atteignent des valeurs supérieures à 100 mg/L aux stations méandres et pré-port, ce qui suggère une forte hausse des niveaux de tolérance au cuivre dans la partie la plus en aval du Tillet.

Concernant le diuron, les mesures n'ont été réalisées qu'en novembre 2018 (Fig. 36B). Elles mettent en évidence des niveaux de tolérance très comparables entre les différentes stations, avec des CE_{50} fluctuant entre 6 et 11 μ g/L sur la base de la mesure de l'activité photosynthétique.

L'absence d'une tendance spatiale marquée est également observée concernant la tolérance au glyphosate, appréhendée uniquement en novembre 2017 (Fig. 36C). A partir de mesures de l'activité estérase, les CE_{50} sont comprises entre 374 et 550 mg/L avec des intervalles de confiance relativement larges qui excluent la mise en évidence de différences nettes entre les stations.

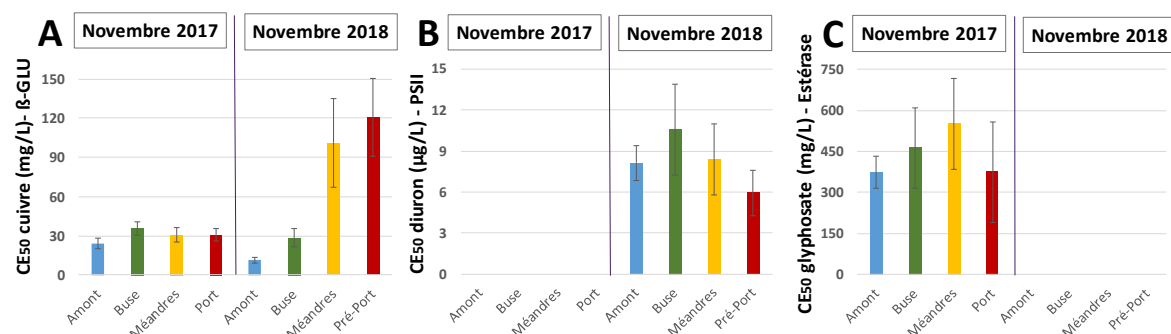


Figure 36 – CE_{50} : concentrations en cuivre (A), diuron (B) et glyphosate (C) nécessaires pour inhiber, après 4h d'exposition, respectivement 50% de l'activité enzymatique β -Glucosidase (β -GLU ; A), de l'activité photosynthétique (PSII ; B) et de l'activité enzymatique estérase (C) des communautés périphytiques des 4 stations du Tillet (valeur modélisée et intervalle de confiance à 95%)– L'absence de valeur indique l'absence de mesure

7 Signature chimique et distribution des contaminants dans les deux cours d'eau

7.1 Les deux cours d'eau sont caractérisés par des signatures chimiques complexes (multicontamination) et différenciées

A notre connaissance, le projet CommuSED est le premier à mettre en œuvre l'étude simultanée de 5 grandes classes de contaminants (pesticides, métaux, substances pharmaceutiques, PCBs et HAPs) dans le compartiment dissous (à l'aide d'échantillonneurs passifs) et/ou sédimentaire (ainsi que dans les MES), tant dans l'Ardières que dans le Tillet.

Il a ainsi permis de rechercher dans ces deux rivières 79 substances (Annexe 1), incluant 15 HAPs (sédiments), 7 PCBs (sédiments), 10 métaux (dissous et sédiments), 24 pesticides et métabolites (dissous) et 23 substances pharmaceutiques (dissous).

Bien que loin d'être exhaustif, ce large panel a permis de mettre en évidence la grande diversité des substances présentes dans les deux cours d'eau (Fig. 37) dans lesquels les 5 grandes classes de contaminants sont détectées, et ce, quelle que soit la station d'échantillonnage considérée (incluant les stations situées les plus en amont). Cela illustre clairement le fait que la plupart des cours d'eau sont soumis à des pressions chimiques de type « multicontamination », y compris dans des zones géographiques qui semblent *a priori* peu impactées par la pression anthropique, comme par exemple la station amont de l'Ardières.

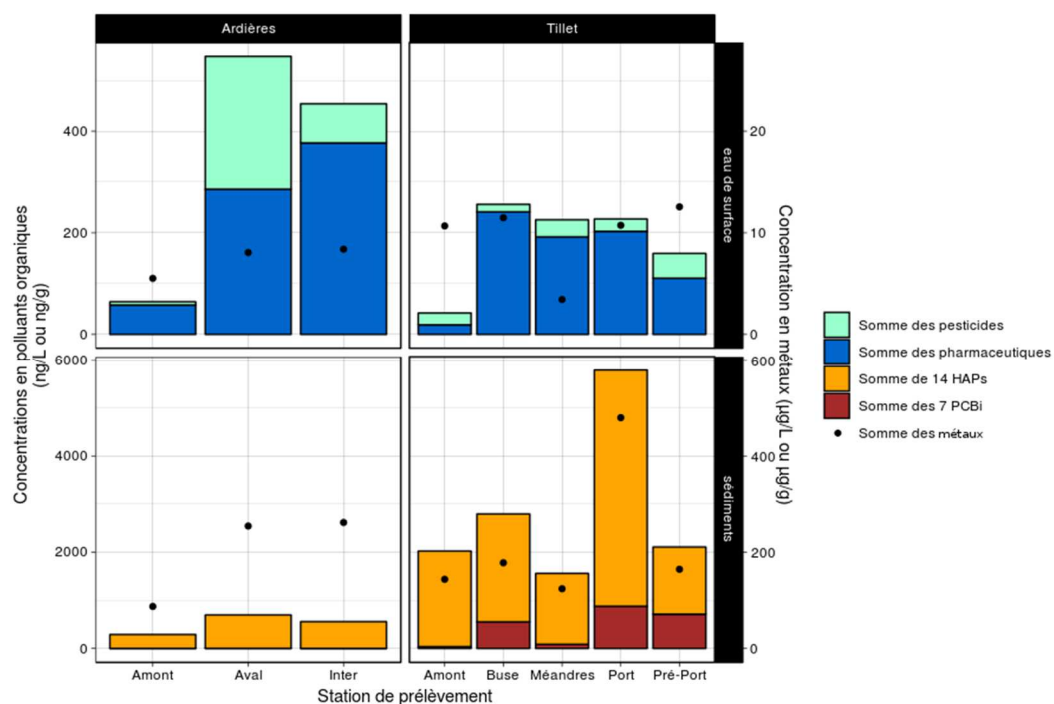


Figure 37 – Concentrations en pesticides (en vert), en résidus pharmaceutiques (en bleu), en HAPs (en orange), en PCBs (en rouge) et en métaux (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn ; points noirs) dans l'eau et les sédiments des différents sites étudiés des rivières Ardières et Tillet. Les valeurs indiquées sont la moyenne des prélèvements faits sur ces 2 rivières.

Malgré la présence de contaminants sur l'ensemble des stations d'échantillonnage, incluant celles les plus en amont, le choix de celles-ci a permis de mettre en évidence dans chacun des cours d'eau un gradient de contamination qui reflète la pression anthropique s'exerçant sur leur bassin versant. Compte tenu des spécificités des deux bassins versants étudiés, cette contamination se traduit par une signature chimique différenciée entre ces deux cours d'eau (Fig. 37).

Sur la base des substances analysées, cela fait ainsi apparaître des différences pour l'ensemble des grandes classes de contaminants appréhendées :

- **Les pesticides** : ils présentent un gradient croissant marqué dans les eaux de surface de l'Ardières, avec des concentrations totales mesurées en aval qui sont en moyenne 5 à 10 fois supérieures aux concentrations relevées sur le Tillet, où elles sont relativement stables de l'amont jusqu'au port (Fig. 37).

Le gradient spatial observé dans l'Ardières reflète clairement l'impact des pratiques viticoles sur la qualité chimique de ce cours d'eau du fait notamment de l'utilisation intensive d'herbicides et de fongicides. Cela a déjà été mis en évidence dans plusieurs études menées sur le site atelier Ardières-Morcille (ex. Montuelle et al., 2010 ; Le Dréau et al., 2015). Le cas particulier de l'herbicide diuron, qui était utilisé massivement dans les vignes jusqu'à son interdiction en décembre 2008, met également en évidence l'influence des pratiques anciennes sur la contamination des milieux aquatiques. Ainsi, plus de 10 ans après l'interdiction de cette molécule, on retrouve des concentrations croissantes (mais relativement faibles, <30 ng/L) de diuron et de son principal métabolite le DCPMU d'amont en aval (Fig. 8). La faible contamination par les pesticides mise en évidence dans le Tillet est également attribuable quasi exclusivement à des substances interdites depuis de nombreuses années (Fig. 24).

Cependant, il est important de noter que la liste des pesticides analysés dans cette étude est loin d'être complète. Elle ne concerne d'une part que les substances piégées par le type d'échantillonneur considéré (i.e. les tiges de silicone polaire) et d'autre part, parmi celles-ci, uniquement les 28 ciblées par l'analyse (voir annexe 1) et qui sont plutôt représentatives des pratiques viticoles dans le Beaujolais. Pour avoir une vision plus complète de la diversité des pesticides présents dans les 2 cours d'eau (et en particulier dans le Tillet), il pourrait donc être intéressant de compléter ce travail par des analyses multi-résidus (sur des échantillons ponctuels et/ou des extraits d'échantillonneurs passifs) en incluant notamment le glyphosate et son principal métabolite l'AMPA (pour lesquels il n'existe à ce jour aucun échantillonneur passif adapté).

- **Les substances pharmaceutiques** : quantitativement, les niveaux de contamination des eaux de surface de l'Ardières et du Tillet par l'ensemble des substances pharmaceutiques ciblées sont assez comparables puisqu'on retrouve dans les deux cours d'eau quelques dizaines de ng/L dans la station située en amont et une à quelques centaines de ng/L dans les stations plus en aval (Fig. 37 et 38). Il est cependant important de noter que cette comparaison quantitative présente des limites du fait du caractère non exhaustif de l'approche mise en œuvre (pour les raisons citées précédemment avec les pesticides).

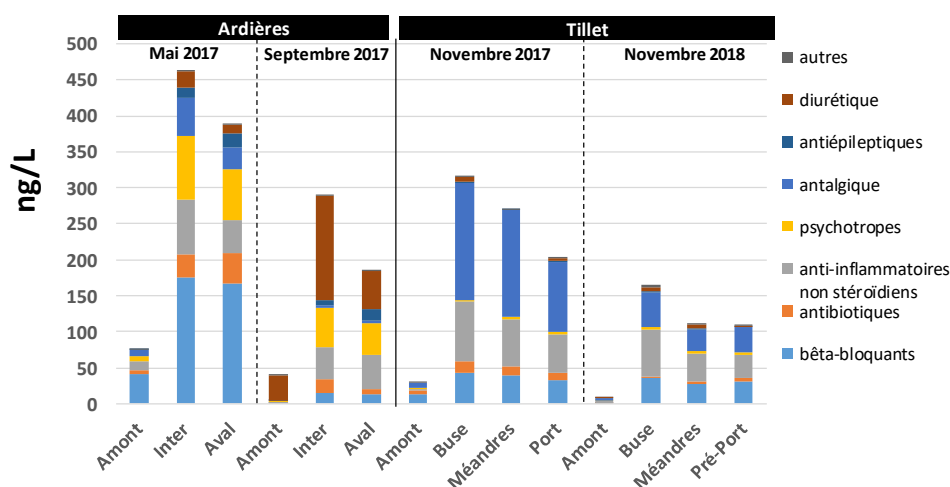


Figure 38 – Concentrations dissoutes des substances pharmaceutiques analysées dans l'ensemble des suivis réalisés sur l'Ardières et le Tillet et regroupées par classes thérapeutiques

Cependant, le gradient spatial de contamination dans les deux cours d'eau met clairement en évidence la présence de source(s) de contamination par ces substances entre la station amont et la station intermédiaire dans l'Ardières (et notamment des apports urbains de la ville de Beaujeu, > 2000 habitants) et entre la station amont et la buse dans le Tillet (et notamment des apports urbains de la ville d'Aix-les-bains, ~30000 habitants). Qualitativement, nous observons également une signature très différenciée des deux rivières sur la base des classes thérapeutiques et, d'autre part, une variation saisonnière marquée au niveau de l'Ardières, en particulier concernant les substances bêta-bloquantes (fortement représentées en mai mais pas en septembre) et les diurétiques (qui suivent la tendance inverse)(Fig. 38). Dans ce cours d'eau, les antibiotiques, les anti-inflammatoires non stéroïdiens et les psychotropes présentent des proportions relativement stables d'un suivi à l'autre. Dans le Tillet, l'essentiel de la contamination par les substances pharmaceutiques est induite par des bêta-bloquants, des antibiotiques, des anti-inflammatoires non stéroïdiens et des antalgiques, ces derniers étant très peu représentés dans l'Ardières.

Sur la base des substances recherchées, la comparaison des niveaux de concentrations totales obtenus avec ceux mis en évidence dans le cadre du Réseau de Surveillance Prospective (RSP) montre que la contamination en substances pharmaceutiques observée en aval de Beaujeu (Ardières) et d'Aix-les-Bains (Tillet) est représentative de sites soumis à une forte pression chimique d'origine urbaine et/ou industrielle (Mathon et al., 2019 ; Annexe 3).

- **Les métaux** : comme pour les substances pharmaceutiques, les niveaux de concentrations mesurés dans les eaux de surface de l'Ardières et du Tillet pour l'ensemble des substances métalliques étudiées sont assez comparables (quelques dizaines de $\mu\text{g/L}$). Cependant, et contrairement aux substances pharmaceutiques, les niveaux de concentrations totales présentent peu de variabilité dans l'espace et dans le temps, à l'exception d'un pic observé au niveau de la station intermédiaire de l'Ardières en mai 2017, du fait principalement d'une forte augmentation de la concentration en manganèse (Fig. 7A). Qualitativement, on note cependant une différence assez nette entre les deux cours d'eau. Si l'on ne tient pas compte du manganèse, du fer et de l'aluminium (qui ne sont pas considérés comme des contaminants), l'essentiel de la contamination métallique dissoute dans l'Ardières est attribuable à l'arsenic (Fig. 7B) alors que dans le Tillet, on retrouve une forte proportion de zinc, qui peut contribuer jusqu'à 75% des concentrations totales mesurées sur une station (Fig. 23A). Concernant plus spécifiquement le cas du zinc, il est cependant intéressant de constater que la station « méandres » se distingue des autres stations du Tillet car comparativement à ces dernières, elle présente pour cette substance des concentrations 3 à 5 fois plus faibles (Fig. 23A). Bien que moins marquée, on retrouve dans le Tillet une tendance assez similaire pour le cuivre (Fig. 23B) alors que ce métal présente un gradient croissant très prononcé d'amont en aval dans les eaux de l'Ardières (Fig. 7B). Ce type de gradient, déjà mis en évidence dans un des affluents de l'Ardières (Montuelle et al., 2010 ; Rabiet et al., 2015), traduit clairement l'impact des pratiques viticoles (utilisation du cuivre en viticulture conventionnelle et biologique) sur la qualité chimique du cours d'eau.

Dans le compartiment sédimentaire, l'augmentation des concentrations en cuivre d'amont en aval de l'Ardières est également vérifiée (Fig. 10). A l'inverse, les concentrations métalliques dans les sédiments superficiels de l'ensemble des stations situées dans la zone lotique du Tillet (amont à pré-port) sont relativement comparables entre elles (Fig. 26), avec un niveau de contamination totale par ces substances qui est assez proche de celui mesuré en amont de l'Ardières (Fig. 37). Les mesures réalisées en novembre 2017 suggèrent toutefois une accumulation progressive de métaux dans les sédiments du port à barques, où les teneurs dans ce compartiment sont sensiblement supérieures à celles observées plus en amont dans le cours d'eau (Fig. 37).

- **Les PCBs** : ils ne sont retrouvés qu'à l'état de traces dans les sédiments de l'Ardières ($\sum 7\text{PCBi} < 20$ ng/g) alors que la $\sum 7\text{PCBi}$ atteint des concentrations >500 ng/g dans la zone aval du Tillet récemment restaurée et proches de 1000 ng/g dans le port à barques, créé à l'occasion de cette restauration. Si ce niveau de contamination reste inférieur à celui observé avant la restauration ($\sum 7\text{PCBi}$ comprise entre 1000 et 17000 ng/g ; Naffrechoux et al., 2017), il soulève tout de même la question de l'efficacité sur le long terme de celle-ci. De plus, l'accumulation progressive de sédiments fortement contaminés en PCBs et considérés comme dangereux dans le port à barques engendre un nouvel enjeu économique et environnemental concernant leur gestion.

Il est également intéressant de constater que la contamination des sédiments par les PCBs est relativement hétérogène dans la section restaurée. Ainsi, les deux campagnes d'échantillonnage réalisées sur ce site ont permis de mettre en évidence une accumulation beaucoup moins forte de PCBs dans les sédiments superficiels situés sur la station méandres, où les concentrations totales des 7PCBi sont 6 à 7 fois inférieures à celles mesurées au niveau de la station buse, localisée quelques dizaines de mètres en amont. Ce constat souligne l'importance de bien choisir les sites d'échantillonnage et de mettre en œuvre une stratégie permettant d'appréhender l'hétérogénéité spatiale de la contamination des sédiments superficiels de rivière dans les études visant à caractériser la qualité chimique de ce compartiment (Schiaivone et al., 2011).

- **Les HAPs** : ces substances sont présentes dans les sédiments superficiels des deux cours d'eau étudiés. Dans l'Ardières, on observe un gradient spatial croissant d'amont en aval (celui-ci étant beaucoup plus marqué en septembre qu'en mai) avec des concentrations maximales <1 $\mu\text{g/g}$ pour la $\sum 15\text{HAP}$ alors que la tendance est plutôt à la décroissance de l'amont à l'aval de la zone lotique du Tillet (i.e. de la station amont à la station pré-port), avec des concentrations sensiblement supérieures à celles observées dans l'Ardières ($\sum 15\text{HAP}$ comprise entre $1,3$ à $2,3$ $\mu\text{g/g}$ suivant la station et la campagne d'échantillonnage considérées). Comme pour les PCBs, les HAPs s'accumulent très fortement dans les sédiments superficiels du port à barques qui sont plus riches en particules fines et en matière organique et qui présentent des concentrations 2 à 4 fois supérieures à celles observées dans les différentes stations situées dans la zone lotique.

7.2 Les matières en suspension sont des vecteurs majeurs de contamination

Les substances analysées dans les sédiments superficiels l'ont été également dans les MES échantillonnées à l'aide d'un piège à particules disposé pendant 3 semaines sur le lit de chaque cours d'eau (respectivement au niveau des stations aval et méandres pour l'Ardières et le Tillet). Les MES piégées sont constituées de particules fines (<100 μm) et riches en matière organique. Elles présentent donc une grande affinité pour les contaminants et leur étude spécifique dans le cadre des suivis chimiques permet de réduire l'hétérogénéité potentielle des résultats obtenus dans les sédiments en fonction de leur granulométrie (Masson et al., 2018 ; Yari et al., 2019).

Dans l'Ardières, quel que soit le type de contaminant considéré, les concentrations observées dans les MES sont ainsi très supérieures à celles mesurées dans les sédiments superficiels, même en prenant en compte la station la plus contaminée (intermédiaire ou aval, en fonction du type de contaminant et de la campagne d'échantillonnage). Cette augmentation est de l'ordre du facteur 2 pour les métaux (Fig. 10) et elle varie d'un facteur 3 à 8 pour les PCBs (Fig. 11) et d'un facteur 2 à 5 pour les HAPs (Fig. 12). Ces résultats sont cohérents avec l'étude réalisée en 2007-2008 sur la rivière Morcille, affluent de l'Ardières, par Rabiet et al. (2015). Celle-ci avait en effet mis en évidence l'importance des MES dans les flux de métaux dans ce cours d'eau, alimenté par un bassin versant viticole fortement érosif. Notre présente étude vient compléter ces premiers résultats, en confirmant le rôle des MES dans le transport des contaminants à une échelle plus large (bassin versant de l'Ardières), et en montrant que ce transport ne concerne pas que les substances métalliques mais également les HAPs et, dans une moindre mesure, les PCBs. Dans le futur, il serait intéressant de compléter ces connaissances par l'analyse des pesticides et des substances pharmaceutiques sur cette matrice.

Dans le Tillet, la tendance est assez similaire concernant la contamination métallique et les HAPs avec des niveaux de concentrations plus élevés (respectivement d'un facteur 2 et d'un facteur 1,5 à 5 par rapport aux stations les plus contaminées) dans les MES que dans les sédiments superficiels de la zone lotique (Fig. 26,28). Concernant les PCBs, ce constat n'est plus vérifié car les concentrations mesurées dans les MES sont très comparables à celles observées dans les sédiments superficiels des stations les plus contaminées de la zone lotique du Tillet (i.e. stations buse et pré-port ; Fig. 27). Cependant, les concentrations très élevées en PCBs sur les MES ($\Sigma 7\text{PCBi} > 650 \text{ ng/g}$) indique clairement que le flux de MES depuis la zone souterraine non restaurée du Tillet est responsable de la « recontamination » progressive de la zone aval de ce cours d'eau.

Outre la dégradation chimique et écologique de la zone lotique restaurée, cela pose le problème de l'accumulation de PCBs dans le port à barques. Celui-ci, qui présente des concentrations en PCBi proches de $1 \mu\text{g/g}$ sed (Fig. 27) représente en effet une zone de dépôt et de stockage des MES, limitant donc le rejet direct au lac, mais ne prévenant pas les possibilités de contaminations des poissons qui peuvent remonter dans le port.

7.3 Contamination de l'Ardières et du Tillet : l'essentiel à retenir

La stratégie d'échantillonnage et d'analyse des contaminants dans les différents compartiments aquatiques (eau, sédiments et MES) a permis, d'une part, de discriminer l'Ardières et le Tillet, et, d'autre part, de mettre en évidence l'existence d'un gradient de contamination pour certaines classes de substances dans ces cours d'eau. Ces conclusions sont illustrées par l'analyse en composantes principales (ACP) réalisée à partir de la somme des substances recherchées pour chaque classe de contaminants dans la fraction dissoute et dans les sédiments superficiels des stations d'échantillonnage (Fig. 39).

Les 2 premiers axes de l'ACP expliquent 63% de la variance observée. L'axe des abscisses permet de différencier très clairement l'Ardières (valeurs positives sur l'axe 1) du Tillet (valeurs négatives). Pour une même rivière, la combinaison des deux axes permet également de séparer les différentes stations d'échantillonnage selon le niveau de contamination.

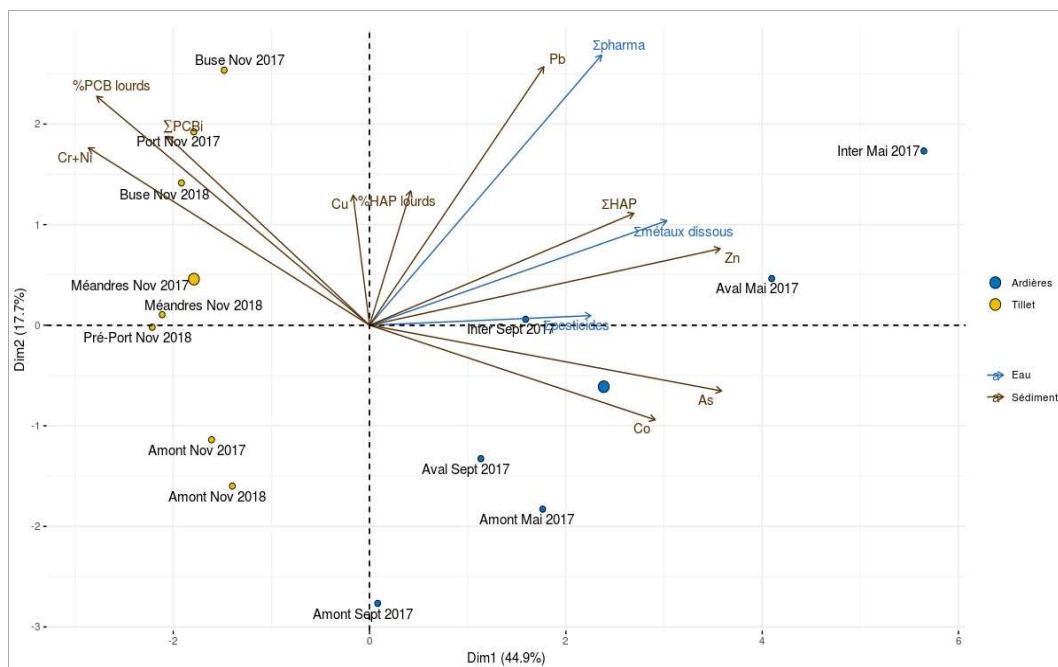


Figure 39 – Résultats de l'ACP des teneurs en contaminants dans l'eau (en bleu) et les sédiments (en marron) sur les sites de l'Ardières (en jaune) et du Tillet (en bleu). Afin de minimiser l'effet de la granulométrie des sédiments, les teneurs en contaminants dans cette matrice ont été normalisées par la teneur en COP (pour les HAPs, les PCBs et le Zn), par la teneur en Al (pour As et Pb) ou par la teneur en Fe (pour Co, Cr, Cu et Ni). La figure représente les variables du cercle des corrélations ainsi que la projection des sites sur les 2 premières dimensions de l'ACP.

Pour l'Ardières, on observe une forte augmentation de la contamination entre la station amont et la station intermédiaire, avec des différences importantes entre les 2 périodes d'échantillonnage. Cela est principalement induit par une augmentation des concentrations en métaux, pesticides et en substances pharmaceutiques dans l'eau ainsi que par une augmentation de certains métaux (Zn, Pb) et des HAPs dans les sédiments. La station aval présente des niveaux de contamination intermédiaires. Compte tenu de la pression viticole sur le bassin versant de l'Ardières, le site atelier Ardières-Morcille fait l'objet depuis de plus de 20 ans de recherches visant à mieux l'évaluer l'impact chimique et écologique induit par le transfert de pesticides et de métaux dans les cours d'eau. Cependant, et malgré une pression urbaine limitée et l'absence d'élevage de grande taille, notre travail met également en évidence une forte contamination des eaux de surface par différentes substances pharmaceutiques (voir comparaison données RSP ; Annexe 3). Les travaux de Gabet-Giraud et al. (2014) avaient déjà mis ponctuellement en évidence l'apport de substances bêtabloquantes dans l'Ardières au niveau du rejet de la STEP de Beaujeu, et les niveaux de contamination mis en évidence dans la présente étude questionnent fortement sur l'impact de l'ensemble des substances pharmaceutiques sur les communautés de ce cours d'eau et sur son fonctionnement écologique.

Pour le Tillet, la station amont se distingue des stations méandres et pré-port ainsi que des stations buse et port, avec des différences temporelles peu marquées. Cette analyse met en évidence une contamination marquée des sédiments au Cr, Ni et aux PCBS au niveau des stations buse et port, qui sont caractérisées par une forte proportion de PCBs lourds. La contamination de l'eau par les substances pharmaceutiques contribue également à la différenciation des stations.

Pour compléter les analyses réalisées dans ces deux cours d'eau et avoir une vision plus exhaustive de la contamination, il serait intéressant :

- de quantifier les pesticides et les substances pharmaceutiques dans les sédiments superficiels et les MES, afin de mieux appréhender les risques et effets écotoxicologiques associés sur les communautés naturelles benthiques,
- et d'élargir la gamme de substances analysées pour ces deux classes de contaminants (en utilisant les échantillonneurs passifs adaptés) afin de prendre en compte différents types de rejets et sources de pollution (agriculture, usages vétérinaires, usages domestiques...) et une large gamme d'effets toxiques pouvant impacter différentes cibles biologiques (dans les différents compartiments aquatiques). En particulier il serait intéressant de quantifier le glyphosate et son métabolite l'AMPA qui figurent parmi les pesticides les plus fréquemment retrouvés dans les eaux de surface en France.

D'autre part, l'ensemble des résultats obtenus met clairement en évidence l'importance de considérer, en plus des eaux de surface, le compartiment sédimentaire et les MES, afin i) de mieux caractériser l'état chimique des cours d'eau et ii) d'avoir une meilleure représentation des différentes classes de contaminants qui peuvent dégrader cet état et impacter la qualité écologique de ces écosystèmes.

8 Caractéristiques fonctionnelles des communautés benthiques présentes dans les sédiments superficiels des deux cours d'eau

Différentes approches complémentaires ont été mises en œuvre pour étudier l'activité des communautés benthiques dans différents processus associés aux cycles de l'azote, du carbone et du phosphore dans les sédiments superficiels des deux cours d'eau étudiés.

Trois de ces approches, qui sont classiquement utilisées en écologie/écotoxicologie microbienne concernent l'étude du potentiel fonctionnel des communautés microbiennes hétérotrophes *via* la mesure au laboratoire :

- de différentes activités enzymatiques (ici la β -Glu, la Lap et la Pase),
- de la respiration aérobie, de la dénitrification et de la méthanogénèse,
- du potentiel génétique à partir de la quantification de deux gènes fonctionnels respectivement impliqués dans la dénitrification (*nosZ*) et la méthanogénèse (*mcrA*).

Bien que très informatives sur le potentiel fonctionnel des communautés microbiennes et sur leur état physiologique, les deux premières approches présentent le désavantage d'être basées sur des mesures effectuées au laboratoire dans des conditions optimisées qui ne reflètent pas toujours l'activité effective de ces communautés dans le milieu (Pesce et al., 2017). De même, la quantification des gènes fonctionnels à partir de l'étude de l'ADN ne renseigne pas sur leur niveau d'expression *in situ*.

Afin de compléter ces approches et pour appréhender le niveau d'activité des communautés benthiques (microorganismes hétérotrophes et/ou invertébrés) directement dans le milieu, nous avons mesuré la dégradation de matière organique particulaire dans les sédiments superficiels. Pour ce faire, nous avons employé des dispositifs innovants pour ce type de compartiment, à savoir deux types de substrats artificiels à base de cellulose présentés respectivement sous forme de bâtonnet (bait lamina) ou de pastille, dont l'utilisation avait été validée préalablement dans une expérience réalisée dans des canaux artificiels de laboratoire (Pesce et al., soumis).

Afin de déterminer s'ils permettent de discriminer les sites entre eux, l'ensemble de ces indicateurs fonctionnels mesurés dans les sédiments superficiels (n=12) a été pris en considération pour réaliser une ACP (Fig. 40). Les 2 axes sélectionnées expliquent 67% de la variance observée. Cependant, elles ne permettent pas de différencier clairement les deux rivières l'une de l'autre, suggérant un fonctionnement similaire des communautés étudiées sur ces deux sites d'étude.

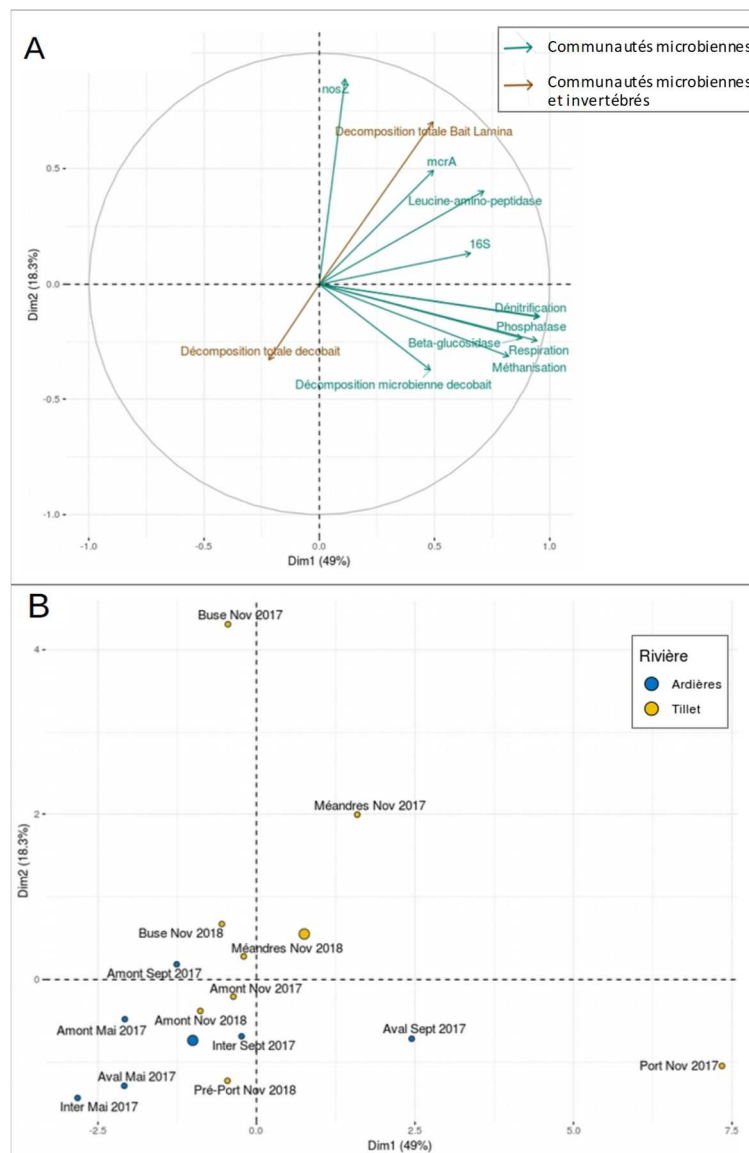


Figure 40 – Résultats de l'ACP des variables fonctionnelles mesurées dans le sédiment les stations de l'Ardières (en bleu) et du Tillet (en jaune). La figure A représente les variables sur le cercle des corrélations. La figure B représente la projection des sites sur les 2 premières dimensions de l'ACP

La station port, localisée dans la zone la plus aval du Tillet, se distingue très nettement de l'ensemble des autres stations d'échantillonnage suivant l'axe 1. Cela traduit le fait que les sédiments de cette station abritent des communautés microbiennes benthiques dotées d'un plus grand potentiel fonctionnel, qui se vérifie avec la plupart des indicateurs mesurés (activités enzymatiques, Fig. 30 ; activités de respiration, de dénitrification et de méthanogénèse, Fig. 31).

Sur la représentation en deux dimensions, la station aval de l'Ardières (septembre 2017) se détache également des autres stations étudiées selon l'axe 1, traduisant ainsi également un fort potentiel fonctionnel des communautés microbiennes benthiques. Celui-ci est supérieur à l'ensemble des stations situées en zone lotique sur les deux cours d'eau pour toutes les activités citées ci-dessus (activités enzymatiques, Fig. 15; activités de respiration, de dénitrification et de méthanogénèse, Fig. 16).

La station buse du Tillet (novembre 2017) est quant à elle séparée des autres stations selon l'axe 2 car elle est caractérisée, entre autre, par une plus faible activité de décomposition microbienne mesurée par les pastilles (Fig. 33C) et une plus forte activité de dégradation de la matière organique particulaire, mesurée par l'utilisation de bait lamina (Fig. 34B). Cette forte activité n'est pas mise en évidence sur cette station par l'utilisation des pastilles enfouies dans les sédiments superficiels via l'utilisation de sacs à grosses mailles (Fig. 33D) mais cela peut s'expliquer par le fait que les plus forts taux de dégradation des baits lamina sur cette station en novembre 2017 ont été enregistrés dans la zone comprise entre 2 et 8 cm de profondeur (Fig. 35).

De manière plus générale, l'absence de corrélation sur l'ACP entre, d'une part, la dégradation des baits lamina (i.e. « décomposition totale bait lamina » sur la Fig. 40A) et, d'autre part, la dégradation des pastilles dans les sacs à mailles larges (i.e. « décomposition totale decobait » sur cette même figure) peut vraisemblablement être attribuable à la prise en compte de cette variabilité verticale, en fonction de la profondeur, par l'approche bait lamina, mais également par une forte dégradation d'origine abiotique des pastilles dans ce type de sacs, telle que nous l'avons déjà observée au laboratoire (Pesce et al. soumis). Au niveau microbien, la forte corrélation observée entre décomposition mesurée avec les pastilles (dans les sacs à mailles fines) et mesures du potentiel fonctionnel microbien (i.e. activités enzymatiques, respiration, dénitrification, méthanisation) témoigne de la capacité des mesures de potentiel fonctionnel à refléter l'activité microbienne effective dans le milieu.

9 Les différentes approches mises en œuvre permettent-elles de mettre en évidence des impacts écotoxicologiques dans les deux cours d'eau ?

9.1 La contamination n'est pas le seul facteur de forçage de la structure et de l'activité des communautés de microorganismes et d'invertébrés benthiques

Un des défis de l'écotoxicologie concerne l'évaluation *in situ* des liens entre exposition aux contaminants, effets biologiques et conséquences sur les fonctions écologiques. Cela engendre un besoin d'outils de diagnostic permettant d'appréhender spécifiquement l'impact des substances toxiques sur les communautés aquatiques (incluant les communautés benthiques, Pesce et al. 2018) et par conséquent, sur la qualité écologique des milieux aquatiques récepteurs (Pesce et al., 2017). Or la contamination des milieux aquatiques s'inscrit dans un contexte de changement global et ces écosystèmes sont généralement soumis à des situations de multi-stress qui découlent de la multiplicité des pressions qui peuvent être de différentes natures (e.g. chimique : pollutions toxiques et trophiques, physique, thermique...). De ce fait, il est souvent délicat de distinguer les effets des contaminants parmi les changements spatio-temporels observés au sein des communautés exposées. En effet, qu'ils soient structurels ou fonctionnels, ces changements sont conditionnés, à différents degrés, par de nombreux paramètres environnementaux, qui peuvent apparaître comme des « facteurs confondants » dans ce type d'approches (Montuelle et al. 2010 ; Pesce et al. 2017).

Ce constat est illustré par l'ACP réalisée avec l'ensemble des variables physico-chimiques (hors contamination « toxique ») mesurées dans l'eau et les sédiments des différentes stations d'échantillonnage et qui explique 59% de la variance observée (Fig. 41). Ainsi, les 30 variables utilisées permettent de discriminer très clairement les deux rivières selon l'axe 1 indépendamment des niveaux de contamination ou de l'activité biologique. Chacun des cours d'eau est caractérisé par une signature physico-chimique générale qui lui est propre et qui peut influencer la structure et l'activité des communautés aquatiques, incluant les organismes benthiques.

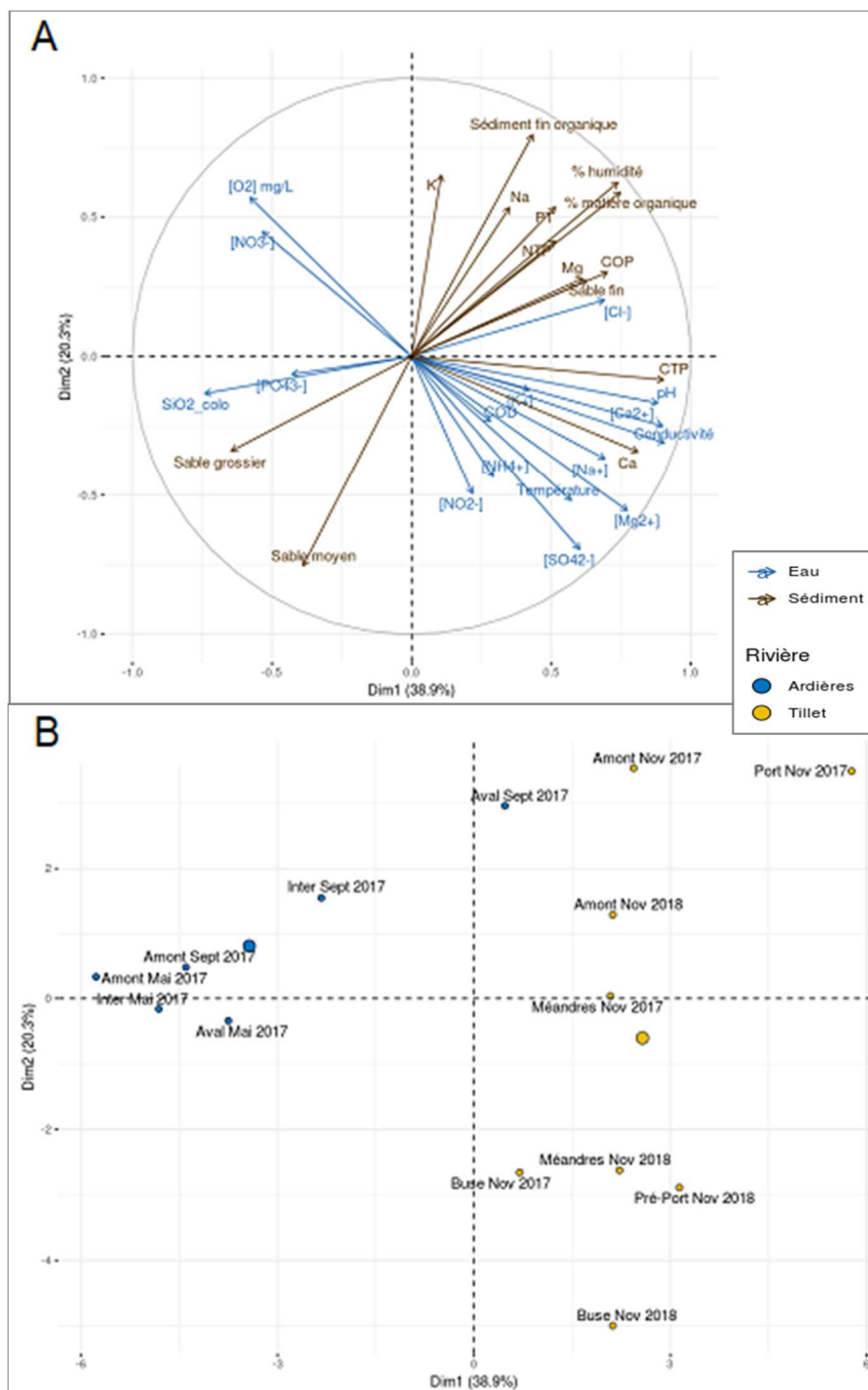


Figure 41 – Résultats de l'ACP des variables physico-chimiques (hors contamination « toxique ») mesurées dans l'eau et les sédiments des stations de l'Ardières (en bleu) et du Tillet (en jaune). La figure A représente les variables sur le cercle des corrélations. La figure B représente la projection des sites sur les 2 premières dimensions de l'ACP

L'Ardières est ainsi caractérisé globalement par des sédiments moins organiques et plus grossiers que ceux du Tillet et une eau plus riche en azote, phosphates et silice alors que la plupart des autres éléments minéraux dissous sont plus représentés dans le Tillet. La variabilité spatiale est beaucoup moins marquée dans l'Ardières, en particulier en mai 2017 où les trois stations sont fortement regroupées sur l'ACP. A l'amont, on retrouve également peu de variation temporelle d'une campagne d'échantillonnage à l'autre mais les analyses physico-chimiques effectuées en septembre 2017 révèlent la présence d'un gradient croissant d'amont en aval pour quelques paramètres incluant la matière organique et la plupart des minéraux dans les sédiments superficiels. Cela s'explique en grande partie par une plus grande accumulation de sédiments fins dans les sections plus en aval durant la période d'étiage (septembre 2017) conformément à notre hypothèse de départ (voir section 4.2.1.). Dans le Tillet, la variabilité spatiale entre les différentes stations d'échantillonnage est beaucoup plus marquée, et ce, quelle que soit la campagne d'échantillonnage. Sur l'ACP, cette variabilité se matérialise principalement sur l'axe 2 sans suivre le gradient géographique amont-aval. Il est cependant intéressant de noter que pour une même station les caractéristiques restent assez similaires d'une année sur l'autre. Parmi les facteurs qui différencient nettement la station amont des trois autres stations situés dans la zone lotique du Tillet (i.e. buse à pré-port), on peut noter la forte influence de la température, qui augmente significativement entre les stations amont et buse (+10°C environ, voir tableau 4).

Les variations spatiales et/ou temporelles mises en évidence par cette ACP confirment donc l'importance de tenir compte de l'ensemble des conditions environnementales lors des études *in situ* visant à évaluer l'impact des contaminants sur les communautés naturelles benthiques (Fig. 41).

Cela est illustré par l'ACP présentée sur la Fig. 42, qui prend en compte l'ensemble des stations étudiées sur l'Ardières et le Tillet, ainsi que la plupart des variables⁶ décrivant la physico-chimie de l'eau, les caractéristiques des sédiments, les teneurs en contaminants dans l'eau et les sédiments ainsi que les réponses biologiques. Les deux axes de cette ACP, réalisée ainsi avec une cinquantaine de variables, permet d'expliquer 49% de la variance observée.

Le cercle des corrélations obtenu (Fig. 42A) met clairement en évidence une forte corrélation positive de la finesse des sédiments avec, d'une part, leur taux de de phosphore ($r=0,58$, $p<0,05$, corrélation de Pearson), et, d'autre part, la plupart des activités benthiques microbiennes (e.g. pour l'activité beta-glucosidase : $r=0,78$, $p<0,05$, corrélation de Pearson). Cela montre bien que ces paramètres sont des facteurs de forçage majeurs de la structure et des activités des communautés benthiques, relativisant ainsi fortement la possible influence d'autres facteurs environnementaux, incluant les contaminants présents dans ce compartiment.

9.2 Quels liens entre exposition aux contaminants et réponses biologiques à l'échelle des communautés ?

Dans l'optique d'identifier les paramètres biologiques intéressants pour diagnostiquer l'impact écotoxicologique des contaminants sur les communautés naturelles benthiques, l'approche développée dans le présent projet présente l'avantage d'être relativement intégrative. En effet, elle prend en compte 8 stations d'échantillonnage réparties sur deux rivières étudiées au cours de deux campagnes distinctes en considérant de nombreuses variables physiques, chimiques et biologiques.

⁶ pour simplifier l'interprétation, les variables présentant une très forte corrélation entre elles ont été éliminées ou sommées (Annexe 4)

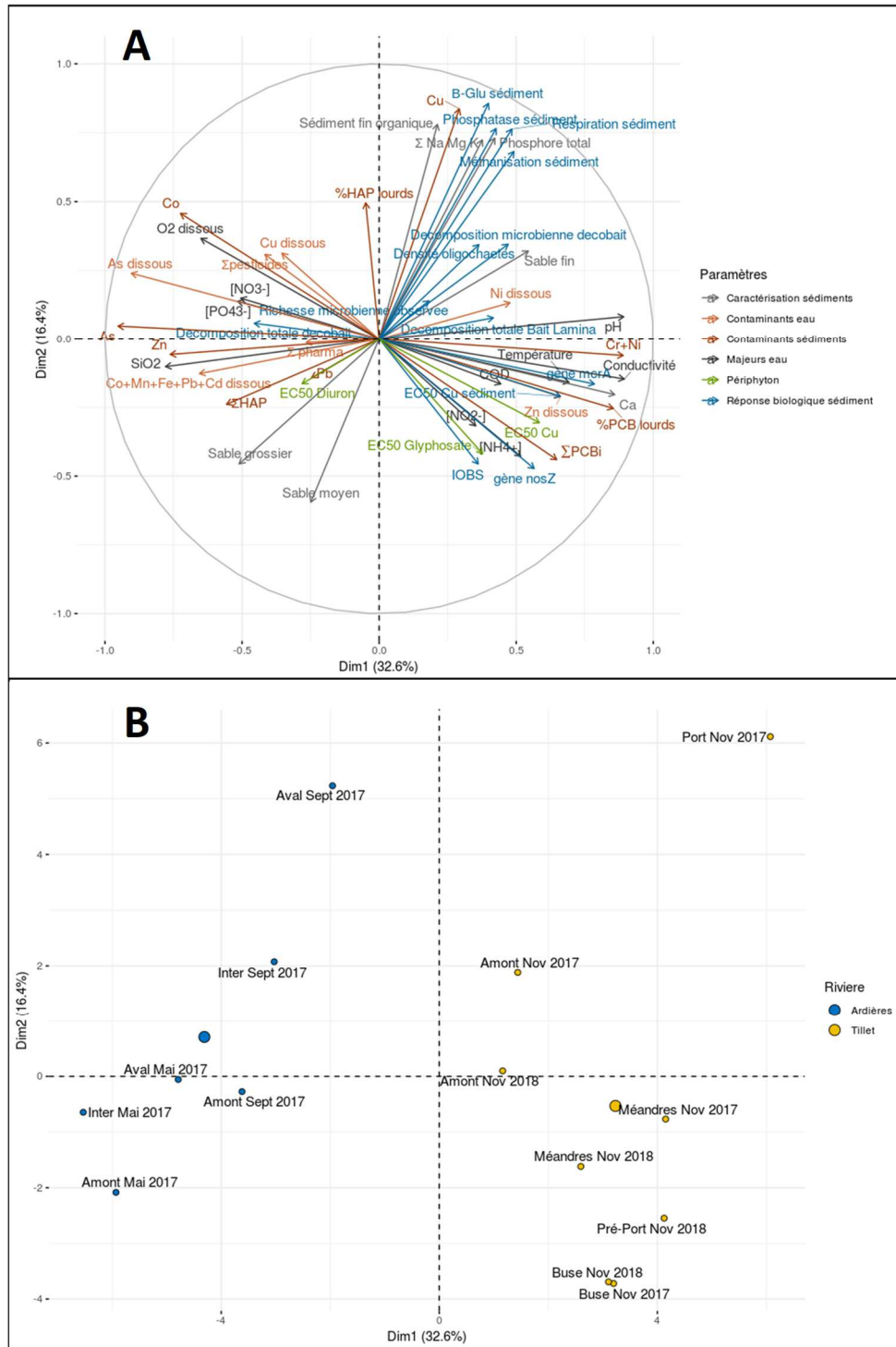


Figure 42 – Résultats de l’ACP réalisées avec l’ensemble des variables mesurées dans l’eau et les sédiments des stations de l’Ardières (en bleu) et du Tillet (en jaune). Afin de minimiser l’effet de la granulométrie des sédiments, les teneurs en contaminants dans cette matrice ont été normalisées par la teneur en COP (pour les HAPs, les PCBs et le Zn), par la teneur en Al (pour As et Pb) ou par la teneur en Fe (pour Co, Cr, Cu et Ni). La figure A représente les variables sur le cercle des corrélations. La figure B représente la projection des sites sur les 2 premières dimensions de l’ACP.

La prise en compte de toutes ces variables dans une ACP permet de séparer clairement les deux cours d’eau selon l’axe 1 qui explique près de 33% de la variance observée (Fig. 42B). Cela confirme bien que chacun des cours d’eau possède une signature physico-chimique des eaux et des sédiments ainsi qu’une signature biologique (principalement concernant le compartiment benthique dans notre étude) qui lui est propre.

En particulier, les sites du Tillet sont caractérisés par des teneurs plus importantes en Cr, Ni et PCBs lourds mais également par une conductivité plus élevée ainsi qu'un sédiment plus calcaire (concentration en Ca dans les sédiments) par rapport aux sites de l'Ardières. La concentration en As dans l'eau et les sédiments, plus importante sur l'Ardières que sur le Tillet, permet également de bien différencier les sites. Les sites amont de l'Ardières se distinguent également des autres sites par un sédiment plus grossier, certaines activités microbiennes (beta-glucosidase, phosphatase) plus faibles et des concentrations moins élevées en contaminants. Finalement, le site du port du Tillet se détache des autres sites et est caractérisé par un sédiment fin organique, associé à des activités microbiennes (beta-glucosidase, phosphatase) élevées et à une contamination en certains métaux et en PCBs plus importantes.

Compte tenu de cette signature propre à chacune des rivières, et afin d'essayer d'appréhender plus finement les liens entre les caractéristiques biologiques observées et les niveaux d'exposition aux contaminants mesurés, des analyses multivariées ont été effectuées de manière indépendante pour chacune des rivières (Fig. 43 et Fig. 44).

- **L'Ardières**

Les deux premiers axes de l'ACP réalisée à partir des données de 46 variables mesurées sur les stations de l'Ardières permettent d'expliquer 72% de la variance observée. L'axe 2 de l'ACP permet notamment de séparer la station amont des 2 campagnes des stations intermédiaire et aval (Fig. 43B).

Le site amont de l'Ardières avait été choisi comme site de référence, peu exposé aux contaminants. Nos résultats confirment que cette station est moins contaminée que les stations intermédiaire et aval pour différentes classes de substances, notamment pour les métaux et les HAPs dans le compartiment sédimentaire et les pharmaceutiques et les pesticides dans la colonne d'eau. Cependant, la station amont présente un sédiment plus grossier et moins riche en nutriments (même si on retrouve un peu plus de nitrates dans l'eau de surface) que les 2 stations situées plus à l'aval. Ces différences en terme de substrat et de nutriments sont probablement la cause des activités biologiques benthiques plus faibles observées en amont et ce, malgré le fait que les communautés exerçant ces activités soient exposées à une pression plus faible aux contaminants au niveau de cette station.

Concernant les stations intermédiaire et aval, l'ACP met en évidence un effet saisonnier beaucoup plus marqué que l'effet spatial (Fig. 43B), comme cela avait été également observé pour la structure des communautés de bactéries et d'archées du sédiment (Fig. 13). Ainsi, ces deux stations sont regroupées ensemble suivant l'axe 1 qui sépare la campagne de mai de celle de septembre. Cela rejoint l'hypothèse que nous avons formulée quant à l'influence forte des conditions hydrologiques sur les caractéristiques physico-chimiques du compartiment benthique. Comme envisagé, on retrouve ainsi en septembre un dépôt plus important de sédiments fins organiques dans ces deux stations. Associé à une augmentation de la température de l'eau de 5°C environ en comparaison à la campagne de mai, cela engendre une stimulation de la plupart des activités benthiques microbiennes mesurées qui présentent des valeurs supérieures en septembre, et ce, malgré des niveaux de contamination des sédiments globalement plus élevés. La contamination organique des sédiments (notamment en HAPs) est associée à une diminution des activités biologiques associées à l'utilisation de la matière organique (décomposition benthique mesurée par les Bait Lamina, activités enzymatiques microbiennes).

Contrairement à nos hypothèses initiales, le niveau de tolérance au cuivre des communautés microbiennes benthiques, mesuré par approche PICT *via* la mesure de l'inhibition de l'activité β -Glu, ne présente pas de corrélation nette avec les concentrations en cuivre mesurées dans les sédiments. Ces observations, rejoignent donc les conclusions de Bonnineau et al. (2019) qui ont récemment mis en évidence l'influence potentielle des caractéristiques du sédiment sur la tolérance microbienne au cuivre, soulignant ainsi le besoin de poursuivre les investigations afin d'identifier les facteurs pouvant influencer les liens de causalité entre l'exposition à ce métal et les niveaux de tolérance mesurés chez les communautés microbiennes du sédiment.

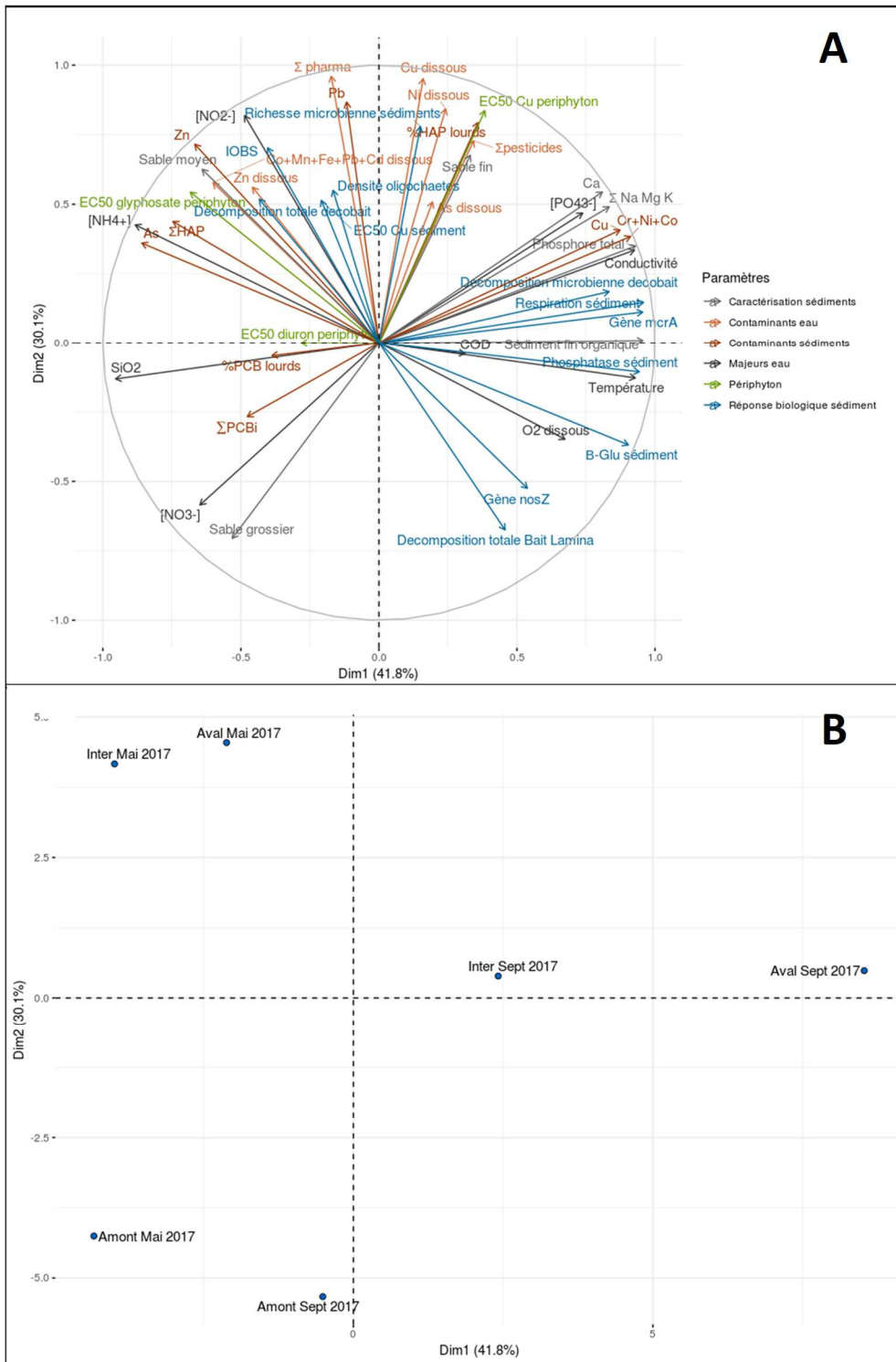


Figure 43 – Résultats de l’ACP réalisées avec l’ensemble des variables mesurées dans l’eau et les sédiments des stations de l’Ardières. Afin de minimiser l’effet de la granulométrie des sédiments, les teneurs en contaminants dans cette matrice ont été normalisées par la teneur en COP (pour les HAPs, les PCBs et le Zn), par la teneur en Al (pour As et Pb) ou par la teneur en Fe (pour Co, Cr, Cu et Ni). La figure A représente les variables sur le cercle des corrélations. La figure B représente la projection des sites sur les 2 premières dimensions de l’ACP.

L’approche PICT ciblant le cuivre a également été mise en œuvre dans les eaux de surface et cela a permis de mettre en évidence que la tolérance au cuivre du périphyton (Fig. 21B) est corrélée positivement au niveau d’exposition moyen au cuivre dissous, mesuré à l’aide des DGTs (Fig. 7). Cela confirme la pertinence de ce type d’approche pour évaluer un impact de la contamination chronique des eaux sur les communautés microbiennes aquatiques naturelles (Tlili et al., 2016).

De ce fait, il est par ailleurs intéressant de constater l'absence de variations spatio-temporelles marquées concernant la tolérance des communautés périphytiques au diuron (Fig. 22A). Cela témoigne en effet d'une récupération de ces communautés suite à une baisse d'exposition chronique au diuron consécutive à son interdiction en 2008, et ce malgré l'existence d'un gradient spatial de contamination d'amont en aval toujours présent (Fig. 8). Les concentrations détectées dans le milieu peuvent donc être considérées comme non impactantes pour ces communautés, alors que cela n'était pas le cas en 2011, trois ans après l'interdiction de cet herbicide (Pesce et al., 2016).

- **Le Tillet**

Les deux premiers axes de l'ACP réalisée à partir des données de 43 variables sur les stations du Tillet permettent d'expliquer 47% de la variance observée. Ils séparent les stations en 4 groupes (Fig. 44B) : (1) la station amont en 2017 et 2018, (2) les stations situées depuis la buse jusqu'au pré-port en 2018, (3) les stations buse et méandres en 2017, (4) le port en 2017.

L'amont diffère donc clairement des autres stations, du fait notamment d'une contamination plus faible des sédiments par les PCBs (et d'une plus faible proportion en PCBs lourds) et les métaux ainsi que d'une plus faible teneur en résidus pharmaceutiques dans l'eau. A l'inverse, les sédiments des stations Buse (en 2017 et 2018), Méandre et Port (en 2017) port sont caractérisés par des niveaux de contamination plus importants en PCBs, HAPs et cuivre, comparativement aux autres stations. La station du Port se distingue des autres stations par de forts niveaux d'activité biologique dans la zone benthique pour la plupart des descripteurs fonctionnels microbiens étudiés (activités enzymatiques, respiration, dénitrification et méthanisation). Comme pour l'Ardières, cela s'explique par une plus forte teneur en sédiments fins organiques, qui sont également plus riches en nutriments. Dans les deux rivières étudiées, la contamination des sédiments semble donc avoir une influence très limitée sur l'activité microbienne benthique comparativement à celle des caractéristiques physico-chimiques des sédiments, en particulier la granulométrie, la température ainsi que la teneur en matière organique et en nutriments.

Ce constat est appuyé par la comparaison des trois stations situées dans la zone lotique de la section aval du Tillet, depuis la buse jusqu'à la station pré-port. En effet, comme mentionné plus haut, ces trois stations sont regroupées sur l'ACP en fonction de la campagne d'échantillonnage (novembre 2017 vs novembre 2018) et ce, en dépit du fait que les sédiments de la station méandres soit caractérisée par un niveau de contamination en PCBs beaucoup plus faible que ceux des stations voisines (Fig.27).

Cependant, si la contamination en PCBs ne semble pas engendrer d'impact fonctionnel sur les communautés microbiennes benthiques (sur la base des descripteurs mesurés) on peut cependant suspecter un effet sur la structure des communautés microbiennes benthiques (Fig. 29). C'est également le cas concernant la structure des communautés d'oligochètes (Tableau 4). En effet, les communautés de la station méandres se distinguent clairement de celles des autres stations par une proportion plus élevée de taxons sensibles aux pollutions et un résultat d'indice IOBS qui traduit un milieu de bonne qualité.

Contrairement aux observations sur l'Ardières, l'ACP ne met pas en évidence de corrélation entre la tolérance au cuivre du périphyton sur le Tillet et la teneur en cuivre dans l'eau. A noter que ces deux indicateurs varient faiblement entre les stations étudiées et ont donc un faible poids sur l'ordination des stations sur l'ACP. L'absence de corrélation observée peut également s'expliquer par les niveaux de contamination en cuivre dissous plus faibles sur le Tillet ($\leq 0.6 \mu\text{g Cu/L}$, Fig. 23) que sur l'Ardières ($0.08-1.43 \mu\text{g Cu/L}$, Fig. 7), ce qui pourrait suggérer qu'un seuil minimal d'exposition au Cu est nécessaire pour entraîner une acquisition de tolérance microbienne à ce métal.

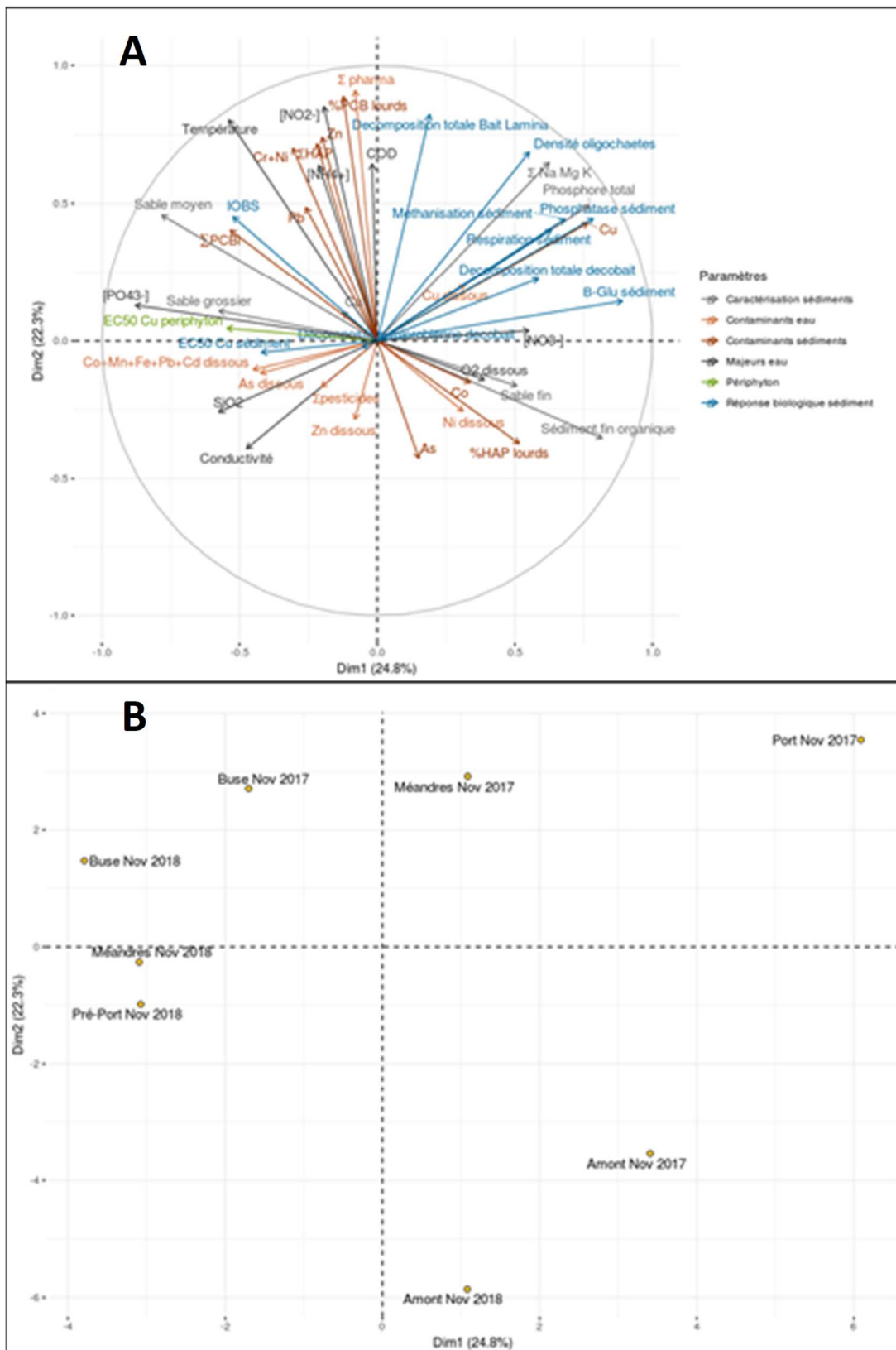


Figure 44 – Résultats de l'ACP réalisées avec l'ensemble des variables mesurées dans l'eau et les sédiments des stations du Tillet. Afin de minimiser l'effet de la granulométrie des sédiments, les teneurs en contaminants dans cette matrice ont été normalisées par la teneur en COP (pour les HAPs, les PCBs et le Zn), par la teneur en Al (pour As et Pb) ou par la teneur en Fe (pour Co, Cr, Cu et Ni). La figure A représente les variables sur le cercle des corrélations. La figure B représente la projection des sites sur les 2 premières dimensions de l'ACP.

9.3 Lien entre exposition aux contaminants et réponses des communautés benthiques dans l'Ardières et le Tillet : l'essentiel à retenir

L'ensemble des analyses réalisées a permis de mettre en évidence que le poids relatif de la contamination sur la réponse fonctionnelle des communautés benthiques semble faible, voire nulle, au regard de l'ensemble de variables environnementales mesurées (en particulier la granulométrie des sédiments, leur teneur en matière organique et en nutriments, et la température de l'eau). Dans ce type d'étude visant à appréhender *in situ* les liens entre l'exposition aux contaminants et les caractéristiques structurales et fonctionnelles des communautés benthiques, il est donc essentiel de réaliser une caractérisation précise des sites d'études pour déterminer quelles sont les variables environnementales à même d'influencer la réponse biologique.

D'autre part, si ce poids relatif est faible, cela ne signifie pas nécessairement que les contaminants n'ont pas d'influence sur le fonctionnement des communautés benthiques. Se pose donc la question de la définition de seuils de référence, qui permettraient de prédire des plages fonctionnelles « normales » pour un contexte physico-chimique donné, afin de pouvoir identifier d'éventuels écarts à la normale en évaluant s'ils sont ou non attribuables à un impact écotoxicologique.

Contrairement aux différentes mesures fonctionnelles mises en œuvre, l'étude de la structure des communautés microbiennes benthiques (et de la diversité des bactéries et archées dans le cas de l'Ardières) a permis de mettre en évidence un possible effet de la contamination sur ces communautés. Dans l'Ardières, les résultats de l'approche PICT réalisée avec le Cu suggèrent que les changements structurels et la diminution de la richesse taxonomique dans le compartiment sédimentaire sont pour partie attribuables à un impact du Cu sur les espèces bactériennes et archéennes les plus sensibles à ce contaminant. Dans cette rivière, un constat identique a pu également être dressé à partir de l'approche PICT concernant les communautés microbiennes hétérotrophes du périphyton.

La mise en évidence simultanée, d'un impact structurel d'une part, et de l'absence d'impact fonctionnel marqué, peut s'expliquer par la redondance fonctionnelle. En effet, le maintien des activités microbiennes étudiées peut être assuré par les espèces résistantes à la contamination qui compensent ainsi la disparition des espèces sensibles et des fonctions associées. Ce mécanisme faisant appel au concept « d'assurance écologique », qui attribue une valeur positive à la biodiversité microbienne (Yachi & Loreau 1999), est ainsi susceptible de masquer la détection des effets de la contamination sur la seule base de paramètres présentant une forte redondance fonctionnelle (Pesce et al., 2017), ce qui est le cas pour la plupart des activités mesurées dans notre étude.

L'étude morphologique et taxonomique des oligochètes naturellement présents dans les sédiments de surface et sa transposition sous forme d'indicateurs de la qualité du milieu (incluant l'indice IOBS) s'est avéré également très pertinente pour discriminer les stations en fonction de leur niveau de contamination par différents types de substances (métaux et/ou HAPs et/ou PCBs, selon le cours d'eau étudié).

10 Principales conclusions

Concernant la contamination chimique de l'Ardières, le projet CommuSED a permis :

- de confirmer l'impact de la viticulture sur la qualité chimique des eaux superficielles (pesticides et métaux, en particulier le cuivre) et des sédiments (métaux, en particulier le cuivre),
- de mettre en évidence une contamination peu suspectée jusqu'alors des sédiments par les HAPs (alors que les niveaux de contamination par les PCBs sont très faibles) et des eaux de surface par les substances pharmaceutiques en aval de la ville de Beaujeu,
- de confirmer l'importance des MES pour le transfert des contaminants dans ce cours d'eau, (métaux, HAPs et, dans une moindre mesure, PCBs).

-

Concernant la contamination chimique du Tillet, le projet CommuSED a permis :

- de montrer l'absence d'un gradient spatial de contamination par les métaux (dans l'eau et les sédiments) et les pesticides (dans l'eau) dans la zone lotique du cours d'eau,
- de confirmer la contamination progressive des sédiments de la zone lotique récemment restaurée par les PCBs et les HAPs (à l'exception de la station méandres où ces substances s'accumulent peu),
- de mettre en évidence une forte contamination des eaux par les substances pharmaceutiques en aval de la ville d'Aix-les-Bains (et ce, malgré l'absence d'un rejet direct de STEP dans le Tillet),
- de souligner la forte accumulation de contaminants (PCBs, HAPs, métaux) dans les sédiments du port à barque, soulevant la question de la gestion à terme de ces sédiments, et de la contamination des poissons présents à proximité de celui-ci,
- de montrer l'importance des MES dans le transfert des métaux, des PCBs et des HAPs.

Indépendamment de cette contamination, chacun des cours d'eau est caractérisé par une signature physico-chimique générale qui lui est propre et qui influence la structure et l'activité des communautés aquatiques. La finesse des sédiments, leur taux de matière organique et de nutriments (en particulier le phosphore), ainsi que la température de l'eau (nos travaux ont d'ailleurs permis de confirmer la forte contamination thermique dans la zone aval du Tillet, déjà observée dans de précédentes études ; ex. Curt et Lamotte, 2004) sont ainsi des facteurs environnementaux qui influencent fortement la plupart des activités benthiques microbiennes et, dans une moindre mesure, la densité des oligochètes. Ainsi, les différences entre les stations étudiées concernent non seulement les niveaux et le type de contamination mais également les caractéristiques physico-chimiques du milieu, rendant compliqué l'établissement des liens de causalité entre les réponses biologiques observées et les niveaux d'exposition aux contaminants mesurés. Ainsi, le poids relatif de la contamination sur la réponse fonctionnelle des communautés benthiques semble faible, voire nulle, au regard de l'ensemble de variables environnementales étudiées. Cependant, différents indicateurs structurels (structure et diversité des communautés microbiennes benthiques, étude morphologique et taxonomique des communautés d'oligochètes et calcul de l'indice IOBS) ainsi que l'approche PICT apparaissent comme des indicateurs plus spécifiques de la contamination. Ces indicateurs permettent ainsi de mettre en évidence un lien entre exposition à la contamination des sédiments et réponse biologique des communautés benthiques.

Pour compléter cette étude, il serait pertinent :

- de caractériser de manière plus exhaustive la contamination dans ces deux cours d'eau en quantifiant les pesticides et les substances pharmaceutiques dans les sédiments superficiels et les MES, et en élargissant la gamme de substances analysées pour ces deux classes de contaminants (en utilisant les échantillonneurs passifs adaptés et en quantifiant également le glyphosate et son métabolite l'AMPA qui figurent parmi les pesticides les plus fréquemment retrouvés dans les eaux de surface en France),
- de mener des recherches visant à définir des seuils de référence pour les indicateurs fonctionnels étudiés, qui permettraient de prédire dans les sédiments superficiels des plages fonctionnelles « normales » pour un contexte physico-chimique donné, afin de pouvoir identifier d'éventuels écarts à la normale en évaluant s'ils sont ou non attribuables à un impact écotoxicologique,
- d'étudier spécifiquement l'influence potentielle des caractéristiques du sédiment sur la tolérance microbienne aux contaminants (en prenant par exemple le cuivre comme molécule modèle) afin d'identifier les facteurs pouvant influencer les liens de causalité entre l'exposition aux contaminants et les niveaux de tolérance mesurés dans le cadre des approches PICT, afin de renforcer le caractère opérationnel de ce type d'approche.

Références bibliographiques

- AFNOR. 2004. Qualité de l'eau. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN), Association française de normalisation (AFNOR), NF T90-350, France.
- AFNOR, 2016. Qualité de l'eau – échantillonnage, traitement et analyse des oligochètes dans les sédiments des eaux de surface continentales, Association française de normalisation (AFNOR), NF T 90-393, France
- Alfreider A, Krössbacher M, Psenner R, 1997. Groundwater samples do not reflect bacterial densities and activity in subsurface systems. *Water Res* 31, 832-840.
- Battin TJ, Wille A, Sattler B, Psenner R, 2001. Phylogenetic and functional heterogeneity of sediment biofilms along environmental gradients in a glacial stream. *Appl Environ Microbiol* 67, 799-807.
- Blanck H, Wängberg SA, Molander S, 1988. Pollution-induced community tolerance – a new ecotoxicological tool. In: Cairns J, Pratt JR (Eds), *Functional testing of aquatic biota for estimating hazards of chemicals*, Philadelphia, ASTM STP 988: 219-230.
- Bonnineau C, Charton A, Volat B, Dabrin A, Lyautey E, Pesce S, 2019. L'approche PICT pour évaluer l'impact écotoxicologique des contaminants métalliques dans les sédiments - Guide méthodologique, application et perspectives opérationnelles. Programme 2016/2018 - Action n° 46 AFB-Irstea, Rapport Final 48 p.
- Boulêtreau S, Lyautey E, Dubois S, Compin A, Delattre C, Tournon-Bodilis A, Mastroiello S, Garabetian F, 2014. Warming-induced changes in denitrifier community structure modulate the ability of phototrophic river biofilms to denitrify. *Sci Total Environ* 466-467, 856-863.
- Chapman PM, 1990. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *Sci Total Environ* 97/98, 815-825.
- Curt AL, Lamotte C, 2004. Ressource en eau thermale de la station d'Aix-Les-Bains - Rapport final - BRGM RP-52859-FR, 119 p,
- de Deckere E, de Cooman W, Leloup V, Meire P, Schmitt C, von der Ohe PC, 2011. Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *J Soil Sed* 11, 504-517.
- European Commission, 2010. Common implementation strategy for water the Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 25 on Chemical Monitoring of Sediment and Biota under the Water Framework Directive.
- Flück R, Campiche S, De Alencastro LF, Rossi L, Ferrari BJD, Santiago S, Werner I, Chèvre N, 2012. Surveillance de la qualité des sédiments. État actuel des méthodes disponibles et mise en place de recommandations. *Aqua & Gas* 92, 18-22.
- Foulquier A, Volat B, Neyra M, Bornette G, Montuelle B, 2013. Long-term impact of hydrological regime on structure and functions of microbial communities in riverine wetland sediments. *FEMS Microbiol Ecol* 85, 211–226.
- Fuchs A, Lyautey E, Montuelle B, Casper P, 2016. Effects of increasing temperatures on methane concentrations and methanogenesis during experimental incubation of sediments from oligotrophic and mesotrophic lakes. *J Geophys Res Biogeosci* 121, 1394-1406.
- Gabet-Giraud V, Miège C, Jacquet R, Coquery M, 2014. Impact of wastewater treatment plants on receiving surface waters and a tentative risk evaluation: the case the case of estrogens and beta-blockers. *Environ Sci Pollut Res* 21, 1708–1722.
- Gardham S, Hose GC, Stephenson S, Chariton AA, 2014. DNA metabarcoding meets experimental ecotoxicology: Advancing knowledge on the ecological effects of copper in freshwater ecosystems. *Adv Ecol Res* 51, 79–104.
- Gardham S, Chariton AA, Hose GC, 2015. Direct and indirect effects of copper contaminated sediments on the functions of model freshwater ecosystems. *Ecotoxicology* 24, 61–70.
- Haglund AL, Lantz P, Törnblom E, Tranvik L, 2003. Depth distribution of active bacteria and bacterial activity in lake sediment. *FEMS Microbiol Ecol* 46, 31-38.

- Höss S, Claus E, Von der Ohe P, Brinke M, Güde H, Heininger P, Traunspurger W. 2011. Nematode species at risk – a metric to assess pollution in soft sediments of freshwaters. *Environ Inter* 37, 940-949.
- Jones CM, Graf DRH, Bru D, Philippot L, Hallin S, 2013. The unaccounted yet abundant nitrous oxide-reducing microbial community: a potential nitrous oxide sink. *ISME J* 7, 417-426.
- Kampfraath AA, Hunting ER, Mulder C, Breure AM, Gessner MO, Kraak MHS, Admiraal W, 2012. DECOTAB: a multipurpose standard substrate to assess effects of litter quality on microbial decomposition and invertebrate consumption. *Freshwater Sci* 31, 1156-1162.
- Kratz W, 1998. The Bait-Lamina Test. *Environ Sci Pollut Res* 5, 94-96.
- Kristensen E, Penha-Lopes G, Delefosse M, Valdemarsen T, Quintana C O, Banta GT, 2012. What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences. *Mar Ecol Progr Ser* 446, 285-302.
- Le Dréau M, Chaumot A, Foulquier A, François A, Geffard O, Margoum C, Pesce S, Martin A, Mazzella N, Gouy V, 2015. Mise en application et évaluation d'outils intégratifs chimiques et biologiques pour mesurer l'impact des produits phytosanitaires sur les cours d'eau. Convention Ecophyto 2012-2015. Rapport final. 111 p.
- Liess M, von der Ohe PC, 2005, Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams, *Environ Toxicol Chem* 24, 954-965.
- Mahamoud Ahmed A, Lyautey E, Bonnineau C, Dabrin A, Pesce S, 2018. Environmental concentrations of copper, alone or in mixture with arsenic, can impact river sediment microbial community structure and functions. *Front Microbiol* 9, 1852.
- Mahamoud Ahmed A, Tardy V, Bonnineau C, Billard P, Pesce S Lyautey E (soumis). Diversity and composition changes driving copper-induced tolerance in chronically exposed sediment microbial communities do not increase their vulnerability to arsenic toxicity.
- Masson M, Angot H, Le Bescond C, Launay M, Dabrin A, Miège C, Le Coz J, Coquery M, 2018. Sampling of suspended particulate matter using particle traps in the Rhône River: Relevance and representativeness for the monitoring of contaminants. *Sci Total Environ* 637-638, 538-549
- Mathon B, Togola A, Mazzella A, Lardy-Fontan S, Dabrin A, Allan I, Ghestem JP, Tixier C, Gonzalez JL, Dherret L, Yari A, Ferréol M, Richard L, Moreira A, Eon M, Delest B, Noel-Chery E, El Mossaoui M, Alasonati E, Miège C, 2019. Réseau de Surveillance Prospective (RSP) – évaluation de la pertinence des échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) pour la surveillance des milieux aquatiques - Rapport de synthèse.
- Monoury E, 2013. Fonctionnement écologique des zones de dépôt dans les ruisseaux : contribution des invertébrés benthiques aux processus de décomposition des litières et de bioturbation. *Biodiversité et Ecologie*. Université Paul Sabatier - Toulouse III. 283 p.
- Montuelle B, Dorigo U, Bérard A, Volat B, Bouchez A, Tlili A, Gouy V, Pesce S, 2010. The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: an overview of the Ardières–Morcille experimental watershed. *Hydrobiologia* 657, 123-141.
- Observatoire savoyard de l'environnement, 2003. Qualité des cours d'eau : bassin versant du lac du Bourget. Bilan 2003. Observatoire savoyard de l'environnement 11, 26-27.
- Naffrechoux E, Ferrari BJD, Lyautey E, Perga ME, Cottin N, Fanget P, Cachera S, 2017. Quantification des effets de la restauration d'un écosystème lacustre contaminé par des polluants organiques persistants - Application à la pollution aux PCB du Lac du Bourget. Action n°48 du programme 2015 au titre de l'accord-cadre Agence de l'eau RMC-ZABR. Rapport final. 59 p.
- Pesce S, Martin-Laurent F, Rouard N, Montuelle B, 2009. Potential for microbial diuron mineralisation in a small wine-growing watershed: from treated plots to lotic receiver hydrosystem. *Pest Manag Sci* 65, 651-657.
- Pesce S, Margoum C, Foulquier A, 2016. Pollution-induced community tolerance for in situ assessment of recovery in river microbial communities following the ban of the herbicide diuron. *Agri Ecosys Environ* 221, 79-86.
- Pesce S, Lyautey E, Foulquier A., 2017. Réponse structurelle et fonctionnelle des communautés microbiennes hétérotrophes benthiques aux contaminants : quelle conséquence pour le

- fonctionnement de l'écosystème ? Dans : Ecotoxicologie, des communautés au fonctionnement des écosystèmes. Bernard C. et al. (Eds) ISTE editions
- Pesce S., Perceval O, Bonnineau C, Casado-Martinez C, Dabrin A, Lyautey E, Naffrechoux E, Ferrari BJD, 2018. Looking at biological community level to improve ecotoxicological assessment of freshwater sediments: report on a first French-Swiss workshop. *Environ Sci Pollut* 25, 970-974.
- Pesce S, Ferrari BJD, et al. (Collectif franco-suisse d'acteurs scientifiques, d'opérationnels et de gestionnaires de l'environnement impliqués dans l'évaluation et la gestion de la qualité chimique et écologique des milieux aquatiques), 2019. Recommandations d'un collectif franco-suisse d'experts pour une meilleure évaluation de la qualité écotoxicologique des sédiments par l'étude des communautés benthiques. *Sci Eaux Terr Article hors-série*, 8 p.
- Pesce S, Campiche S, Casado-Martinez C, Mahamoud Ahmed A, Bonnineau C, Dabrin A, Lyautey E, Ferrari BJD (soumis). Towards easy-handling tools to assess functional effects of contaminants on natural microbial and invertebrate sediment communities: a proof-of-concept study.
- Piscart C, Navel S, Maazouzi C, Montuelle C, Cornut J, Mermillod Blondin F, Creuze Des Chatelliers M, L. Simon L, Marmonier P, 2011. Leaf litter recycling in benthic and hyporheic layers in agricultural streams with different types of land use. *Sci Total Environ* 409, 4373-4380.
- Prygiel J, Rosso-Darmet A, Lafont M, Lesniak C, Ouddane B, 1999. Use of oligochaete communities for assessment of ecotoxicological risk in fine sediment of rivers and canals of the Artois-Picardie water basin (France). *Hydrobiologia* 410, 25-37.
- Rabiet M, Margoum C, Gouy V, Carluer N, Coquery M, 2010. Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment – Effect of sampling frequency. *Environ Pollut* 158, 737-748.
- Rabiet M, Coquery M, Carluer N, Gahou J, Gouy V, 2015. Transfer of metal(loid)s in a small vineyard catchment: contribution of dissolved and particulate fractions in river for contrasted hydrological conditions. *Environ Sci Pollut Res* 22, 19224-19239.
- Schiavone S, Ghestem J-P, Coquery M, 2011. Incertitudes liées à l'échantillonnage : exemple d'estimation pour la mesure des micropolluants dans les sédiments. Cemagref, 88 p
- Sutcliffe B, Chariton AA, Harford AJ, Hose GC, Greenfield P, Midgley DJ, Paulsen IT, 2018. Diverse fungal lineages in subtropical ponds are altered by sediment-bound copper. *Fungal Ecol* 34, 28–42.
- Sutcliffe B, Hose GC, Harford AJ, Midgley DJ, Greenfield P, Paulsen IT, Chariton AA, 2019. Microbial communities are sensitive indicators for freshwater sediment copper contamination. *Environ Pollut* 247, 1028–1038.
- Thomas C, Frossard V, Perga ME, Tofield-Pasche N, Hofmann H, Dubois N, Belkina N, Zobkova M, Robert S, Lyautey E, 2019. Lateral variations and vertical structure of the microbial methane cycle in the sediment of Lake Onego (Russia). *Inland Waters*. 9, 205-226.
- Tlili A, Bérard A, Blanck H, Bouchez A, Cássio F, Eriksson KM, Morin S, Montuelle B, Navarro E, Pascoal C, Pesce S, Schmitt-Jansen M, Behra R, 2016. Pollution-induced community tolerance (PICT): Towards an ecologically relevant risk assessment of chemicals in aquatic systems. *Freshwater Biol* 61: 2141-215
- Vivien R, Tixier G, Lafont M, 2014. Use of oligochaete communities for assessing the quality of sediments in watercourses of the Geneva area and Artois-Picardie basin (France): proposition of heavy metal toxicity thresholds. *Ecohydro Hydrobiol* 14, 142-151.
- Wolfram G, Höss S, Orendt C, Schmitt C, Adamek Z, Bandow N, Grossschartner M, Kukkonen JVK, Leloup V, Lopez Doval JC, Munoz I, Traunspurger W, Tuikka A, Van Liefferinge C, von der Ohe PC, de Deckere E, 2012. Assessing the impact of chemical pollution on benthic invertebrates from three different European rivers using a weight-of-evidence approach. *Sci Total Environ* 438, 498-509.
- Yachi S, Loreau M, 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Pro Nat Acad Sci* 96, 1463-1468.
- Yari A, Dabrin A, Coquery M, 2019. Méthodologie d'évaluation des tendances temporelles de contamination dans les sédiments et les matières en suspension des systèmes aquatiques continentaux. *Techniques - Sciences - Methodes* 114, 71-84.

Annexe 1: Liste des 79 contaminants analysés dans le projet

| Laboratoire | LCME - USMB | | RiverLy – Irstea (LAMA) | | |
|-------------------------------|--|--|---|--|--|
| Compartiment | Sédiments (SED) et Matières en suspension (MES) | | Eaux de surface | | |
| Classe | PCBs n=7 | HAPs n=15 | Métaux n=10 | Pesticides (et métabolites) n=24 | Substances pharmaceutiques n=23 |
| Echantillonnage | SED = ponctuel MES = piège à particules (3 semaines) | | DGT (2 semaines) | TSP (2 semaines) | POCIS (2 semaines) |
| Nombre de répliquats/ station | SED= 3 MES = 1 | | 3 | 3 | 2 |
| Substances | 7 PCB indicateurs <u>Légers :</u> PCB28 PCB52 PCB101 <u>Lourds :</u> PCB118 PCB153 PCB138 PCB180 | <u>Légers :</u> Naphtalène (N) Acenaphtène (Ace) Fluorène (Flu) Phenanthrène (Phe) Anthracène (Ant) <u>Lourds :</u> Fluoranthène (Fla) Pyrène (Pyr) Benzo a Antracène (BaA) Chrysène (Chr) Benzo b Fluoranthène (BbF) Benzo k Fluoranthène (BkF) Benzo a Pyrène (BaP) Benzo ghi Pérylène (BghiP) Dibenzo ah Antracène (DbahA) Indéno (I, 2,3- cd) pyrène (IP) | Aluminium (Al) Arsenic (As) Cobalt (Co) Chrome (Cr) Cuivre (Cu) Fer (Fe) Manganèse (Mn) Nickel (Ni) Plomb (Pb) Zinc (Zn) | Acetochlore Atrazine Azoxystrobine Boscalide Carbendazime Chlorfenvinphos Chlorpyriphos E Chlorpyriphos M Chlortoluron Dichloroaniline DCPMU Diflufénicanil Diuron Dimétomorphe Fénitrothion Imidaclopride Isoproturon Linuron Métolachlore Norflurazon Procymidone Simazine Spiroxamine Tébuconazole | Acebutolol Alprazolam Amitriptylline Atenolol Bezafibrate Carbamazépine Clarithromycine Clindamycine Diazepam Diclofenac Erythromycine Furosemide Gemfibrozil Ketoprofen Metoprolol Naproxen Nordiazepam Oxazepam Paracetamol Propranolol Sotalol Sulfaméthoxazole Triméthoprime |

Annexe 2: Nombre de spécimens par taxons d'oligochètes obtenus par relevé dans l'Ardières et le Tillet

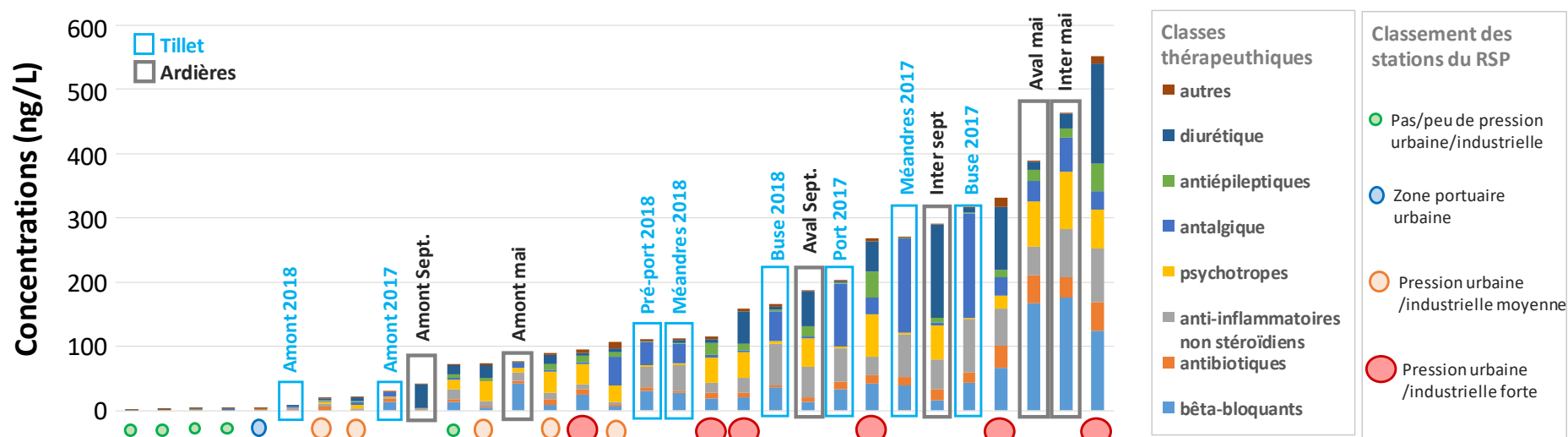
| | | Ardières | | | | | | Tillet | | | | | |
|-------------|--|-------------------|---------------------------|------------------|-------------------------|---------------------------------|------------------------|--------------------------|---------------------------|-----------------------|------------------------|---------------------------|---------------------------|
| | | Amont mai 2017 | Intermédiaire mai 2017 | Aval mai 2017 | Amont septembre 2017 | Intermédiaire septembre 2017 | Aval septembre 2017 | Amont n novembre 2017 | Méandres novembre 2017 | Port novembre 2017 | Amont novembre 2018 | Méandres novembre 2018 | Pré-Port novembre 2018 |
| Tubificinae | Tubificinae with hair setae (unidentifiable) | 67 | 33 | 19 | 67 | 6 | 5 | 9 | 16 | 24 | 12 | 28 | 4 |
| | <i>Tubifex tubifex</i> | | 8 | | 6 | | | | 1 | 1 | | | |
| | <i>Lophochaeta ignota</i> | 3 | 5 | | 4 | 8 | 2 | 4 | 4 | | 11 | 1 | |
| | <i>Aulodrilus pluriset</i> | 3 | 3 | 4 | 8 | 2 | 2 | 66 | 2 | | 49 | 2 | |
| | <i>Psammoryctides barbatus</i> | | 1 | | | | | | | | | | |
| | <i>Potamothrix bavaricus</i> | | | | | | | | 1 | 1 | | | |
| | <i>Potamothrix heuscheri</i> | | | | | | | | | | 1 | | |
| | <i>Branchiura sowerbyi</i> | | | | | | 4 | | 8 | | | 5 | 1 |
| | <i>Embolocephalus velutinus</i> | | | | 1 | | | | | | | | |
| | <i>Tasserkidrilus kessleri</i> | | | | | | 2 | | | 1 | | | |
| | Tubificinae without hair setae (unidentifiable) | 5 | 33 | 38 | 4 | 50 | 79 | 11 | 26 | 59 | 22 | 25 | 53 |
| | <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> | | 14 | 4 | 2 | 7 | 4 | | 4 | 4 | | 1 | 1 |
| | <i>Limnodrilus claparedianus</i> | | | | | | | | 4 | 8 | | | |
| | <i>Limnodrilus profundicola</i> | | | | | | | | 1 | | | | |

| | | Ardières | | | | | | Tillet | | | | | |
|----------------|-------------------------------------|-------------------|---------------------------|------------------|-------------------------|---------------------------------|------------------------|--------------------------|---------------------------|-----------------------|------------------------|---------------------------|---------------------------|
| | | Amont mai 2017 | Intermédiaire mai 2017 | Aval mai 2017 | Amont septembre 2017 | Intermédiaire septembre 2017 | Aval septembre 2017 | Amont n novembre 2017 | Méandres novembre 2017 | Port novembre 2017 | Amont novembre 2018 | Méandres novembre 2018 | Pré-Port novembre 2018 |
| | <i>Limnodrilus udekemianus</i> | | | | | | | 2 | | | 1 | | |
| | <i>Aulodrilus limnobius</i> | | | | | | | | | | 1 | | |
| Rhyacodrilinae | <i>Rhyacodrilus subterreanus</i> | 1 | | | | | | | | | | | |
| | <i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i> | | | 1 | | | | | | | | | |
| Lumbriculidae | Lumbriculidae (unidentifiable) | 11 | 1 | | 1 | 1 | | 3 | 19 | | 2 | 18 | |
| | <i>Lumbriculus variegatus</i> | | | | 1 | | | | | | | | |
| Pristininae | <i>Pristina jenkiniae</i> | | | | 1 | | | 1 | | | 1 | | |
| | <i>Pristina menoni</i> | 3 | | | | 20 | | | | | | | |
| | <i>Pristina foreli</i> | | | | | 3 | | | | | | | 1 |
| | <i>Pristina aequiseta</i> | | | | | | | | | | | 1 | 3 |
| | <i>Pristina longiseta</i> | | | | | 5 | | | | | | 6 | 9 |
| Naidinae | <i>Nais communis</i> | | 2 | 2 | 2 | | | | 1 | | | 2 | |
| | <i>Nais variabilis</i> | 1 | | | | | | | | 1 | | | 7 |
| | <i>Nais elinguis</i> | | | 26 | | | | | | | | | 1 |
| | <i>Nais pardalis</i> | | | 2 | | | | | | | | | 1 |
| | <i>Nais christinae</i> | | | 1 | | | | | | | | | |
| | <i>Nais bretscheri</i> | | | | | | | | | | | | 3 |

| | | Ardières | | | | | | Tillet | | | | | |
|---------------|---------------------------------|-------------------|---------------------------|------------------|-------------------------|---------------------------------|------------------------|--------------------------|---------------------------|-----------------------|------------------------|---------------------------|---------------------------|
| | | Amont mai 2017 | Intermédiaire mai 2017 | Aval mai 2017 | Amont septembre 2017 | Intermédiaire septembre 2017 | Aval septembre 2017 | Amont n novembre 2017 | Méandres novembre 2017 | Port novembre 2017 | Amont novembre 2018 | Méandres novembre 2018 | Pré-Port novembre 2018 |
| | <i>Dero digitata</i> | | | | | | | | | | | 5 | 10 |
| | <i>Aulophorus furcatus</i> | | | | | | | | | | | 3 | 5 |
| | <i>Vejdovskyella intermedia</i> | | | 2 | | | | | | | | | 1 |
| | <i>Chaetogaster diastrophus</i> | | | | | | | 1 | | | | 1 | |
| Enchytraeidae | <i>Enchytraeus buchholzi</i> | | | | | | 1 | | 1 | | | | |
| | <i>Cernosvitoviella</i> sp. | 1 | | | | | | | | | | | |
| | <i>Marionina argentea</i> | | | | | | | 4 | 1 | | | | |
| | <i>Globulidrilus riparius</i> | | | 1 | | | | | | | | | |
| Lumbricidae | Lumbricidae g. sp. | | | | | | 1 | 2 | 9 | | | 2 | |

Annexe 3: Contamination des eaux de surface par les substances pharmaceutiques : comparaison des niveaux de concentrations mesurés avec ceux obtenus dans le cadre du Réseau de Surveillance Prospective (RSP)

Comparaison effectuée sur la base des 23 substances suivies communément dans l'ensemble des sites. Les sites du RSP (n=17) sont classés selon quatre catégories, en fonction de leur niveau de pression urbaine et/ou industrielle. Données **Mathon et al. (2019)***



* B. Mathon, A. Togola, N. Mazzella, S. Lardy-Fontan, A. Dabrin, I. Allan, J-P. Ghestem, C. Tixier, J-L. Gonzalez, L. Dherret, A. Yari, M Ferréol, L. Richard, A. Moreira, M. Eon, B. Delest, E. Noel-Chery, M. El Mossaoui, E. Alasonati, C. Miège, – Réseau de Surveillance Prospective (RSP) – évaluation de la pertinence des échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) pour la surveillance des milieux aquatiques - Rapport de synthèse 2019.

Annexe 4: Paramètres sélectionnés pour chaque ACP (Fig. 41 à 44)

| Paramètres étudiés | Unité | Type de mesure | Paramètre pris en compte dans l'ACP des réponses fonctionnelles benthiques (f.g. 40) | | Paramètres pris en compte dans l'ACP physico-chimie (f.g. 41) | |
|---|-----------------------------|--------------------------------|---|---|--|--|
| | | | quels paramètres ? | pourquoi n'a-t-il pas été pris en compte ? | quels paramètres ? | pourquoi n'a-t-il pas été pris en compte ? |
| pH | | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| conductivité | µS/cm | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| O ₂ mg/L | mg/L | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| O ₂ saturation | % | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | corrélé avec O ₂ mg/L |
| Moyenne des températures mesurées en continu sur 3 semaines | °C | continue (capteur) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| [SO ₄] | mg/l | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| COD Therm | mg/l | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| [Cl ⁻] dissous | mg/l | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| [SO ₄ ²⁻] dissous | mg/l | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| [Na ⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| [K ⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| [Mg ²⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| [Ca ²⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| [NH ₄ ⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| [NO ⁻] dissous | mg/l | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| [NO ³⁻] dissous | mg/l | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| [PO ₄ ³⁻] dissous | mg/l | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Somme des pesticides | ng/L | continu (capteur passif TSP) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Mn | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Fe | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Co | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Ni | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Cu | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Zn | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Cd | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Pb | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| As | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Σ Co Mn FePb Cd | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Somme des résidus pharmaceutiques | ng/L | continu (capteur passif POCIS) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Somme des pesticides analysés sur POCIS | ng/L | continu (capteur passif POCIS) | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Granulométrie – sable grossier (refus > 500 µm) | % | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Granulométrie – sable moyen (refus > 200µm) | % | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Granulométrie – sable f h (refus > 50 µm) | % | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Granulométrie – argile, limon (refus < 50 µm) | % | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Matière organique | % | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Humidité | % | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Carbone organique particulaire | % matière sèche | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Phosphore total solide | mg/kg matière sèche | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Σ Na Mg K g/kg | mg/kg matière sèche | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | sélection de chacun des éléments |
| Na | mg/kg matière sèche | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| K | mg/kg matière sèche | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Mg | mg/kg matière sèche | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Ca | mg/kg matière sèche | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Carbone total particulaire (CTP) | % matière sèche | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Azote total particulaire (NTP) | % matière sèche | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | |
| Al | µg/g sédiment sec | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| As | normalisé par teneur en Al | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Co | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Cr | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Cu | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Fe | µg/g sédiment sec | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Mn | µg/g sédiment sec | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Ni | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Pb | normalisé par teneur en Al | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Zn | normalisé par teneur en COP | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Cr+Ni | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Cr+Ni+Co | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Somme des 14 HAPs | ng/g COP | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| HAPs légers | % | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| HAPs lourds | % | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| Somme des 7 PCBs indicateurs | ng/g COP | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| PCBs légers | % | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |
| PCBs lourds | % | ponctuel | | prise en compte uniquement des paramètres biologiques | | pas sélectionné car contaminant |

| Paramètres étudiés | Unité | Type de mesure | Paramètre pris en compte dans l'ACP des réponses fonctionnelles benthiques (f. 40) | | Paramètres pris en compte dans l'ACP physico-chimie (f. 41) | |
|---|--|--|--|--|---|--|
| | | | quels paramètres ? | pourquoi n'a-t-il pas été pris en compte ? | quels paramètres ? | pourquoi n'a-t-il pas été pris en compte ? |
| CE50 Cu | g/kg | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| richesse microbienne | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Chao1 | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Shannon | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Inv_Simpson | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| respiration | nmol CO ₂ /g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | | | pas sélectionné car réponse biologique |
| dénitrification | nmol N ₂ O/g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | | | pas sélectionné car réponse biologique |
| méthanogénèse | nmol CH ₄ /g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | | | pas sélectionné car réponse biologique |
| activité beta-glucosidase | nmol MUF / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | | | pas sélectionné car réponse biologique |
| activité leucine aminopeptidase | nmol MCA / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | | | pas sélectionné car réponse biologique |
| activité phosphatase | nmol MUF / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Décomposition microbienne mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 250 µm | % de matière décomposée | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | sélection des valeurs normalisés | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Décomposition benthique mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 5 mm | % de matière décomposée | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | sélection des valeurs normalisés | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Décomposition microbienne mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 250 µm | % de matière décomposée / °C jour | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Décomposition benthique mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 5 mm | % de matière décomposée / °C jour | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | | | pas sélectionné car réponse biologique |
| décomposition benthique mesurée par les baïnettes lamina | % de matière décomposée / °C jour | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Nombre de taxons d'oligochètes | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Tubif tides avec soies | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Tubif tides sans soies | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| IOBS | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Taxons oligochètes résistants | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Taxons oligochètes assez résistants | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| Taxons oligochètes sensibles | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| densité d'oligochètes | Individus / 0,1 m ² | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas sélectionné car indicateur structurel | | pas sélectionné car réponse biologique |
| ADN 16S (communauté microbienne) | copies / g sédiment frais | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | | | pas sélectionné car réponse biologique |
| nosZ (communauté microbienne) | copies / g sédiment frais | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | | | pas sélectionné car réponse biologique |
| mcrA (communauté microbienne) | copies / g sédiment frais | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | | | pas sélectionné car réponse biologique |
| CE50 cuivre | mg/L | au laboratoire, à partir de lames de verre colonisées par du périphyton pendant 3 semaines | | pas sélectionné car indicateur périphyton | | pas sélectionné car réponse biologique |
| CE50 diuron | mg/L | au laboratoire, à partir de lames de verre colonisées par du périphyton pendant 3 semaines | | pas sélectionné car indicateur périphyton | | pas sélectionné car réponse biologique |
| CE50 glyphosate (paramètre mesuré : estérase) | mg/L | au laboratoire, à partir de lames de verre colonisées par du périphyton pendant 3 semaines | | pas sélectionné car indicateur périphyton | | pas sélectionné car réponse biologique |

Réponse biologique des communautés benthiques

Périphyton

| | Paramètres étudiés | Unité | Type de mesure | Paramètres pris en compte dans l'ACP complète (f. 42) | |
|---|---|--------------------------------|------------------------------|---|---|
| | | | | quels paramètres ? | pourquoi n'a-t-il pas été pris en compte ? |
| Eau de surface | pH | | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | conductivité | µS/cm | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | O ₂ mg/L | mg/L | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | O ₂ saturation | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec O ₂ mg/L |
| | Moyenne des températures mesurées en continu sur 3 semaines | °C | continue (capteur) | <input type="checkbox"/> | selection de la temp moy |
| | [SO ₄] | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | COD Therm | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | [Cl ⁻] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec conductivité |
| | [SO ₄ ²⁻] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec conductivité |
| | [Na ⁺] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec conductivité |
| | [K ⁺] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec conductivité |
| | [Mg ²⁺] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec conductivité |
| | [Ca ²⁺] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec conductivité |
| | [NH ₄ ⁺] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | [NO ₂ ⁻] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | [NO ₃ ⁻] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | [PO ₄ ³⁻] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Somme des pesticides | ng/L | continu (capteur passif TSP) | <input type="checkbox"/> | |
| | Mn | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Fe | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Co | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Ni | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| | Cu | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| | Zn | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| | Cd | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Pb | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | As | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| | Σ Co Mn FePb Cd | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| Somme des résidus pharmaceutiques | ng/L | continu (capteur passif POCIS) | <input type="checkbox"/> | | |
| Somme des pesticides analysés sur POCIS | ng/L | continu (capteur passif POCIS) | <input type="checkbox"/> | corrélé avec la somme des pesticides analysés par TSP | |
| Sédiment | Granulométrie – sable grossier (refus > 500 µm) | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Granulométrie – sable moyen (refus > 200µm) | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Granulométrie – sable f n (refus > 50 µm) | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Granulométrie – argile, limon (refus < 50 µm) | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Matière organique | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| | Humidité | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| | Carbone organique particulaire | % matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| | Phosphore total solide | mg/kg matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Σ Na Mg K g/kg | mg/kg matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Na | mg/kg matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | Na, Mg, K corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | K | mg/kg matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | Na, Mg, K corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Mg | mg/kg matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | Na, Mg, K corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Ca | mg/kg matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Carbone total particulaire (CTP) | % matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| | Azote total particulaire (NTP) | % matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| | Al | µg/g sédiment sec | ponctuel | <input type="checkbox"/> | pas considéré comme un élément toxique par la DCE |
| | As | normalisé par teneur en Al | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Co | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Cr | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | <input type="checkbox"/> | Cr, Ni corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Cu | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Fe | µg/g sédiment sec | ponctuel | <input type="checkbox"/> | pas considéré comme un élément toxique par la DCE |
| | Mn | µg/g sédiment sec | ponctuel | <input type="checkbox"/> | pas considéré comme un élément toxique par la DCE |
| | Ni | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | <input type="checkbox"/> | Cr, Ni corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Pb | normalisé par teneur en Al | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Zn | normalisé par teneur en COP | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Cr+Ni | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | <input type="checkbox"/> | Cr, Ni corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Cr+Ni+Co | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Somme des 14 HAPs | ng/g COP | ponctuel | <input type="checkbox"/> | intégrés dans somme HAPs |
| | HAPs légers | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec % HAPs lourds |
| | HAPs lourds | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Somme des 7 PCBs indicateurs | ng/g COP | ponctuel | <input type="checkbox"/> | | |
| PCBs légers | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec % PCBs lourds | |
| PCBs lourds | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | | |

| Paramètres étudiés | Unité | Type de mesure | Paramètres pris en compte dans l'ACP complète (f. 42) | |
|---|--|--|---|--|
| | | | quels paramètres ? | pourquoi n'a-t-il pas été pris en compte ? |
| CE50 Cu | g/kg | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| richesse microbienne | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Chao1 | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec richesse microbienne |
| Shannon | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec richesse microbienne |
| Inv_Smpson | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec richesse microbienne |
| respiration | nmol CO ₂ / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| dénitrification | nmol N ₂ O / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec respiration |
| méthanogénèse | nmol CH ₄ / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| activité beta-glucosidase | nmol MUF / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| activité leucine aminopeptidase | nmol MCA / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec Bglu |
| activité phosphatase | nmol MUF / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Décomposition microbienne mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 250 µm | % de matière décomposée | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | sélection des valeurs normalisés |
| Décomposition benthique mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 5 mm | % de matière décomposée | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | sélection des valeurs normalisés |
| Décomposition microbienne mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 250 µm | % de matière décomposée / °C jour | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Décomposition benthique mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 5 mm | % de matière décomposée / °C jour | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| décomposition benthique mesurée par les bait lamina | % de matière décomposée / °C jour | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Nombre de taxons d'oligochètes | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| Tubif cides avec soies | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| Tubif cides sans soies | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| IOBS | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Taxons oligochètes résistants | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| Taxons oligochètes assez résistants | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| Taxons oligochètes sensibles | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| densité d'oligochètes | Individus / 0,1 m ² | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| ADN 16S (communauté microbienne) | copies / g sédiment frais | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec richesse microbienne |
| nosZ (communauté microbienne) | copies / g sédiment frais | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| mcrA (communauté microbienne) | copies / g sédiment frais | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| CE50 cuivre | mg/L | au laboratoire, à partir de lames de verre colonisées par du périphyton pendant 3 semaines | <input type="checkbox"/> | |
| CE50 diuron | mg/L | au laboratoire, à partir de lames de verre colonisées par du périphyton pendant 3 semaines | <input type="checkbox"/> | |
| CE50 glyphosate (paramètre mesuré : estérase) | mg/L | au laboratoire, à partir de lames de verre colonisées par du périphyton pendant 3 semaines | <input type="checkbox"/> | |

Réponse biologique des communautés benthiques

Périphyton

| Paramètres étudiés | Unité | Type de mesure | Paramètres pris en compte dans l'ACP Ardières (f. 43) | |
|---|-----------------------------|--------------------------------|---|---|
| | | | quels paramètres ? | pourquoi n'a-t-il pas été pris en compte ? |
| pH | | ponctuel | | poinds important dans l'ACP, dynamique complexe dans ce type de cours d'eau |
| conductivité | µS/cm | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| O ₂ mg/L | mg/L | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| O ₂ saturation | % | ponctuel | | corrélé avec O2 mg/L |
| Moyenne des températures mesurées en continu sur 3 semaines | °C | continue (capteur) | <input type="checkbox"/> | selection de la temp moy |
| [SO ₄] | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| OOD_Therm | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| [Cl ⁻] dissous | mg/l | ponctuel | | corrélé avec conductivité |
| [SO ₄ ²⁻] dissous | mg/l | ponctuel | | corrélé avec conductivité |
| [Na ⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | corrélé avec conductivité |
| [K ⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | corrélé avec conductivité |
| [Mg ²⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | corrélé avec conductivité |
| [Ca ²⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | corrélé avec conductivité |
| [NH ₄ ⁺] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| [NO ₂ ⁻] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| [NO ₃ ⁻] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| [PO ₄ ³⁻] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Somme des pesticides | ng/L | continu (capteur passif TSP) | <input type="checkbox"/> | |
| Mn | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| Fe | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| Co | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| Ni | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| Cu | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| Zn | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| Cd | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| Pb | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| As | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| Σ Co Mn FePb Cd | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| Somme des résidus pharmaceutiques | ng/L | continu (capteur passif POCIS) | <input type="checkbox"/> | |
| Somme des pesticides analysés sur POCIS | ng/L | continu (capteur passif POCIS) | | corrélé avec la somme des pesticides analysés par TSP |
| Granulométrie – sable grossier (refus > 500 µm) | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Granulométrie – sable moyen (refus > 200µm) | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Granulométrie – sable fin (refus > 50 µm) | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Granulométrie – argile, limon (refus < 50 µm) | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Matière organique | % | ponctuel | | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| Humidité | % | ponctuel | | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| Carbone organique particulaire | % matière sèche | ponctuel | | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| Phosphore total solide | mg/kg matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Σ Na Mg K g/kg | mg/kg matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Na | mg/kg matière sèche | ponctuel | | Na, Mg, K corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| K | mg/kg matière sèche | ponctuel | | Na, Mg, K corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| Mg | mg/kg matière sèche | ponctuel | | Na, Mg, K corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| Ca | mg/kg matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Carbone total particulaire (CTP) | % matière sèche | ponctuel | | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| Azote total particulaire (NTP) | % matière sèche | ponctuel | | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| Al | µg/g sédiment sec | ponctuel | | pas considéré comme un élément toxique par la DCE |
| As | normalisé par teneur en Al | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Co | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | | Cr, Ni, Co corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| Cr | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | | Cr, Ni, Co corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| Cu | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Fe | µg/g sédiment sec | ponctuel | | pas considéré comme un élément toxique par la DCE |
| Mn | µg/g sédiment sec | ponctuel | | pas considéré comme un élément toxique par la DCE |
| Ni | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | | Cr, Ni, Co corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| Pb | normalisé par teneur en Al | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Zn | normalisé par teneur en COP | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Cr+Ni | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | | Cr, Ni, Co corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| Cr+Ni+Co | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Somme des 14 HAPs | ng/g COP | ponctuel | <input type="checkbox"/> | intégrés dans somme HAPs |
| HAFs légers | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | corrélé avec % HAFs lourds |
| HAFs lourds | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| Somme des 7 PCBs indicateurs | ng/g COP | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| PCBs légers | % | ponctuel | | corrélé avec % PCBs lourds |
| PCBs lourds | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |

| Paramètres étudiés | Unité | Type de mesure | Paramètres pris en compte dans l'ACP Ardières (f. 43) | |
|---|--|--|---|--|
| | | | quels paramètres ? | pourquoi n'a-t-il pas été pris en compte ? |
| CE50 Cu | g/kg | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| richesse microbienne | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Chao1 | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélés avec richesse microbienne |
| Shannon | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélés avec richesse microbienne |
| Inv_Smpson | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélés avec richesse microbienne |
| respiration | nmol CO ₂ /g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| dénitrif cation | nmol N ₂ O/g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec respiration |
| méthanogénèse | nmol CH ₄ /g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | trop de valeurs manquantes |
| activité beta-glucosidase | nmol MUF / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| activité leucine aminopeptidase | nmol MCA / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec Bglu |
| activité phosphatase | nmol MUF / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Décomposition microbienne mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 250 µm | % de matière décomposée | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | sélection des valeurs normalisés |
| Décomposition benthique mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 5 mm | % de matière décomposée | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | sélection des valeurs normalisés |
| Décomposition microbienne mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 250 µm | % de matière décomposée / °C jour | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Décomposition benthique mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 5 mm | % de matière décomposée / °C jour | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| décomposition benthique mesurée par les bait lamina | % de matière décomposée / °C jour | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Nombre de taxons d'oligochètes | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| Tubif cides avec soies | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| Tubif cides sans soies | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| IOBS | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Taxons oligochètes résistants | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| Taxons oligochètes assez résistants | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| Taxons oligochètes sensibles | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| densité d'oligochètes | Individus / 0,1 m ² | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| ADN 16S (communauté microbienne) | copies / g sédiment frais | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec richesse microbienne |
| nosZ (communauté microbienne) | copies / g sédiment frais | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| mcrA (communauté microbienne) | copies / g sédiment frais | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| CE50 cuivre | mg/L | au laboratoire, à partir de lames de verre colonisées par du périphyton pendant 3 semaines | <input type="checkbox"/> | |
| CE50 diuron | mg/L | au laboratoire, à partir de lames de verre colonisées par du périphyton pendant 3 semaines | <input type="checkbox"/> | |
| CE50 glyphosate (paramètre mesuré : estérase) | mg/L | au laboratoire, à partir de lames de verre colonisées par du périphyton pendant 3 semaines | <input type="checkbox"/> | |

Réponse biologique des communautés benthiques

Périphyton

| | Paramètres étudiés | Unité | Type de mesure | Paramètres pris en compte dans l'ACP Tillet (f. 44) | |
|---|---|--------------------------------|------------------------------|---|---|
| | | | | quels paramètres ? | pourquoi n'a-t-il pas été pris en compte ? |
| Eau de surface | pH | | ponctuel | | poids important dans l'ACP, dynamique complexe dans ce type de cours d'eau |
| | conductivité | µS/cm | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | O ₂ mg/L | mg/L | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | O ₂ saturation | % | ponctuel | | corrélé avec O2 mg/L |
| | Moyenne des températures mesurées en continu sur 3 semaines | °C | continue (capteur) | <input type="checkbox"/> | selection de la temp moy |
| | [SO ₄] | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | COD Therm | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | [Cl ⁻] dissous | mg/l | ponctuel | | corrélé avec conductivité |
| | [SO ₄ ²⁻] dissous | mg/l | ponctuel | | corrélé avec conductivité |
| | [Na ⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | corrélé avec conductivité |
| | [K ⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | corrélé avec conductivité |
| | [Mg ²⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | corrélé avec conductivité |
| | [Ca ²⁺] dissous | mg/l | ponctuel | | corrélé avec conductivité |
| | [NH ₄ ⁺] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | [NO ₂ ⁻] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | [NO ₃ ⁻] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | [PO ₄ ³⁻] dissous | mg/l | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Somme des pesticides | ng/L | continu (capteur passif TSP) | <input type="checkbox"/> | |
| | Mn | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Fe | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Co | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Ni | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| | Cu | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| | Zn | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| | Cd | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Pb | µg/L | continu (capteur passif DGT) | | Co Mn Fe Pb Cd corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | As | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| | Σ Co Mn Fe Pb Cd | µg/L | continu (capteur passif DGT) | <input type="checkbox"/> | |
| Somme des résidus pharmaceutiques | ng/L | continu (capteur passif POCIS) | <input type="checkbox"/> | | |
| Somme des pesticides analysés sur POCIS | ng/L | continu (capteur passif POCIS) | | corrélé avec la somme des pesticides analysés par TSP | |
| Sédiment | Granulométrie – sable grossier (refus > 500 µm) | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Granulométrie – sable moyen (refus > 200µm) | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Granulométrie – sable f n (refus > 50 µm) | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Granulométrie – argile, limon (refus < 50 µm) | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Matière organique | % | ponctuel | | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| | Humidité | % | ponctuel | | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| | Carbone organique particulaire | % matière sèche | ponctuel | | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| | Phosphore total solide | mg/kg matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Σ Na Mg K g/kg | mg/kg matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Na | mg/kg matière sèche | ponctuel | | Na, Mg, K corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | K | mg/kg matière sèche | ponctuel | | Na, Mg, K corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Mg | mg/kg matière sèche | ponctuel | | Na, Mg, K corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Ca | mg/kg matière sèche | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Carbone total particulaire (CTP) | % matière sèche | ponctuel | | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| | Azote total particulaire (NTP) | % matière sèche | ponctuel | | corrélé avec la granulométrie (argile, limon) |
| | Al | µg/g sédiment sec | ponctuel | | pas considéré comme un élément toxique par la DCE |
| | As | normalisé par teneur en Al | ponctuel | | |
| | Co | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Cr | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | | Cr, Ni corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Cu | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Fe | µg/g sédiment sec | ponctuel | | pas considéré comme un élément toxique par la DCE |
| | Mn | µg/g sédiment sec | ponctuel | | pas considéré comme un élément toxique par la DCE |
| | Ni | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | | Cr, Ni corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Pb | normalisé par teneur en Al | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Zn | normalisé par teneur en COP | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Cr+Ni | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | <input type="checkbox"/> | Cr, Ni corrélés entre eux et intégrés dans la somme de ces éléments |
| | Cr+Ni+Co | normalisé par teneur en Fe | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Somme des 14 HAPs | ng/g COP | ponctuel | <input type="checkbox"/> | intégrés dans somme HAPs |
| | HAPs légers | % | ponctuel | | corrélé avec % HAPs lourds |
| | HAPs lourds | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | Somme des 7 PCBs indicateurs | ng/g COP | ponctuel | <input type="checkbox"/> | |
| | PCBs légers | % | ponctuel | | corrélé avec % PCBs lourds |
| PCBs lourds | % | ponctuel | <input type="checkbox"/> | | |

| Paramètres étudiés | Unité | Type de mesure | Paramètres pris en compte dans l'ACP Tillet (f. 44) | |
|---|--|--|---|--|
| | | | quels paramètres ? | pourquoi n'a-t-il pas été pris en compte ? |
| CE50 Cu | g/kg | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| richesse microbienne | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas de valeurs |
| Chao1 | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas de valeurs |
| Shannon | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas de valeurs |
| Inv_Simpson | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | pas de valeurs |
| respiration | nmol CO ₂ /g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| dénitrification | nmol N ₂ O/g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec respiration |
| méthanogénèse | nmol CH ₄ /g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| activité beta-glucosidase | nmol MUF / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| activité leucine aminopeptidase | nmol MCA / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec Bglu |
| activité phosphatase | nmol MUF / g sédiment sec / h | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Décomposition microbienne mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 250 µm | % de matière décomposée | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | sélection des valeurs normalisés |
| Décomposition benthique mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 5 mm | % de matière décomposée | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | sélection des valeurs normalisés |
| Décomposition microbienne mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 250 µm | % de matière décomposée / °C jour | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Décomposition benthique mesurée par les pastilles dans les sacs de maille de 5 mm | % de matière décomposée / °C jour | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| décomposition benthique mesurée par les bait lamina | % de matière décomposée / °C jour | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Nombre de taxons d'oligochètes | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| Tubif cides avec soies | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| Tubif cides sans soies | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| IOBS | | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| Taxons oligochètes résistants | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| Taxons oligochètes assez résistants | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| Taxons oligochètes sensibles | % | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | corrélé avec IOBS |
| densité d'oligochètes | Individus / 0,1 m ² | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | <input type="checkbox"/> | |
| ADN 16S (communauté microbienne) | copies / g sédiment frais | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | trop de valeur manquante |
| nosZ (communauté microbienne) | copies / g sédiment frais | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | trop de valeur manquante |
| mcrA (communauté microbienne) | copies / g sédiment frais | au laboratoire, à partir de sédiment prélevé sur le terrain | | trop de valeur manquante |
| CE50 cuivre | mg/L | au laboratoire, à partir de lames de verre colonisées par du périphyton pendant 3 semaines | <input type="checkbox"/> | |
| CE50 diuron | mg/L | au laboratoire, à partir de lames de verre colonisées par du périphyton pendant 3 semaines | | trop de valeurs manquantes |
| CE50 glyphosate (paramètre mesuré : estérase) | mg/L | au laboratoire, à partir de lames de verre colonisées par du périphyton pendant 3 semaines | | trop de valeurs manquantes |

Réponse biologique des communautés benthiques

Périphyton